

WIRKUNG VON STICK- STOFFÜBERSCHÜSSEN AUF ÖKOSYSTEME UND DIE BIODIVERSITÄT

WIRKUNG VON STICKSTOFFÜBERSCHÜSSEN AUF ÖKOsysteme UND DIE BIODIVERSITÄT

Thomas Dirnböck
Matthias Steinparzer
Anita Zolles
Michael Tatzber
Kerstin Michel
Vincent Forester
Stefan Dullinger



REPORT
REP-0991

WIEN 2026

Projektleitung Thomas Dirnböck

Autor:innen Thomas Dirnböck
Matthias Steinparzer
Anita Zolles (BFW)
Michael Tatzber (BFW)
Kerstin Michel (BFW)
Vincent Forester (Universität Wien)
Stefan Dullinger (Universität Wien)

Layout Neo Eibeck

Umschlagfoto © Umweltbundesamt/B. Gröger

Auftraggeber Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft

Publikationen Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter:
umweltbundesamt.at

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich
Tel.: +43-(0)1-313 04
office@umweltbundesamt.at

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf umweltbundesamt.at.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2026

Alle Rechte vorbehalten

ISBN: 978-3-99004-838-2



INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	6
2	SUMMARY	7
3	EINLEITUNG	8
4	ÖKOSYSTEMARE WIRKUNGEN VON STICKSTOFF.....	10
4.1	Eutrophierung im Waldboden	13
4.2	Wirkung auf Bäume.....	14
4.3	Kritische Belastungsgrenzen	15
5	RECHTLICHE GRUNDLAGEN.....	18
5.1	Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L).....	18
5.2	Österreichisches Forstgesetz	18
5.3	NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284.....	19
5.4	Göteborg-Protokoll (UNECE)	19
5.5	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG)	20
5.6	Wiederherstellungsverordnung (RL 2024/1991/EG)	21
5.7	Nitrat in Grund- und Trinkwasser.....	21
6	METHODEN	23
6.1	Indikatoren für die Wirkung von Stickstoffüberschüssen... 23	
6.1.1	Waldökosysteme	23
6.1.2	Wiesen- und Heidevegetation	23
6.2	Datenquellen.....	24
6.2.1	Waldökosysteme	24
6.2.2	Wiesen- und Heidevegetation	25
6.2.3	Konzentrationen von Ammoniak und Stickoxiden	32
6.3	Statistische Auswertung.....	33
6.3.1	Waldökosysteme	33
6.3.2	Wiesen- und Heidevegetation	33
7	ERGEBNISSE.....	35
7.1	Wälder	35

7.1.1	Überschreitung der Critical Loads	35
7.1.2	Nitrat im Bodenwasser	42
7.1.3	Baumernährung	45
7.2	Wiesen- und Heidevegetation	49
7.2.1	Belastungsgrenzen (Critical Loads).....	49
7.2.2	Überschreitung der Critical Loads	51
7.2.3	Vegetationsveränderung und Biodiversität.....	51
7.3	Überschreitung der kritischen Konzentrationen.....	54
8	DISKUSSION	56
8.1	Stickstoffüberschüsse in Ökosystemen.....	56
8.2	Nitrat im Bodenwasser von Wäldern	57
8.3	Baumernährung.....	59
8.4	Vegetationsveränderungen.....	60
8.4.1	Wälder	60
8.4.2	Eutrophierung von Wiesen und Heiden.....	61
8.4.3	Artenreichtum in Wiesen und Heiden.....	63
9	SCHLUSSFOLGERUNGEN	65
10	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	68
11	TABELLENVERZEICHNIS	70
12	LITERATUR.....	71

1 ZUSAMMENFASSUNG

Stickstoff ist ein lebenswichtiger Nährstoff – durch Landwirtschaft, Verkehr und Industrie gelangen jedoch seit Jahrzehnten zu hohe Mengen in die Umwelt. Trotz sinkender Emissionen seit den 1980er Jahren überschreiten in Österreich noch rund die Hälfte der empfindlichen Ökosystemflächen die kritischen Belastungsgrenzen. Die Messungen im Wald zeigen, dass Einträge von Nitrat abnahmen, Ammonium, das größtenteils aus landwirtschaftlichen Quellen stammt, unverändert hoch blieb und somit den Gesamteintrag von anorganischem Stickstoff zunehmend dominierte.

Die vorliegende Studie zeigt, dass Stickstoffeinträge aus der Luft zu Nährstoffungleichgewichten in Wäldern, vor allem bei Phosphor, führten. Die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser nahmen hingegen ab und sind nunmehr auf einem niedrigen Niveau. Stickstoffüberschüsse führten zu Veränderungen in der Vegetation, insbesondere bei Flechten und empfindlichen Pflanzenarten. Es konnte nachgewiesen werden, dass sich die Artengemeinschaften in Wiesen und Heiden in Richtung stickstoffliebender Arten verschoben, wodurch die Charakterarten nährstoffarmer Lebensräume zunehmend zurückgedrängt wurden. Zwar kam es bisher im Zuge dieses Prozesses teils auch zu Zunahmen der Artenvielfalt, doch bleibt die Biodiversität stickstoffsensitiver Lebensräume bedroht.

Seit dem Jahr 2005 konnte in Österreich die Fläche mit Überschreitungen der kritischen Belastungsgrenzen für Eutrophierung um etwa ein Drittel reduziert werden, was die Wirksamkeit von Emissionsminderungen zeigt. Ohne zusätzliche Maßnahmen, vor allem zur Reduktion von Ammoniak, sind jedoch auch künftig negative Effekte auf Wald- und Offenlandökosysteme zu erwarten.

2 SUMMARY

Nitrogen is an essential nutrient, but for decades, agriculture, transport and industry have been releasing excessive amounts into the environment. Although emissions have declined since the 1980s, around half of Austria's sensitive ecosystem areas still exceed critical pollution thresholds. While nitrate deposition decreased, ammonium, which largely originates from agricultural sources, remained at a consistently high level and increasingly dominated the total input of inorganic nitrogen.

This study shows that airborne nitrogen inputs led to nutrient imbalances in forests, especially in the case of phosphorus. Nitrate concentrations in soil water, on the other hand, decreased and are now at a low level. Excess nitrogen led to changes in vegetation, especially in lichens and sensitive plant species. This study demonstrates that the species communities in meadows and heaths shifted towards nitrogen-demanding species, increasingly displacing the characteristic species of nutrient-poor habitats. Although this process has led to an increase in species diversity in some cases, the biodiversity of nitrogen-sensitive habitats remains under threat.

Since the year 2005, the area exceeding critical eutrophication thresholds has been reduced by approximately one third, demonstrating the effectiveness of emission reductions. However, without additional measures, particularly to reduce ammonia – negative impacts on forest and open-land ecosystems are likely in the future.

3 EINLEITUNG

Stickstoff ist ein essenzieller Nährstoff für die Primärproduktion eines Ökosystems und spielt in terrestrischen Systemen insbesondere für das Pflanzenwachstum eine zentrale Rolle. Unter natürlichen Umständen ist Stickstoff in terrestrischen Ökosystemen meist im Mangel. Während der Industrialisierung stiegen die Stickstoffemissionen aus der Industrie, dem Verkehr und der Landwirtschaft allerdings derart an, dass es auch in natürlichen und halbnatürlichen Ökosystemen (z. B. Wiesen) zu erheblichen Stickstoffüberschüssen kam. Die Folgen waren vielfältig – Nitratverluste in das Grundwasser, Nährstoffungleichgewichte in Wäldern, erhöhte Freisetzung des Treibhausgases Distickstoffmonoxid oder Lachgas (N_2O) und Biodiversitätsverluste.

***immer noch
verbreiteter Stick-
stoffüberschuss***

Obwohl die Stickstoffemissionen in Europa seit den 1980–1990er Jahren stetig abgenommen haben, liegen die Immissionen in etwa 50 % der Ökosystemfläche noch immer über den kritischen Belastungsgrenzen (Critical Loads). Monitoringprogramme, wie jene des UNECE-Übereinkommens über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP), haben die negativen Effekte dokumentiert und entsprechende Emissionsreduktionen vorgeschlagen. Der „Zero Pollution Action Plan“ der EU zielt ebenfalls darauf ab, die Folgen von Stickstoffüberschuss einzudämmen und die Fläche mit Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung bis 2030 gegenüber dem Jahr 2005 um 25 % zu reduzieren (European Commission, 2021). Für seine Umsetzung wird die Richtlinie (EU) 2016/2284 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, kurz NEC-RL, herangezogen.

***geringe Kenntnis zu
ökosystemaren
Effekten***

Das Wissen über stickstoffbedingte Veränderungen von Ökosystemen und der Biodiversität in Österreich sowie die Erholung von Effekten aufgrund abnehmender Belastung ist noch lückenhaft. Besonders gering ist der Wissensstand zur Eutrophierung von Lebensräumen außerhalb des Waldes sowie zu den Auswirkungen auf die Vegetation und Artenvielfalt. Ökosystemare Effekte wie die Veränderung des Ernährungsstatus von Bäumen oder der Nitratkonzentrationen im Bodenwasser liegen aus älteren Arbeiten zwar vor (Neumann, et al., 2001, Smidt und Obersteiner, 2007), wurden aber in Österreich bislang nur an wenigen Einzelstandorten umfassend bewertet (Jandl, et al., 2012a, Umweltbundesamt, 2023a). Eine landesweite Zustandsbeschreibung von Versauerung und Eutrophierung wurde vor 13 Jahren durchgeführt (Jandl, et al., 2012b). Lediglich Untersuchungen zu Vegetationsveränderungen im Wald waren Teil vieler nationaler und internationaler Studien, deren Ergebnisse auch auf Österreich anwendbar sind (Dirnböck, et al., 2014, Perring, et al., 2018a, Staude, et al., 2020, Sanczuk, et al., 2024, Dirnböck, et al., 2018).

Wissenslücken schließen Das Ziel des vorliegenden Berichts ist es, die bestehenden Wissenslücken zu schließen und eine umfassende, aktuelle Bewertung der Wirkungen von Stickstoff auf österreichische Ökosysteme vorzulegen. Die Ergebnisse bieten eine solide Grundlage, um die Wirkung von Emissionsminderungen – wie sie in der NEC-RL und anderen Rechtsgrundlagen zu Luftschadstoffen vorgesehen sind – einzuschätzen.

4 ÖKOSYSTEMARE WIRKUNGEN VON STICKSTOFF

Luftschadstoffe wie Stickstoff (N) wirken sowohl als Gase direkt auf Pflanzen und andere Lebewesen als auch indirekt durch den Eintrag (Deposition) aus der Atmosphäre in Ökosysteme.

gasförmige Stickstoffformen

Stickstoffoxide (NO_x) und Ammoniak (NH_3) können als gasförmige Schadstoffe Pflanzen schädigen (CLRTAP, 2017a). Ammoniak ist in hohen Konzentrationen besonders kritisch (Umweltbundesamt, 2025a). Unter solchen Bedingungen kann er zellschädigend wirken, den Abbau von Chlorophyll und entsprechende Blattverfärbungen hervorrufen sowie die Stomata-Regulation von Blättern stören, was indirekt die CO_2 -Aufnahme und Transpiration beeinflusst (Umweltbundesamt, 2023b).

Eintrag von Stickstoff

Die Deposition von Stickstoff in Ökosysteme erfolgt über trockene, nasse und okkulte Deposition: Trockene Deposition stellt die Adsorption bzw. Ablagerung gasförmiger Stoffe oder fester Partikel an Oberflächen (Vegetation, Boden) und die Aufnahme von Gasen durch die Vegetation dar. Nasse Deposition ist der Eintrag gelöster und ungelöster Verbindungen in Ökosysteme durch den Niederschlag. Unter okkultur Deposition versteht man die Abscheidung von Luftschadstoffen aus Wolken- und Nebeltröpfchen an Pflanzen (Umweltbundesamt, 2023a).

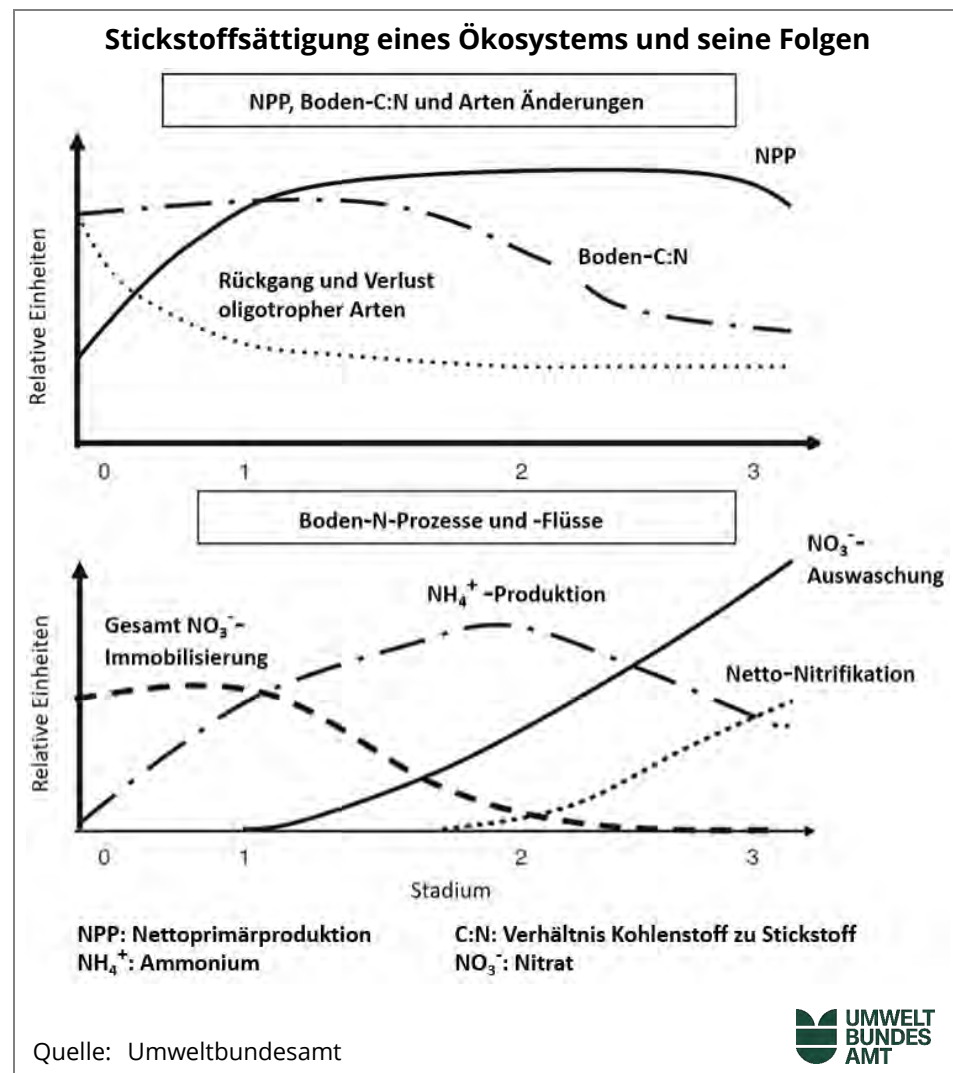
Sonderfall Wald

Wälder sind aufgrund ihrer aerodynamisch rauen Baumkronen besonders effizient bei der Aufnahme von Luftschadstoffen durch trockene und okkulte Deposition (Umweltbundesamt, 2018). Die Messung der Stickstoffdeposition in Wäldern ist daher aufwendiger und komplexer als in anderen Lebensräumen. In Wäldern wird die Deposition in der Regel mithilfe des Durchflusses unter der Krone (Kronentraufe, „Throughfall“) gemessen – d. h. des Niederschlags, der unter dem Kronendach gesammelt wird, – sowie des Stammabflusses (bei Bäumen mit glatter Rinde, wie z. B. Buchen). Die im freien Feld gesammelte Deposition wird als Freiflächendeposition („Bulk Deposition“) bezeichnet. Die Freiflächendeposition erfasst hauptsächlich die nasse Deposition, während die Kronentraufe auch einen Teil der trockenen Deposition beinhaltet, die je nach Waldstruktur stark variieren kann. Hinzu kommt, dass die Erfassung von Nitrat (NO_3^-) in der Kronentraufe unvollständig ist, weil NO_3^- direkt über die Spaltöffnungen der Blätter und Nadeln aufgenommen wird. Partikuläres NO_3^- und Ammonium (NH_4^+) können ebenfalls direkt in der Baumkrone aufgenommen werden bzw. werden sie in Biofilmen an Blatt- und Zweigoberflächen stofflich umgesetzt (Rossella, et al., 2024, Adriaenssens, et al., 2013). Aus den genannten Gründen stellt die in der Kronentraufe gemessene Deposition nicht den gesamten

Stickstoffeintrag dar, dem ein Wald ausgesetzt ist (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Eine detaillierte Abschätzung der verschiedenen Depositionspfade liegt für den ICP Integrated Monitoring Standort Zöbelboden vor (Umweltbundesamt, 2023a).

Stickstoffsättigung Gasförmiges NH_3 wandelt sich in wässriger Lösung leicht in NH_4^+ um und wirkt gemeinsam mit höher oxidierten Stickstoffformen (vor allem NO_3^-) als Pflanzennährstoff. Obwohl Stickstoff ein essenzieller Nährstoff ist, führen langfristig überhöhte Einträge zu Ökosystemveränderungen. Die meisten Ökosysteme sind von Natur aus stickstofflimitiert. Die Aufhebung dieser Limitierung durch den eingebrachten Stickstoff aus der Luft wird als Eutrophierung bezeichnet. Vier Zustände der Eutrophierung führen schlussendlich zu einer Stickstoffsättigung (Aber, et al., (1998), Abbildung 1). Nach einem revidierten Modell der Stickstoffsättigung (Emmett, 2007) durchläuft ein Ökosystem sequenzielle Veränderungen (Stadien 1 bis 3). Erhöhte Stickstoffdeposition führt bei N-limitiertem Pflanzenwachstum zur Erhöhung der Biomasse (Stadium 1), wodurch auch mehr Stickstoff über Blatt- und Nadelstreu sowie durch absterbende Wurzeln in den Boden gelangt. Dies wiederum fördert die Stickstoffmineralisierung und die Bildung von NO_3^- in Stadium 2 (erhöhte Nitrifikation). Nitrat wird schlussendlich aus dem Boden in das Grundwasser ausgewaschen (Stadium 3). Es wird davon ausgegangen, dass diese Veränderungen zunächst mit einem Anstieg der Nettoprimärproduktion (Stufe 1 und 2) und danach mit einem Rückgang einhergehen, wenn andere Nährstoffe als Stickstoff begrenzend wirken. Sinkende Nährstoffverhältnisse, wie beispielsweise Kalzium (Ca): Aluminium (Al), Magnesium (Mg):N oder Phosphor (P):N in Laub und Nadeln sind daher Indikatoren für zunehmende Stickstoffsättigung. Zusätzlich sind in allen Stadien der Rückgang der mikrobiellen Stickstoffimmobilisierung im Boden und der Rückgang von Pflanzenarten, die an stickstoffarme Bedingungen angepasst sind („oligotrophe Arten“) zu beobachten (Emmett, 2007). Durch die Komplexität der involvierten Prozesse wird die sequenzielle Abfolge mit dem Endpunkt Nitratauswaschung nicht immer vollständig durchlaufen (Lovett und Goodale, 2011).

Abbildung 1: Stickstoffsättigung eines Ökosystems und seine Folgen.
Quelle: (Aber, et al., 1998) abgeändert aus (Emmett, 2007).



In diesem Report werden zentrale Wirkungsindikatoren verwendet, die von der Eutrophierung im Boden über die Effekte in Pflanzen zu Veränderungen der Biodiversität reichen. So entsteht ein ganzheitliches Bild der Stickstoffwirkungen. Die zugrundeliegenden Prozesse im Boden und ihre Wechselwirkungen mit Pflanzen sind, wie oben beschrieben, komplex und stark standortsabhängig. Sie werden hier im Folgenden zusammengefasst. Um bestehende Wissenslücken zu schließen, liegt der Fokus bei Waldökosystemen auf ökosystemaren Änderungen und bei den Nicht-Wald-Ökosystemen auf der Veränderung des Artenspektrums und der Biodiversität.

4.1 Eutrophierung im Waldboden

Ein Überschuss an eingetragenem Stickstoff, der durch Ablagerung oder verstärkte Nitrifikation – also die mikrobielle Oxidation von NH_4^+ zu NO_3^- – im Boden entsteht, führt zur Eutrophierung (Abbildung 1). Ammonium ist in der Regel in Waldbodenlösungen nicht nachweisbar, kann aber in Gebieten mit hoher Deposition von NH_4^+ auftreten (Emmett, 2007).

Nitrataustrag ins Grundwasser

Nitrat, welches nicht von den Pflanzen aufgenommen oder in die mikrobielle Biomasse oder organisches Material eingebaut wird, gelangt in gelöster Form über das Bodenwasser in das Grundwasser und in weiterer Folge in Oberflächengewässer. Da die Nitratauswaschung mit der Stickstoffdeposition zunimmt, ist sie ein Indikator für den Grad der Stickstoffsättigung eines Ökosystems. Mehrere standortsspezifische Faktoren beeinflussen die Nitratauswaschung: Zuerst spielen jene Faktoren eine Rolle, die die Mineralisierung von Stickstoff im Boden steuern. Hierfür wird das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C:N-Verhältnis) in der organischen Substanz des Bodens als Indikator verwendet (Gundersen, Callesen und Vries, 1998). Zusätzlich bestehen Einflüsse durch die Baumart und den Grad der Vegetationsbedeckung (Dise, et al., 2009). In Wäldern sind abiotische und biotische Störungen durch Stürme und Schädlinge, aber auch die Waldbewirtschaftung weitere wesentliche Faktoren (Umweltbundesamt, 2023a, Dirnböck, et al., 2016). Als Richtwert gilt, dass unterhalb eines C:N-Verhältnisses von etwa 25 und oberhalb einer jährlichen N-Deposition von 10 kg N/ha/a die Nitratauswaschung drastisch zunimmt (Borken und Matzner, 2004).

Zu- und Abnahmen an Bodenkohlenstoff

Im Allgemeinen stimulieren kurzfristige und niedrig dosierte Stickstoffeinträge in stickstofflimitierten Ökosystemen die mikrobielle Aktivität im Boden, die autotrophe Wurzelatmung und die Zersetzung organischer Substanz, während langfristige und hoch dosierte Stickstoffzugaben das Gegenteil bewirken (Janssens, et al., 2010). Das C:N-Verhältnis, ein guter Indikator für die Qualität der organischen Bodensubstanz, spielt hierbei ebenfalls eine Rolle. Stickstoffeinträge bei hohem C:N-Verhältnis im Boden erhöhen den Abbau der organischen Bodensubstanz, wohingegen sich der Abbau in Böden mit niedrigem C:N-Verhältnis verringert (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Diese Prozesse beeinflussen die Dynamik des Bodenkohlenstoffs und können sowohl Zu- als auch Abnahmen der Kohlenstoffmengen im Boden bei Stickstoffeinträgen bedingen.

Emission von Treibhausgasen

Die Produktion des Treibhausgases N_2O im Boden ist vor allem auf mikrobiologische Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation zurückzuführen (Butterbach-Bahl, et al., 2013). Die Aufnahme von atmosphärischem Methan (CH_4) in Waldböden wird ebenfalls durch

Bodenmikroorganismen katalysiert. Eine Erhöhung der N_2O -Emission mit der Menge an Stickstoffdeposition sowie Zusammenhänge von Stickstoffdeposition und CH_4 -Aufnahme im Boden wurden in Waldökosystemen nachgewiesen (Butterbach-Bahl, et al., 2011).

Bodenversauerung Die Nitrifikation von NH_4^+ und die Auswaschung von NO_3^- aus dem Boden führen zur Mobilisierung und Auslaugung von basischen Kationen. Stickstoffeinträge haben daher auch – in Kombination mit Schwefeleinträgen – Bodenversauerung zur Folge.

4.2 Wirkung auf Bäume

Förderung und Verringerung des Wachstums

Die wachstumsfördernde Wirkung von Stickstoffeinträgen aus der Luft in Wäldern Europas wurde mehrfach nachgewiesen (Etzold, et al., 2020). Eine Erhöhung der Zufuhr jedes essenziellen Nährstoffs – einschließlich Stickstoff – stimuliert das Wachstum von Pflanzen nur solange es nicht durch andere Faktoren eingeschränkt wird (z. B. Klima). Im Zustand einer ausgeprägten Stickstoffsättigung, die bei langanhaltendem, hohem Eintrag entsteht, verstärken weitere Stickstoffeinträge das Baumwachstum nicht mehr. Struktur und Funktion des Ökosystems werden zunehmend gestört (Abbildung 1). Die Beziehungen zwischen dem Wachstum europäischer Baumarten und der Stickstoffdeposition zeigen daher häufig ein Wachstumsmaximum bei 20–40 kg N/ha/a (Braun, Schindler und Rihm, 2017). Vor allem in Regionen mit hoher Stickstoffdeposition wurden die seit der Jahrtausendwende vermehrt beobachteten, klimatisch bedingten Wachstumsrückgänge im Wald verstärkt (Nabuurs, et al., 2013, Kint, et al., 2012).

Verschlechterung der Baumernährung

Erhöhte Stickstoffeinträge in Wälder können den Ernährungszustand von Bäumen verändern. Als Indikator dient die Nährstoffkonzentration in Laub und Nadeln. In der Regel werden parallel zu einer Zunahme der Stickstoffkonzentrationen die P-Konzentrationen und – je nach Standort – die Kalium- (K) bzw. Mg-Konzentrationen gesenkt. Die Verhältnisse zwischen Stickstoff auf der einen Seite und P, K und Mg auf der anderen Seite nehmen also bei zunehmender Stickstoffdeposition tendenziell zu. Diese Mangelsymptome sind aller Wahrscheinlichkeit nach neben den klimatischen Veränderungen für die oben beschriebenen Wachstums- einbußen im Wald verantwortlich (Waldner, et al., 2015, Braun, Schindler und Rihm, 2020, Jonard, et al., 2015). Als Hauptmechanismus wird die durch Stickstoffdeposition ausgelöste Veränderung symbiontischer Pilze (Mykorrhiza) im Boden vermutet, die die nötigen Mikronährstoffe nicht mehr in ausreichendem Maß mobilisieren können (Suz, et al., 2021). Die

Verschiebung der Nährstoffverhältnisse kann weiter zu einer erhöhten Frostanfälligkeit von Bäumen führen (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022).

Dürre, biotische und abiotische Störungen

Die erhöhte Dürreanfälligkeit von Waldbeständen unter hohen Stickstoffdepositionen ist bislang unzureichend erforscht, dürfte jedoch durch einen gesteigerten Wasserbedarf infolge des beschleunigten Wachstums bedingt sein (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Ebenso sind die Ursachen der nachgewiesenen stärkeren Anfälligkeit von Bäumen gegenüber biotischen Kalamitäten (Insekten, Pilze usw.) wenig erforscht. Da sich das Feinwurzelsystem von Bäumen unter hohen Stickstoffeinträgen schlechter entwickelt, weisen solche Wälder eine höhere Sturmanfälligkeit auf (Flückiger und Braun, 1998).

4.3 Kritische Belastungsgrenzen

Die Maßnahmen, die für die Umsetzung des Göteborg-Protokolls und der NEC-RL (siehe Kapitel 5) zur Einhaltung der Emissionsreduktionsverpflichtungen vorgeschlagen werden, orientieren sich an der Vermeidung negativer Wirkungen im Ökosystem und auf die menschliche Gesundheit. Der wesentliche Indikator für Ökosystemeffekte sind die kritischen ökologischen Belastungsgrenzen, die sogenannten „Critical Loads“ und „Critical Levels“. Die Einhaltung oder Unterschreitung solcher Grenzwerte für Luftschadstoffe gewährleisten nach heutigem Wissensstand, dass ein Ökosystem weder akut noch langfristig geschädigt wird (Nilsson und Grennfelt, 1988). Während Critical Loads die kritischen Eintragsmengen (Deposition) definieren, sind Critical Levels kritische Konzentrationen in der Umgebungsluft (CLRTAP, 2017a, CLRTAP, 2017b).

Critical Levels

Der wissenschaftliche Kenntnisstand zu Critical Levels für Stickoxide (NO_x) und zu jenen für NH_3 wurde in den letzten Jahren von Fachexpert:innen mehrfach überprüft (Umweltbundesamt, 2023b). Jahresmittelwerte kritischer Konzentrationsgrenzen von Stickstoffdioxid (NO_2) liegen demnach bei $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. bei einem 24-Stundenmittelwert von $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, von NH_3 zwischen 1 und $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabelle 1).

Tabelle 1: Kritische Konzentrationsgrenzen (Jahresmittelwerte) für Stickstoffdioxid (NO₂) und Ammoniak (NH₃) (Quelle: (Umweltbundesamt, 2023b, CLRTAP, 2017a)).

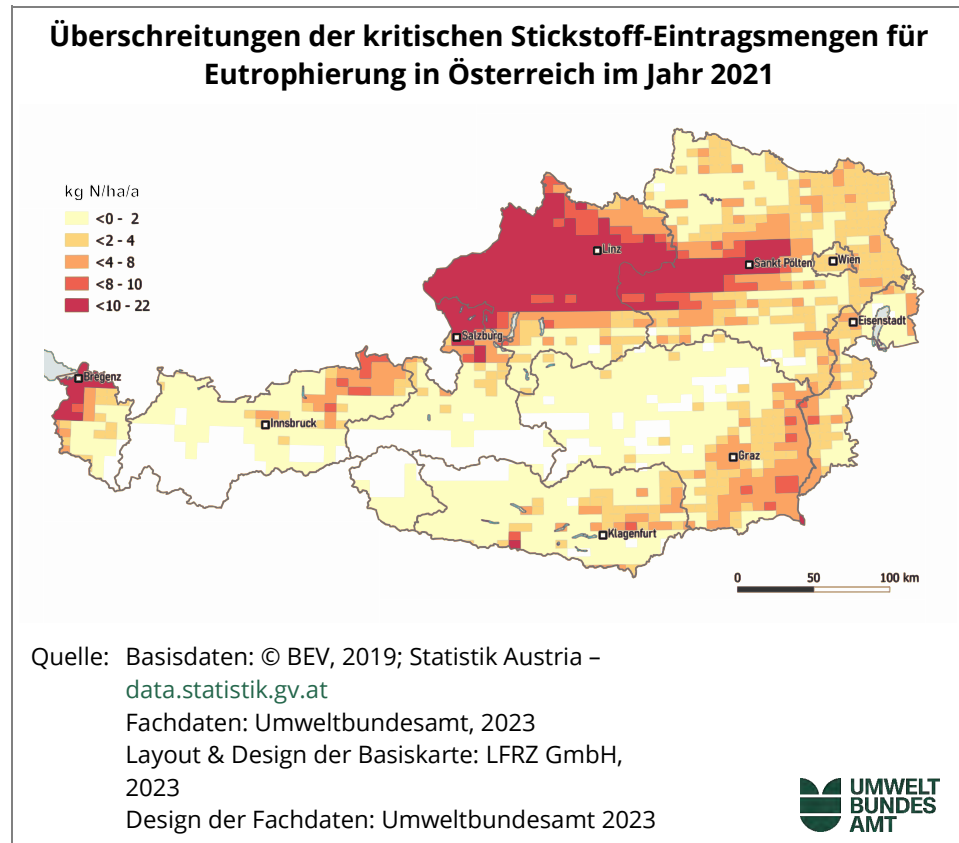
Organismengruppen	NO ₂ (µg/m ³)	NH ₃ (µg/m ³)
Flechten und Moose	-	1
Empfindliche Gefäßpflanzen	30 (75 ¹)	3

Bislang lag für Österreich keine Bewertung der Belastungssituation bezüglich der Critical Levels vor. Durch das neue Ammoniakmessnetz, das im Jahr 2021 in Österreich umgesetzt wurde (Umweltbundesamt, 2025a), ist eine erste Einschätzung von Ökosystemwirkungen von Ammoniak in diesem Report möglich.

Critical Loads Die kritischen Eintragungsmengen an Stickstoff werden Standorts- und Ökosystem-spezifisch eruiert. Für Österreich liegen modellierte, landesweite Daten der Überschreitung der Critical Loads vor, die auf Basis empirisch festgelegter Grenzwerte (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022) und Massenbilanzmodellierungen (Wald) erstellt werden (Umweltbundesamt, 2025b). Demnach waren im Jahr 2021 die Critical Loads auf insgesamt 55 % der Fläche sensibler Ökosystemtypen in Österreich überschritten. In Schutzgebieten lag der Flächenanteil in etwa gleich bei 54 %. Die Überschreitung der Critical Loads belief sich im Jahr 2021 im Mittel auf 5 kg N/ha/a, in Schutzgebieten war sie etwas niedriger mit 4,5 kg N/ha/a. Die höchsten Überschreitungen traten im Nördlichen Alpenvorland, dem Granit- und Gneishochland sowie dem südöstlichen Alpenvorland auf (Abbildung 2).

¹ 24-Stundenmittelwert

Abbildung 2:
Überschreitung der
Critical Loads für
Eutrophierung durch
Stickstoffdeposition in
Ökosystemen in
Österreich für das
Jahr 2021.



5 RECHTLICHE GRUNDLAGEN

5.1 Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L)

Das Immissionsschutzgesetz-Luft (BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.g.F.) legt für bestimmte Luftschadstoffe wie Schwefeldioxid (SO₂), NO₂, NO_x, Kohlenmonoxid (CO), Staubpartikel mit einem Durchmesser unter 10 µm (PM₁₀) bzw. 2,5 µm (PM_{2,5}), Schwermetalle, Benzol und Benzo(a)pyren Grenzwerte und Zielwerte für die Belastung in der Außenluft fest. Das IG-L setzt im Wesentlichen die alte EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG um und wird zurzeit überarbeitet, da eine Neufassung der EU-Luftqualitätsrichtlinie (EU) 2024/2881 seit 10. Dezember 2024 in Kraft ist und von den EU-Mitgliedstaaten bis 11. Dezember 2026 in nationales Recht umzusetzen ist.

Grenz- und Zielwerte Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte von NO_x zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation sind in der Verordnung zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation (BGBl. II Nr. 298/2011) festgelegt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Grenz- und Zielwerte der Verordnung zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation für Stickoxide (NO_x) und Stickstoffdioxid (NO₂) (BGBl. II 298/2011).

	Schadstoff	Konzentration	Mittelwertart
Grenzwert	NO _x	30 µg/m ³	Jahresmittelwert, NO _x ist als Summe von Stickstoffmonoxid (NO) und NO ₂ in µg/m ³ zu berechnen
Zielwert	NO ₂	80 µg/m ³	Tagesmittelwert

5.2 Österreichisches Forstgesetz

Regelung und Schutz der Waldfunktionen Die multifunktionellen Wirkungen des Waldes umfassen die Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion. Die Schutz- und Wohlfahrtswirkungen beinhalten den Schutz vor Elementargefahren und schädigenden Umwelteinflüssen, den Schutz und Erhaltung der Bodenkraft, den Ausgleich des Klimas und des Wasserhaushaltes – auch im Hinblick auf die Kohlenstoffaufnahme und -speicherung – sowie Luft- und Immissionsschutz und die Erhaltung der Biodiversität. Die

Multifunktionalität des Waldes ist wegen der wesentlichen Bedeutung für die Gesellschaft im Forstgesetz (1975) sowie in zahlreichen internationalen und nationalen Strategien und Konventionen verankert (z. B. Österreichische Waldstrategie 2020+², Alpenkonvention³, EU Soil Strategy for 2030⁴). Die Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen des Forstgesetzes (Forstverordnung, BGBl. Nr. 199/1984) legt Grenzwerte für die Konzentrationen von SO₂, NH₃ und anderen Stoffen in der Luft, Einträgen von Schwermetallen sowie für Konzentrationen von Parametern wie Stickstoff, Schwefel und Chlor in Pflanzenmaterial fest.

5.3 NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284

Revisionen und nationales Recht

Die Richtlinie über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (EU) 2016/2284 – die sogenannte NEC-Richtlinie – legt für die einzelnen Mitgliedstaaten nationale Emissionsreduktionsverpflichtungen für 2020 und 2030 festgelegt. Betroffen sind Schwefeldioxid (SO₂), NO_x, NH₃, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) sowie Feinstaub (PM_{2,5}). Die Umsetzung in nationales Recht erfolgt über das Emissionsgesetz-Luft 2018 (EG-L 2018).

NEC-RL Ökosystem-monitoring

Die NEC-Richtlinie sieht neben der Erstellung eines Nationalen Luftreinhalteprogramms und den Berichtspflichten für Luftschadstoffemissionen gemäß Artikel 9 auch ein verpflichtendes Wirkungsmonitoring für Ökosysteme vor. In Österreich wurde dieses in den letzten Jahren auf Basis bestehender Monitoringsysteme entwickelt (Umweltbundesamt, 2024b). Die daraus gewonnenen Daten bilden eine wesentliche Grundlage für die hier durchgeführte Bewertung.

5.4 Göteborg-Protokoll (UNECE)

Im Rahmen des UNECE-Übereinkommens über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) wurde am 1. Dezember 1999 das Protokoll zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Göteborg-Protokoll, 1999) von Österreich

² https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:624be2ac-5e14-4c33-94e2-8a8cb7e4554e/Waldstrategie%20Deutsch%20SRA4_BML.pdf

³ <https://www.alpconv.org/de/startseite/>

⁴ https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-and-land/soil-strategy_en

unterzeichnet und am 21. März 2024 ratifiziert. Das Protokoll enthält absolute Emissionshöchstmenge für 2010 und trat am 17. Mai 2005 in Kraft. Im Mai 2012 wurde eine Revision des Göteborg-Protokolls mit neuen Reduktionsverpflichtungen für das Jahr 2020 verabschiedet. Zurzeit wird das Protokoll abermals revidiert. Österreich beteiligt sich an internationalen Kooperationsprogrammen (z. B. ICP Forests) für das Wirkungsmonitoring von Emissionsreduktionsmaßnahmen. Der Zöbelboden ist der einzige österreichische Monitoring-Standort, der dem „ICP Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems“ (IM) zuarbeitet.

5.5 Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (RL 92/43/EWG)

Ziele Die Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie (92/43/EWG) verfolgt das Ziel, zur Sicherung der Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen im europäischen Gebiet der Mitgliedstaaten beizutragen. Die nach der FFH-Richtlinie vorgesehenen Maßnahmen (Gebiets- und Artenschutzmaßnahmen) sehen die Wahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der Schutzgüter (Lebensraumtypen nach Anhang I und Arten nach Anhang II, IV und V der FFH-RL) vor.

Beschreibung Erhaltungszustand Der Erhaltungszustand wird durch den Zustand von vier Parametern beschrieben, unter denen jener der „Struktur und Funktionen“ für die Lebensraumtypen und jener der „Habitate der Arten“ für die Tier- und Pflanzenarten die Qualität von konkreten Vorkommen bewerten. Die Nährstoffversorgung stellt dabei einen wichtigen Indikator für die Qualität von zahlreichen Schutzgütern dar. Der Erhaltungszustand von Schutzgütern, die von Nährstoffarmut geprägt sind, wie z. B. die Lebensraumtypen aus der Gruppe der Moore (z. B. 7110 Lebende Hochmoore, 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore, 7230 Kalkreiche Niedermoore) oder des Grünlandes (z. B. 6190 Pannonische Fels-Trockenrasen, 6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien, 6240 Subpannonische Steppen-Trockenrasen) bzw. Arten mit nährstoffarmen Habitaten (z. B. 1029 *Margaritifera margaritifera*, 1059 *Maculinea teleius*, 1917 *Artemisia pancicii*) wird durch Stickstoffeinträge verschlechtert. Dementsprechend werden für die Berichte nach Art. 17 FFH-Richtlinie, mit denen die EU-Mitgliedstaaten alle sechs Jahre den Erhaltungszustand der Schutzgüter bewerten müssen, eine Reihe von Gefährdungsfaktoren (pressures and threats) mit Bezug auf Stickstoffeinträge

vorgegeben, darunter PA13 Application of natural or synthetic fertilisers on agricultural land und PK04 Atmospheric N-deposition.

5.6 Wiederherstellungsverordnung (RL 2024/1991/EG)

Zur Gewährleistung der Erholung der biologischen Vielfalt und Widerstandsfähigkeit der Natur in der EU wurde die Verordnung zur Wiederherstellung der Natur (EU 2024/1991) beschlossen. Eine der Maßnahmen der Verordnung ist die Rückführung von Ökosystemen, die durch langjährig überhöhte Stickstoffeinträge überdüngt wurden, in einen natürlichen Nährstoffzustand sowie die Erreichung eines günstigen Erhaltungszustands der Arten und Lebensraumtypen gemäß der FFH-Richtlinie. Daher müssen Stickstoffemissionsminderungen im nationalen Wiederherstellungsplan im Einklang mit dem nationalen Luftreinhalteprogramm⁵ und der NEC-Richtlinie (siehe Kapitel 5.3) berücksichtigt werden.

5.7 Nitrat in Grund- und Trinkwasser

Regelwerk Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) und die Grundwasserrichtlinie (GWRL, 2006/118/EG) zielen auf die Erreichung des „guten Zustands“ von Wasserkörpern und den Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung ab. In Österreich werden sie über die Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II Nr. 479/2006 i.d.g.F.) und die Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (QZV Chemie GW, BGBl. II Nr. 98/2010 i.d.g.F.) umgesetzt. In der QZV Chemie GW sind Schwellenwerte für Schadstoffe in den Grundwasserkörpern und weitere Kriterien für die Beurteilung des guten chemischen Zustands festgelegt. Schwellenwerte für das Grundwasser werden in der Regel von Grenzwerten zum Schutz der menschlichen Gesundheit (z. B. Trinkwassergrenzwerten) oder von Grenzwerten zum Schutz von Ökosystemen abgeleitet. In Österreich regelt die Trinkwasserverordnung (TWV, BGBl. II Nr. 304/2001 i.d.g.F.) die Anforderungen an die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

⁵ https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:7aa40ac8-98db-4168-896f-632038bb0247/Luftreinhalteprogramm_2023.pdf

Regelung und Überwachung

Der Trinkwasserparameterwert für NO_3^- ist auf 50 mg/l festgesetzt, der Grundwasserschwellenwert auf 45 mg/l. Gewässerverunreinigungen durch NO_3^- werden zudem im europäischen Rahmen durch die Vorgaben der Nitratrichtlinie (91/676/EWG) adressiert. Diese definiert unter anderem zeitliche, mengenmäßige und örtliche Beschränkungen für die Ausbringung stickstoffhaltiger Düngemittel auf landwirtschaftlichen Flächen. National wird sie über die Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung (NAPV, BGBl. II Nr. 495/2022 i.d.g.F.) umgesetzt. Um geeignete Maßnahmen für den Gewässerschutz abzuleiten, sind flächendeckende Stickstoffbilanzen von großer Bedeutung. Diese sollten neben den landwirtschaftlichen Stickstoffquellen auch alle weiteren Eintragspfade – wie etwa die atmosphärische Deposition oder die Freisetzung aus Waldökosystemen – sowie deren Auswirkungen auf Grund- und Oberflächengewässer berücksichtigen (Umweltbundesamt, 2024a).

6 METHODEN

6.1 Indikatoren für die Wirkung von Stickstoffüberschüssen

6.1.1 Waldökosysteme

Einschätzung negativer Effekt

Die Überschreitung der Critical Loads und Critical Levels erlaubt eine erste Einschätzung von zu erwartenden negativen Effekten. Für die Bewertung verwendet werden empirisch festgelegte Werte verwendet (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Die zeitliche Entwicklung der Überschreitungen von anorganischem Stickstoff wird als die Summe von NO_3^- und NH_4^+ dargestellt, da vor allem langfristig anhaltende Stickstoffüberschüsse bedenklich sind. Neben dem anorganischen Stickstoff wird auch organischer Stickstoff in Waldökosysteme eingetragen. Dieser entsteht nicht aus anthropogenen Quellen und ist bezüglich der ökosystemaren Wirkungen weniger bedenklich. Organischer Stickstoff wird hier daher nicht behandelt. Vom Standort Zöbelboden liegen entsprechende Messungen vor (Umweltbundesamt, 2023a).

Messdaten und Bewertung

Zusätzlich werden direkte Messdaten des Waldmonitorings verwendet. Zur Einschätzung des Status und der Entwicklung der Baumernährung wurden Konzentrationen von N, P, und K sowie die Verhältnisse N:P und N:K in Nadeln und Blätter verwendet. Weiters wurde der Stickstoffüberschuss anhand der Trends der Nitratkonzentrationen im Bodenwasser bewertet. Die Stickstoffeffekte auf die Waldvegetation wurden anhand vorhandener Literatur bewertet.

6.1.2 Wiesen- und Heidevegetation

Die Veränderung der Vegetation und Biodiversität in Wiesen- und Heidelebensräumen wurde anhand mehrerer Indikatoren bewertet:

Indikatoren

- Alpha-Biodiversität: Summe aller Gefäßpflanzenarten pro Erhebungsfläche.
- Ökologische Indikatorwerte für Nährstoffe (N) (Karrer, 2025). Eine Zunahme des mittleren Indikatorwertes aller vorkommenden Gefäßpflanzenarten bedeutet, dass sich die Artenzusammensetzung in Richtung eines eutropheren Zustandes verschoben hat.

- Stickstoff-Verhältnis: Eine Abnahme bedeutet, dass entweder Gefäßpflanzenarten zunehmen, die besonders eutrophe Nährstoffverhältnisse anzeigen, oder Pflanzenarten abnehmen, die besonders oligotrophe Nährstoffverhältnisse anzeigen, bzw. dass beides gleichzeitig passierte.
- Ökologische Indikatorwerte für Bodenversauerung (R). Eine Abnahme des mittleren Indikatorwertes aller vorkommenden Gefäßpflanzenarten bedeutet, dass sich die Artenzusammensetzung in Richtung eines acidophileren Zustandes verschob.

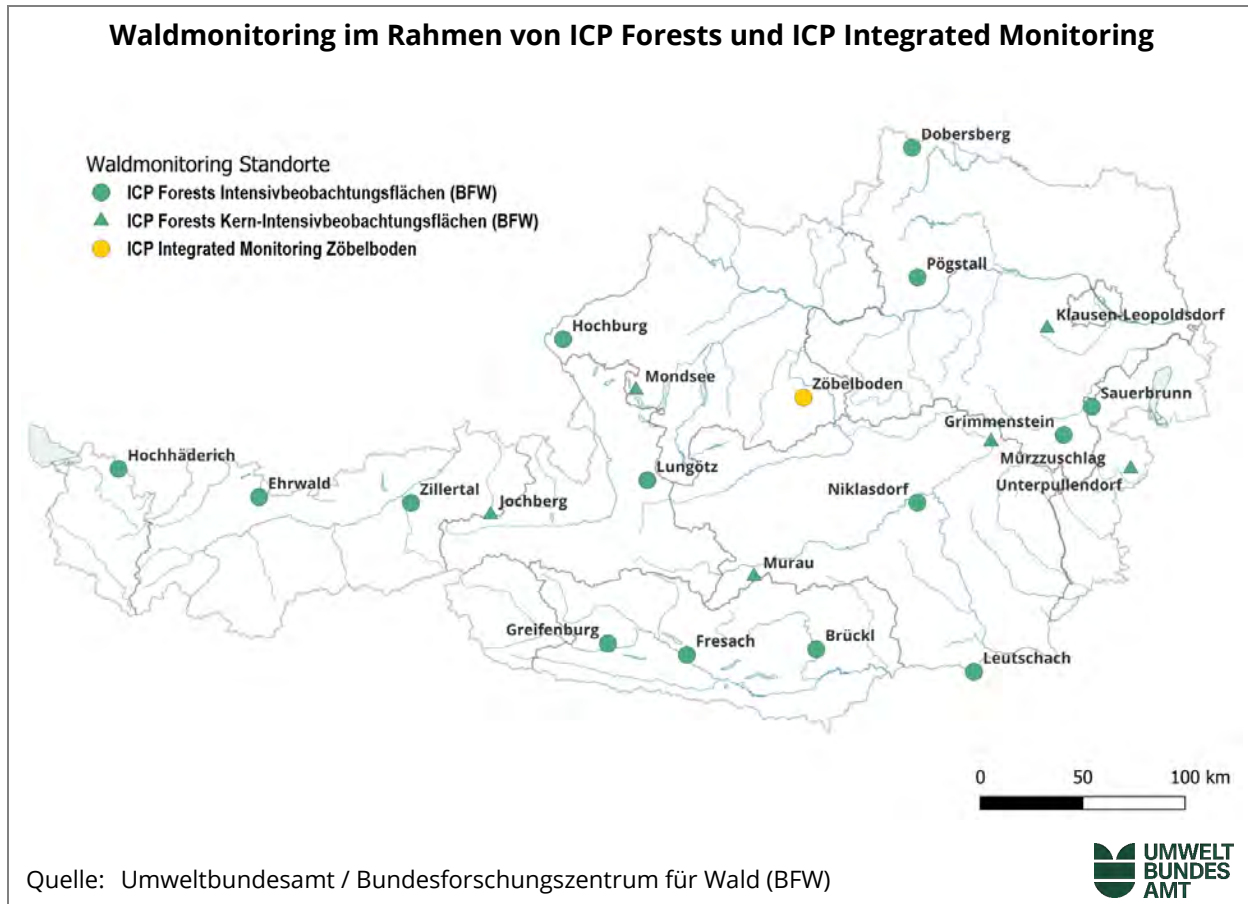
6.2 Datenquellen

6.2.1 Waldökosysteme

Für die Bewertung der Einflüsse von Stickstoff auf Waldökosysteme in Österreich wurden die Daten des CLRTAP-Langzeitmonitorings von ICP Forests (BFW, 2016) und ICP Integrated Monitoring (Umweltbundesamt, 2023a) verwendet. Am ICP Integrated Monitoring Standort Zöbelboden lagen Daten von mehreren Einzelflächen (IP1, IP2 und IP3) vor. Insgesamt waren es 21 Flächen, die seit den 1990er Jahren untersucht wurden (Abbildung 3). Die Flächen umfassen eine breite Palette an für Österreich repräsentativen Wald- und Bodentypen (Tabelle 3).

Zeitlich unterschiedlich aufgelöste Daten wurden einheitlich auf Monats- und Jahreswerte aggregiert oder gewichtet gemittelt. Dabei wurde die Datenqualität kontrolliert, Ausreißer (99. Perzentile + 1,5-facher Interquartilsabstand) exkludiert und der gesamte Datensatz bereinigt. Depositions- und Bodenwasserdaten wurden monatlich, Blatt- und Nadelnährstoffdaten jährlich analysiert.

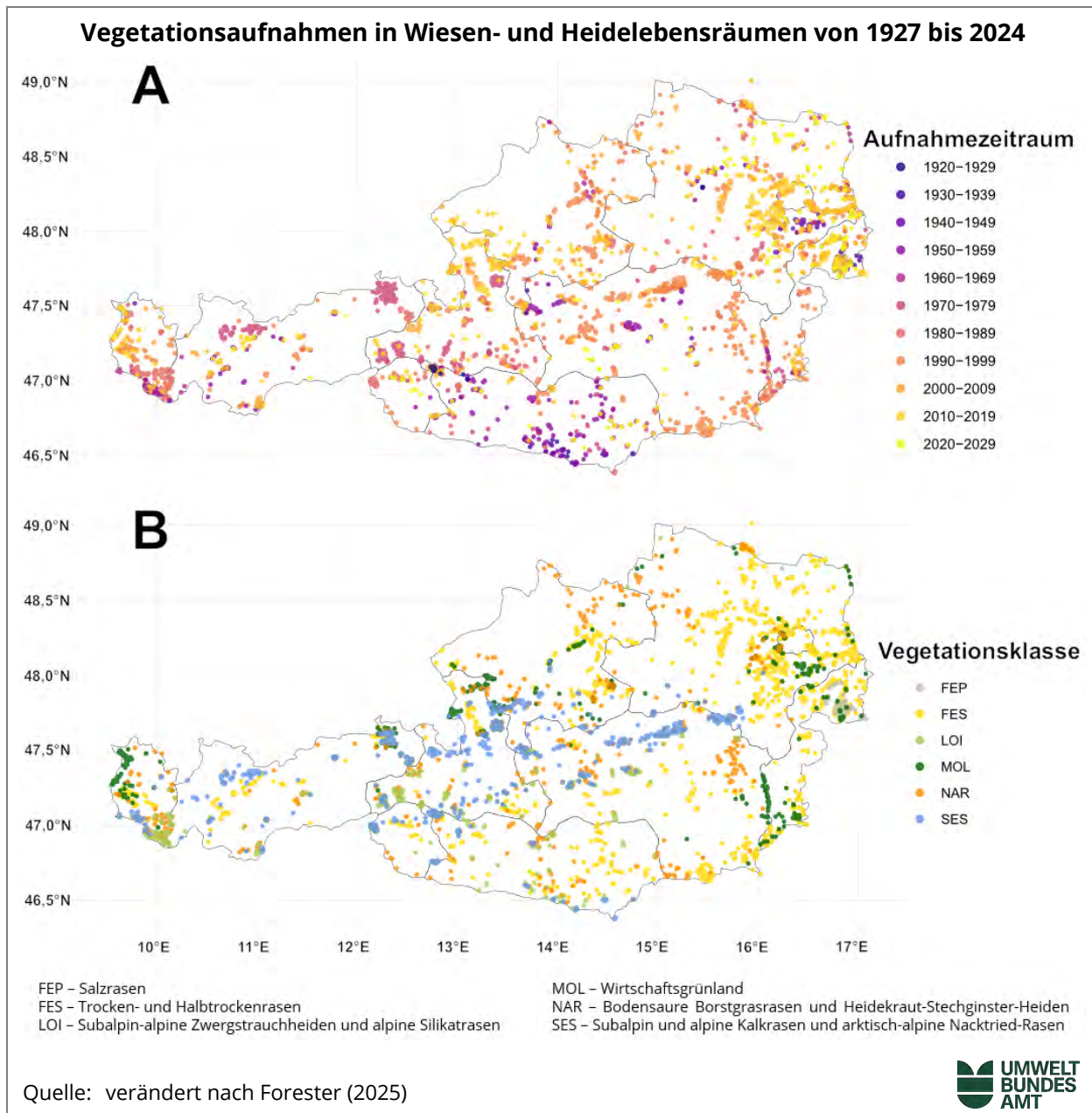
Abbildung 3: Monitoringflächen des ICP Forests und ICP Integrated Monitoring.



6.2.2 Wiesen- und Heidevegetation

Die Datenbereinigung, Analyse und Interpretation erfolgte im Rahmen einer Masterarbeit in Kooperation mit der Universität Wien (Forester, 2025, unpubliziert). Die Methoden sind hier nur vereinfacht dargestellt. Der verwendete Datensatz für die Bewertung von Vegetationsveränderungen bestand aus über 280 Einzeldatensätzen zu Vegetationsaufnahmen aus den Jahren 1927 bis 2024 (Willner, Berg und Heiselmayer, 2012). Für jede Fläche waren Zusatzinformationen wie geografische Position, Jahr der Aufnahme, Vegetationsklasse und Aufnahmefläche vorhanden. Die Nomenklatur inkl. Autor:innen der Pflanzensoziologischen Klassen erfolgt nach FloraVeg.EU (Chytrý, et al., 2024). Der resultierende, bereinigte Datensatz umfasste 445.892 einzelne Pflanzenbeobachtungen auf 14.546 Flächen (Abbildung 4).

Abbildung 4: Verteilung der verwendeten Vegetationserhebungen in Österreich nach Jahren der Aufnahme (A) und ihrer Zugehörigkeit zu Vegetationstypen (B).



Die untersuchten Vegetationstypen wurden einer Reihe pflanzensoziologischer Klassen von Wiesen und Heiden zugeordnet.

6.2.2.1 Salzrasen (*Festuco-Puccinellietea* Soó ex Vicherek 1973)

umfasste Arten und Standortcharakteristik

Die Klasse *Festuco-Puccinellietea* umfasst salzgeprägte Trocken- bis Halbtrockenrasen und Salzsteppen, die vor allem in subkontinentalen bis kontinentalen Klimaregionen vorkommen. Die Standorte zeichnen sich durch stark salzbeeinflusste, meist sodische oder leicht gipsreiche

Ton- und Lehmböden aus, die oft periodisch vernässen (Überflutung oder hohe Grundwassereinwirkung) und im Sommer stark austrocknen. Diese Vegetation ist meist halbnatürlich und durch extensive Beweidung (Rinder, Schafe) geprägt.

Salzrasen kommen in Österreich vor allem ganz im Osten im pannonischen Tiefland vor. Binnenländische Salzsumpfwiesen und -weiden erreichen in Ostösterreich die Westgrenze ihrer Verbreitung. Die charakteristischen Standorte sind Uferbereiche von Salzlacken, wo sich feuchte und trockene Salzrasen verzahnen.

Gräser und Kräuter Die Gesellschaften der *Festuco-Puccinellietea* sind durch salztolerante (halophile) Gräser und Kräuter charakterisiert, die an starke Bodenversalzung, Trockenstress und hohe Temperaturschwankungen angepasst sind. Typische Gräser sind *Festuca pseudovina* (Pannonischer Steppenschwingel) und *Puccinellia distans* (Salz-Schmiele) sowie salztolerante Kräuter und Stauden, wie *Artemisia santonicum* (Heiden-Beifuß), *Plantago schwarzenbergiana* (Salz-Wegerich) und *Limonium gmelinii* (Strandflieder).

Gefährdungs- und Erhaltungszustand Salzrasen sind in Österreich stark gefährdet (Umweltbundesamt, 2002). Untersuchungen zur Sensitivität der Vegetation auf Stickstoffeinträge in Binnen-Salzrasen liegen nicht vor. Die FFH-RL beinhaltet für Österreich den Lebensraumtyp „Pannonische Salzsteppen und Salzwiesen“ (1530) (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand wurde als ungünstig-schlecht mit abnehmendem Trend eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

6.2.2.2 Trocken- und Halbtrockenrasen (*Festuco-Brometea* Br.-Bl. et Tx. ex Soó 1947)

umfasste Arten und Standortcharakteristik Die Klasse *Festuco-Brometea* umfasst basophile bis neutrophile, meist halbnatürliche Trocken- und Halbtrockenrasen Mitteleuropas in Höhenlagen bis 1.000 m Seehöhe. Diese Pflanzengesellschaften sind vor allem auf sehr nährstoffarmen, flachgründigen, skelettreichen und kalkhaltigen Böden verbreitet, wie beispielsweise trockene Kalk- und Dolomithänge, felsige Hügelkuppen und sonnige Südhänge, Magerwiesen auf Löss- und Kalkmergelböden oder flachgründige Rendzinen und Pararendzinen über Kalkstein, Mergel oder Gips. Das Klima ist meist subkontinental bis submediterran, mit warmen Sommern, relativ geringen Jahresniederschlägen (ca. 500–800 mm) und deutlicher Sommertrockenheit. Viele Bestände sind durch Beweidung oder Mahd entstanden und werden bei Nutzungsaufgabe von Gebüsch oder Wald verdrängt.

Pflanzengesellschaften Die Pflanzengesellschaften der Klasse sind durch eine artenreiche, basophile Vegetation charakterisiert, in der Gräser, Kräuter und Zwergsträucher in einem lockeren, teppichartigen Wuchsgefüge auftreten. Typische Arten sind Gräser wie *Bromus erectus* (Aufrechte Trespe), *Festuca rupicola* (Fels-Schwingel), *Festuca ovina agg.* (Schaf-Schwingel), *Koeleria pyramidata* (Pyramiden-Kammgras) und Kräuter bzw. Stauden wie *Salvia pratensis* (Wiesen-Salbei), *Sanguisorba minor* (Kleiner Wiesenknopf), *Helianthemum nummularium* (Gemeines Sonnenröschen), *Thymus pulegioides* (Feld-Thymian), *Hippocrepis comosa* (Hufeisenklee), *Dianthus carthusianorum* (Kartäuser-Nelke), und eine Reihe von Orchideen.

Gefährdungs- und Erhaltungszustand *Festuco-Brometea*-Gesellschaften gehören zu den artenreichsten Vegetationstypen Mitteleuropas und sind durch Nutzungsaufgabe (Verbuschung) und Intensivierung (Düngung) stark gefährdet (Umweltbundesamt, 2002). Viele Bestände sind prioritärer Lebensraum nach der FFH-RL (Lebensraumtyp 6210 – „Kalkmagerrasen“) und den Subtypen sowie einige, vorwiegend pannonische Trockenrasen, wie die Lebensraumtypen 6240, 6250 und 6260 (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand dieser Lebensraumtypen wurde als ungünstig-schlecht bzw. ungünstig-unzureichend, mit teils negativen Trends, eingestuft (Umweltbundesamt, 2019). Weitere, nicht prioritäre Lebensraumtypen sind die Formation von *Juniperus communis* auf Kalkheiden und -rasen (5130) und Pannonische Fels-Trockenrasen (*Stipo-Festucetalia pallentis*, 6190) – ersterer mit ungünstig-schlechtem, zweiterer mit ungünstig-unzureichendem Erhaltungszustand.

6.2.2.3 Subalpin-alpine Zwergstrauchheiden (*Loiseleurio procumbentis-Vaccinietea* Eggler ex Schubert 1960)

Die Klasse *Loiseleurio procumbentis-Vaccinietea* umfasst arktisch-alpine Zwergstrauchheiden und Hochgebirgsrasen der alpinen Zone der Alpen auf sauren, basenarmen, humosen, podsoligen oder rankerartigen Böden, oft auf Silikatgestein (Granit, Gneis, Schiefer). Diese Pflanzengesellschaften sind in den Alpen meist oberhalb von ~1.500 m verbreitet.

Vegetation Die Vegetation der *Loiseleurio procumbentis-Vaccinietea* ist meist niedrigwüchsig und wird durch immergrüne Zwergsträucher (*Ericaceen*) sowie Polsterstauden, Flechten und Moose dominiert. Typische Zwergstraucharten sind *Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum* (Krähenbeere), *Loiseleuria procumbens* (Alpenazalee oder Gemsheide) sowie *Vaccinium uliginosum* (Rauschbeere). Charakteristische Kräuter sind *Gentiana acaulis* (Schusternagerl) und *Soldanella pusilla* (Zwerg-Schneeglöckchen), Flechten wie *Cladonia rangiferina* (Rentierflechte) und *Cetraria islandica* (Islandmoos) sind häufig.

Erhaltungszustand Die in der FFH-RL als geschützt eingestuften „Alpine und boreale Heiden“ (4060) sind hier zuzurechnende Lebensräume (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand des Lebensraumtyps wurde als günstig eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

Für die Auswertungen wurden die Vegetationsaufnahmen, die dieser Klasse zugeordnet wurden, mit der nachfolgenden Klasse vereint und als ein gemeinsamer Vegetationstyp behandelt (LOI).

6.2.2.4 Alpine Silikatrassen (*Juncetea trifidi* Hadač in Klika et Hadač 1944)

Alpine Silikatrassen sind in den Alpen auf subalpinen und alpinen Höhenstufen weit verbreitet, vereinzelt aber auch auf kalkfreien Standorten in den Kalkalpen zu finden. Die *Juncetea trifidi* sind eine vielgestaltige Gruppe von Vegetationstypen und reichen von artenreiche Schwingelrasen (z. B. *Festuca varia*), den Borsgrasrasen (*Nardus stricta*) bis zu den Krummseggenrasen (*Carex curvula* ssp. *curvula*). In der FFH-RL ist das „Boreo-alpine Grasland auf Silikatsubstraten“ (6150) als schützenswert eingestuft (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand des Lebensraumtyps wurde als günstig eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

6.2.2.5 Subalpine und alpine Kalkrasen (*Elyno-Seslerietea* Br.-Bl. 1948)

Charakteristik Subalpine und alpine Kalk- und Dolomitrasen kommen weit verbreitet in den Kalkalpen vor. Sie besiedeln von den Gipfelregionen bis in die subalpinen Bereiche (z. B. entlang von Lawinenbahnen) unterschiedlich ausgeprägte Lebensräume, oft mit einer beeindruckenden Artenvielfalt. Die Böden sind allesamt flachgründig und skelettreich, basenreich und nährstoffarm.

Vegetation Die *Elyno-Seslerietea* sind von niedrigwüchsigen, rasenartigen bis polsterbildenden Pflanzen geprägt. Typische Gräser und Seggen sind *Sesleria caerulea* (Blau-Schillergras), *Carex sempervirens* (Immergrüne Segge), Polsterstauden und Kräuter wie *Dryas octopetala* (Weiße Silberwurz) und *Silene acaulis* (Polster-Nelke) und *Leontopodium nivale* (Edelweiß).

Erhaltungszustand In der FFH-RL sind „Alpine und subalpine Kalkrasen“ (6170) und die Subtypen als schützenswert eingestuft (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand des Lebensraumtyps wurde als ungünstig-unzureichend eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

Für die Auswertungen wurden die Vegetationsaufnahmen, die dieser Klasse zugeordnet wurden, mit der nachfolgenden Klasse vereint und als ein gemeinsamer Vegetationstyp behandelt (SES).

6.2.2.6 Arktisch-alpine Nacktried-Rasen (*Carici rupestris-Kobresietea bellardii* Ohba 1974)

Charakteristik Die Klasse *Carici rupestris-Kobresietea bellardii* umfasst subalpine bis nivale Matten und Kurzrasen der Kalkalpen, die überwiegend durch dauerhafte Beweidung (v. a. Schafe, Rinder und Ziegen) und Wind- sowie Schneeeinfluss entstanden sind. Sie stellen oft eine sekundäre Vegetationsform dar, die aus ursprünglichen Polsterseggenrasen oder Schuttfuren hervorgegangen ist. Die Böden sind meist kalk- oder dolomitreiche Rendzinen und damit standörtlich mit den *Elyno-Seslerietea* verwandt.

Vegetation Die dominante, namensgebende Art ist *Kobresia myosuroides* (Borst-Segge). Typische Seggen sind *Carex rupestris* (Felsen-Segge) und *Carex capillaris* (Haar-Segge). Weiter kommen Polster- und Rosettenpflanzen wie *Dryas octopetala* (Weiße Silberwurz) oder *Ranunculus alpestris* (Alpen-Hahnenfuß) vor.

Erhaltungszustand In der FFH-RL sind sie dem Lebensraumtyp „Alpine und subalpine Kalkrasen“ (6170) als Subtyp 6172 (Nacktriedrasen) zugeordnet und damit als schützenswert eingestuft (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand beider Lebensraumtypen wurde als ungünstig-unzureichend eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

6.2.2.7 Wirtschaftsgrünland (*Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937)

Charakteristik Die Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* umfasst artenreiche, extensiv genutzte Grünlandgesellschaften der Tief- bis Mittel- und Hochlagen. Sie repräsentiert vor allem mesophile bis mäßig feuchte Wiesen und Weiden, die traditionell als Heuwiesen oder Mähweiden genutzt werden. Typisch ist eine ein- bis dreimalige Mahd und nur moderate Düngung. Nutzungsextensivierung oder Nutzungsaufgabe führt zu Verbrachung und Verbuschung. Im Gegensatz zu den anderen hier behandelten Pflanzengesellschaften sind die *Molinio-Arrhenatheretea* nicht nährstoffarm, sondern durch mesotrophe bis eutrophe Böden ausgezeichnet. Sie sind oft humos, mäßig feucht bis wechselfeucht, teilweise sogar staunass (v. a. *Molinion*-Gesellschaften).

Vegetation Die Wiesen sind arten- und blütenreich und zählen besonders bei extensiver Nutzung zu den artenreichsten Grünlandgesellschaften Mitteleuropas. Sie bestehen aus mittelhohen Gräsern, zahlreichen Kräutern und –

an wechselfeuchten Standorten – auch Seggen und Binsen. Typische Gräser sind *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer), *Dactylis glomerata* (Knaulgras) oder *Trisetum flavescens* (Goldhafer), an feuchten Standorten auch *Molinia caerulea* (Pfeifengras). Charakteristische Kräuter sind beispielsweise *Trifolium pratense* (Wiesen-Klee), *Leucanthemum vulgare* (Wiesen-Margerite) und *Ranunculus acris* (Scharfer Hahnenfuß).

Erhaltungszustand Zu den *Molinio-Arrhenatheretea* gehören die in der FFH-RL geschützten Lebensraumtypen 6410 (Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonigschluffigen Böden, *Molinion caeruleae*), 6430 (Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe), 6440 (Brenndolden-Auenwiesen, *Cnidion dubii*), 6510 („Magere Flachland-Mähwiesen“) und 6520 (Berg-Mähwiesen). Der Erhaltungszustand wurde als ungünstig-schlecht (6410 kontinental, 6440, 6510, 6520) bzw. ungünstig-unzureichend (6410 alpin, 6430) eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

6.2.2.8 Bodensaure Borstgrasrasen (*Nardetea strictae* Rivas Goday et Borja Carbonell in Rivas Goday et Mayor López 1966)

Charakteristik Die Klasse *Nardetea strictae* umfasst sauerliebende, magere Borstgrasrasen (*Nardus stricta*-Rasen), die auf nährstoffarmen, stark versauerten und humusreichen Böden vorkommen. Diese Wiesen und Weiden sind typische Extensivstandorte und oft das Ergebnis langjähriger, mäßiger Beweidung oder Mahd ohne Düngung. Im Gegensatz zu den subalpinen und alpinen Borstgrasrasen der *Juncetea trifidi* kommen die Vegetationstypen dieser Klasse in der untermontanen bis montanen Höhenlage vor.

Vegetation Die Borstgrasrasen sind meist artenarm bis mäßig artenreich, je nach Nutzung und Bodenfeuchte. Sie sind geprägt von sauerliebenden Gräsern (z. B. *Agrostiscapillaris* – Rotes Straußgras), *Nardus stricta* (Borstgras), Kräutern und Zwergsträuchern nährstoffarmer Standorte (z. B. *Potentilla erecta* (Blutwurz), *Calluna vulgaris* (Besenheide)).

Erhaltungszustand Jene Borstgrasrasen, die in der FFH-RL gelistet sind (6230, Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden), sind hier zuzuordnen, bezeichnen aber nur die Borstgrasrasen mit hoher Artenzahl, während durch Überbeweidung stark (irreversibel) degradierte Standorte nicht eingeschlossen sind (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand wurde als ungünstig-schlecht mit abnehmendem Trend (kontinentale Region) bzw. ungünstig-unzureichend (alpine Region) eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

Für die Auswertungen wurden die Vegetationsaufnahmen, die dieser Klasse zugeordnet wurden, mit der nachfolgenden Klasse vereint und als ein gemeinsamer Vegetationstyp behandelt (NAR).

6.2.2.9 Heidekraut-Stechginster-Heiden (*Calluno-Ulicetea* Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944)

- Vorkommen** Die Klasse *Calluno-Ulicetea* umfasst die Heiden und Zwergstrauchgesellschaften atlantisch-ozeanisch geprägter, bodensaurer Standorte, kommt aber auch in Tieflagen bis in montane Stufen in Mitteleuropa vor. In Österreich kommen Gesellschaften der *Calluno-Ulicetea* eher selten vor, und zwar in der kontinentalen Region in der Böhmisches Masse und im südöstlichen Alpenvorland. Die Sand- oder Podsolböden sind stets basen- und nährstoffarm. Es herrschen meist trockene bis mäßig frische, teils stark sickerfeuchte oder moorige (Übergang zu Hochmooren) Situationen vor.
- Vegetation** Charakteristisch sind immergrüne oder sommergrüne Zwergsträucher, wie Besenheide (*Calluna vulgaris*) und Ginster-Arten (*Ulex spp.*). Diese Pflanzengesellschaften entstanden oft sekundär durch jahrhundertelange Nutzung (Beweidung, Brandrodung).
- Erhaltungszustand** In Österreich ist der FFH-Lebensraumtyp 4030 (Trockene europäische Heiden) dieser Gruppe von Pflanzengesellschaften zugeordnet (Umweltbundesamt, 2000). Der Erhaltungszustand wurde als ungünstig-schlecht eingestuft (Umweltbundesamt, 2019).

6.2.3 Konzentrationen von Ammoniak und Stickoxiden

Während die Deposition an allen Waldmonitoringstandorten gemessen wird, werden die Konzentrationen von NH_3 und NO_x , die für die Einschätzung der Überschreitung der Critical Levels erforderlich sind, nur auf einer der verwendeten Waldmonitoringflächen (Zöbelboden) erfasst (Umweltbundesamt, 2023a). Auch den Vegetationsdaten der Wiesen- und Heideflächen können keine direkt gemessenen Konzentrationsdaten zugeordnet werden. Eine grobe Einschätzung lässt aber das NEC-RL-Ökosystemmonitoring zu, das mit dem NO_x - und NH_3 -Messstationsnetz verknüpft ist (Umweltbundesamt, 2024b, Umweltbundesamt, 2025a).

6.3 Statistische Auswertung

6.3.1 Waldökosysteme

Methodik Für jede Erhebungsfläche wurde zur Trendanalyse ein Mann-Kendall-Test durchgeführt (R Core Team, 2023). Analysiert wurden die Überschreitung der kritischen Eintragsmengen und der kritischen Konzentrationen (anorganischer Stickstoff, NO_3^- und NH_4^+), NO_3^- im Bodenwasser und die Baumernährung (N, P, K, N:P-, N:K-Verhältnis). Zur Analyse der Baumernährung wurden die Daten von ein- und zweijährigen Fichtennadeln herangezogen. Dabei wurden die Ernährungstrends auf zwei Beobachtungszeiträume aufgeteilt und getrennt ausgewertet. Der erste Zeitraum bezieht sich auf den Beginn der Erhebungen bis 2010, der zweite auf die Periode nach 2010 bis in die Gegenwart. Die Konfidenzintervalle wurden mit der Smoother-Funktion „lm“ (linear model) mit Standardfehler (SE) dargestellt (R Core Team, 2023). Trends mit einem p-Wert $<0,05$ wurden als statistisch signifikant klassifiziert.

6.3.2 Wiesen- und Heidevegetation

6.3.2.1 Erhebungsdaten zur Vegetation

Für jede Erhebungsfläche wurde die Alpha-Biodiversität als Summe aller Gefäßpflanzenarten berechnet sowie die mittleren ökologischen Indikatorwerte für Nährstoffe (N), Temperatur (T), Reaktion (R) und Feuchtigkeit (F) anhand der vorkommenden Arten (Karrer, 2025). Für jede Fläche wurde eine weitere Kennzahl mit der Bezeichnung „Ratio N“ ermittelt, die eine Verschiebung des Nährstoffzustandes auf Basis der Artenvorkommen indiziert. Die Berechnung erfolgte aus dem Zehnerlogarithmus des Verhältnisses der Anzahl der Pflanzenarten oligotropher Standorte (Stickstoffwerte zwischen 1 und 4) zu der Anzahl der Pflanzenarten eutropher Standorte (Stickstoffwerte zwischen 6 und 9).

6.3.2.2 Historische Depositions- und Klimadaten

Die jährlichen Gesamtdpositionsdaten für Stickstoff (als Summe von oxidiertem und reduziertem Stickstoff) und Schwefel (S) für den Zeitraum 1990–2023 mit einer räumlichen Auflösung von $0,1^\circ$ wurden von (Norwegian Meteorological Institute, 2023) bezogen. Weiter zurückliegende Stickstoff- und Schwefeldepositionsdaten für den Zeitraum 1880–1989 (Auflösung 50 km) ergänzten die EMEP-Daten (Schöpp, et al., 2003). Für jede Erhebungsfläche wurde ein Basiswert für die Deposition von

Stickstoff und Schwefel berechnet, der sich aus der akkumulierten jährlichen Deposition zwischen 1880 und 1909 ergab und somit eine vorindustrielle 30-jährige Akkumulationsbasis darstellt (Rowe, et al., 2017). Danach wurde für jede Erhebungsfläche die Summe der Depositionen der letzten 30 Jahre vor der Erhebung berechnet. Im Modell wurde dann die Anomalie zwischen der Basisdeposition und dem 30-Jahres-Akkumulationsfenster verwendet – sowohl für Stickstoff als auch für Schwefel – und als ΔN bzw. ΔS bezeichnet.

6.3.2.3 Statistik

Für die Bewertung der Zusammenhänge zwischen den Indikatoren für Stickstoffeinflüsse und den Depositionsdaten – unter Berücksichtigung der Vegetationsklasse und von Klimaeffekten – wurde ein Random-Forest-Modell verwendet (Wright und Ziegler, 2017). Die Güte der Modelle wurde anhand von unabhängigen Validierungsdaten (10 % aller Erhebungen) berechnet.

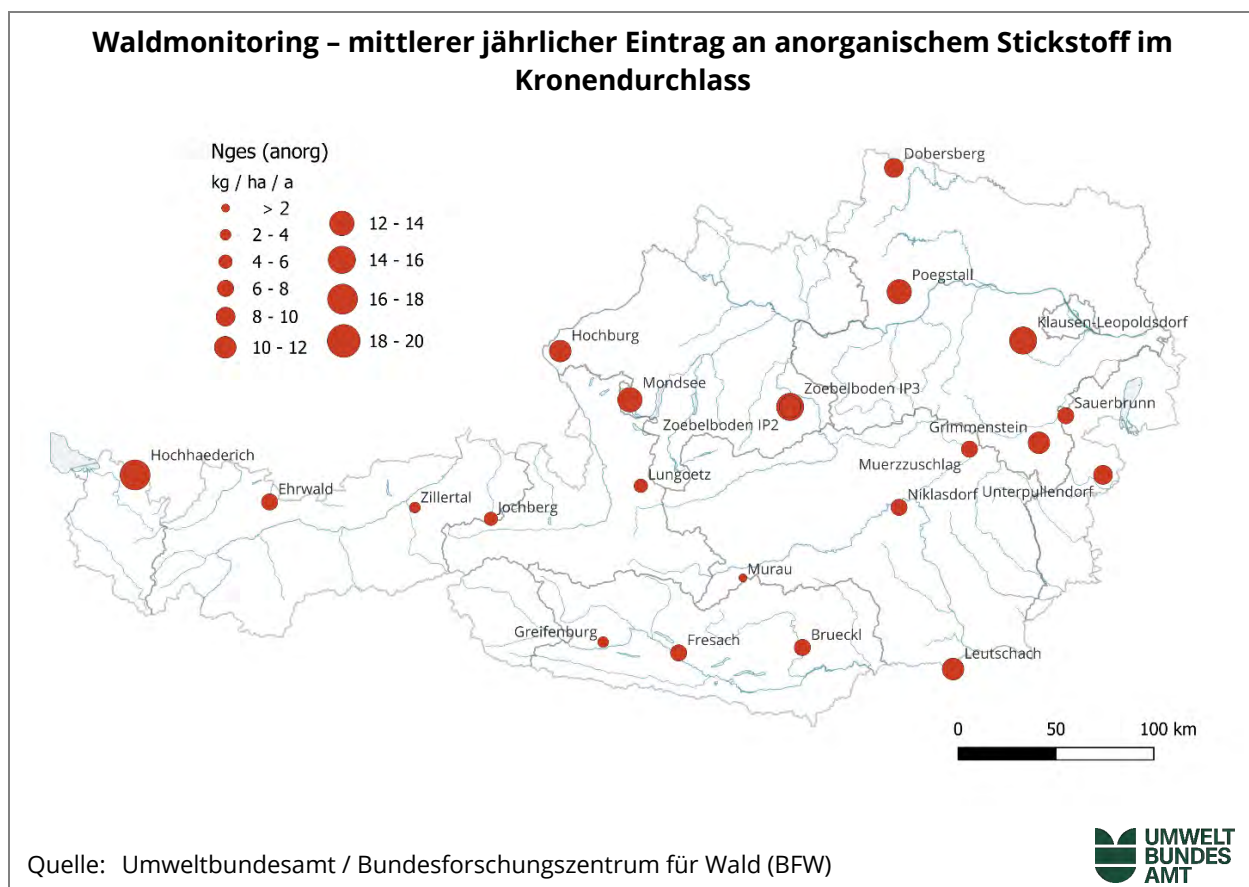
7 ERGEBNISSE

7.1 Wälder

7.1.1 Überschreitung der Critical Loads

Im Durchschnitt über Österreich gesehen sind die Depositionsmengen von anorganischem Stickstoff in Vorarlberg, Oberösterreich und Niederösterreich am höchsten und in Kärnten, Tirol und der Steiermark am niedrigsten (Abbildung 5).

Abbildung 5: Durchschnittliche jährliche Einträge von anorganischem Stickstoff als Summe von Nitrat- und Ammoniumstickstoff im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen.

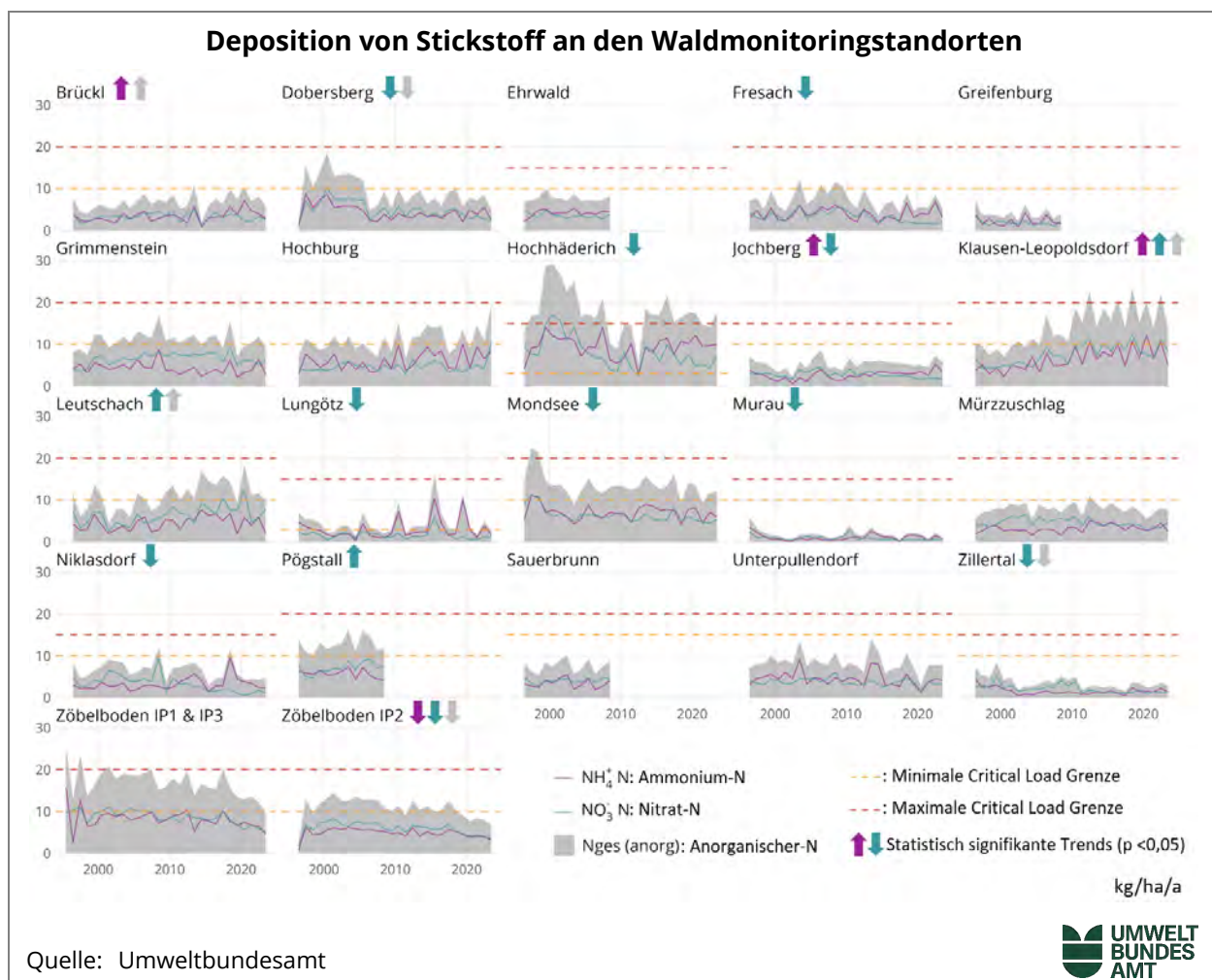


9,2 kg N/ha/a Stickstoffeintrag

Die jährliche Deposition von anorganischem Stickstoff im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen lag im Mittel über alle Jahre bei 9,2 kg N/ha/a. Die Deposition auf den benachbarten Freiflächen lag im Mittel bei 9,0 kg N/ha/a. Den höchsten Einträgen über den Kronendurchlass

(14,1 bis 17,5 kg N/ha/a) waren die Standorte Klausen-Leopoldsdorf, Zöbelboden IP1 und IP3 und Hochhäderich ausgesetzt. Die Standorte Murau, Zillertal und Greifenburg wiesen die niedrigsten Einträge in Verbindung mit dem Kronendurchlass auf, nämlich 1,9 bis 4,0 kg N/ha/a. Die höchsten Freiflächendepositionen von 14,0 bis 24,7 kg N/ha/a wurden an den Standorten Zöbelboden, Unterpullendorf und Mondsee gemessen, die niedrigsten Freiflächendepositionen, die sich auf 2,9 bis 4,8 kg N/ha/a beliefen, in Murau, Mürzzuschlag und Dobersberg (Abbildung 7, Abbildung 6).

Abbildung 6: Jährliche Deposition von Nitrat- ($\text{NH}_3\text{-N}$), Ammonium- ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) und gesamtem anorganischem Stickstoff [Nges(anorg)] im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen.



**Abnahme von Nitrat,
kein Trend bei Am-
monium**

Die Deposition von anorganischem Stickstoff im Kronendurchlass nahm seit den 1990er Jahren an drei Monitoringstandorten – dies entspricht 14 % – signifikant ab, an 16 Standorten (72 %) waren keine signifikanten Änderungen feststellbar und an drei weiteren Standorten – somit ebenfalls 14 % – nahm sie signifikant zu. Nitrat nahm an zehn

Monitoringstandorten (45 %) signifikant ab, blieb an neun Standorten (41 %) gleich und nahm an drei Standorten (14 %) zu. Ammonium nahm lediglich an einem Monitoringstandort (4 %) signifikant ab, blieb an 18 Standorten (82 %) gleich und nahm an drei Standorten (14 %) zu (Abbildung 6). Dieses zeitliche Muster bestätigte sich auch auf den benachbarten Freiflächen der Waldmonitoringstandorte.

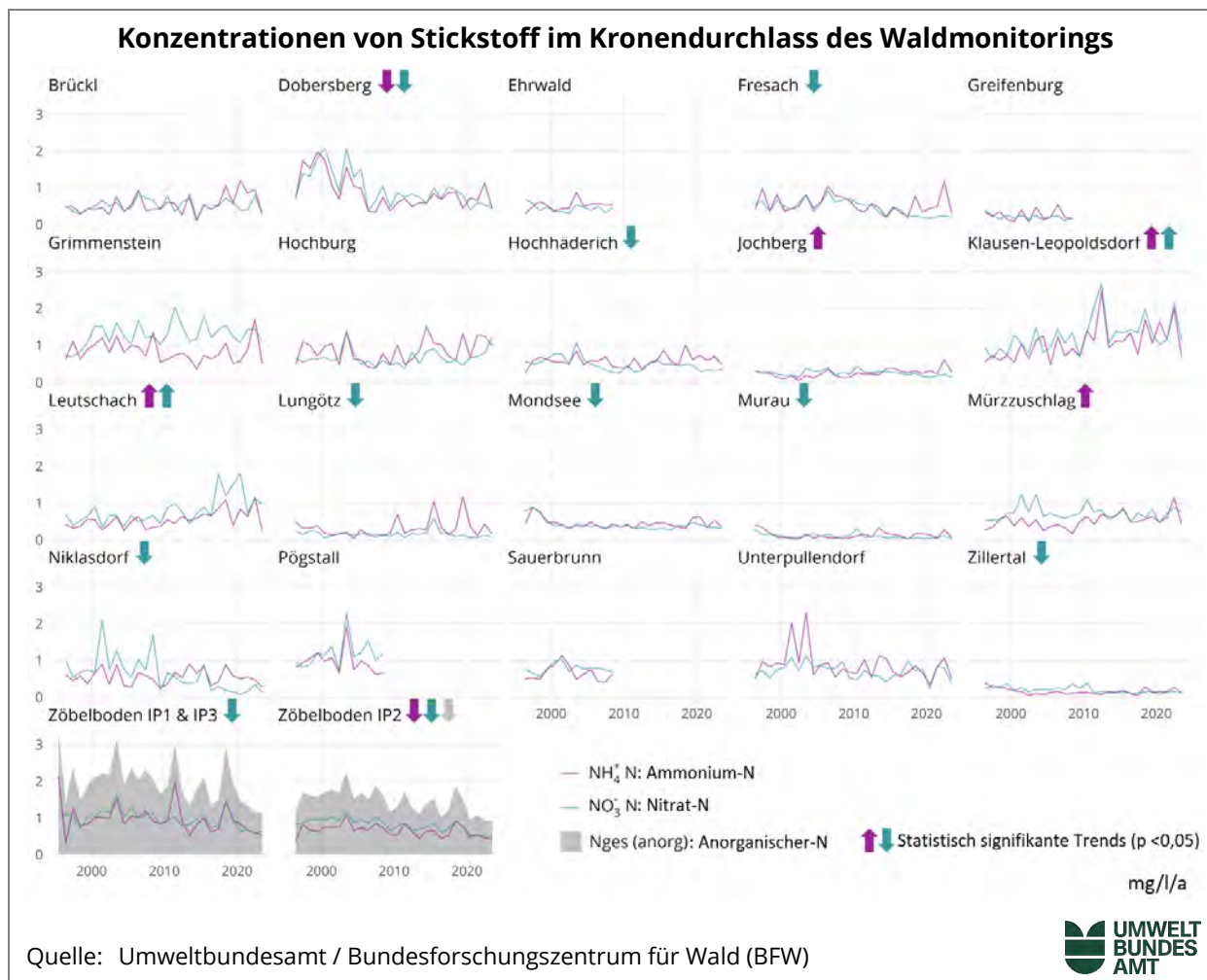
***Ammonium wurde
dominant***

Nitrat und NH_4^+ kamen über alle Jahre auf den Freiflächen mit einem Verhältnis von 1:1,8, im Kronendurchlass mit 1:1 vor. Während das Verhältnis bis 2010 auf den Freiflächen 1:1,3 betrug und im Kronendurchlass 1:0,9, wurden nach 2010 Verhältnisse von 1:2,6 auf der Freifläche und 1:1,1 im Kronendurchlass gemessen. Die Einträge von anorganischem Stickstoff wurden somit zunehmend von NH_4^+ dominiert.

***überwiegend stabile
N-Konzentrationen***

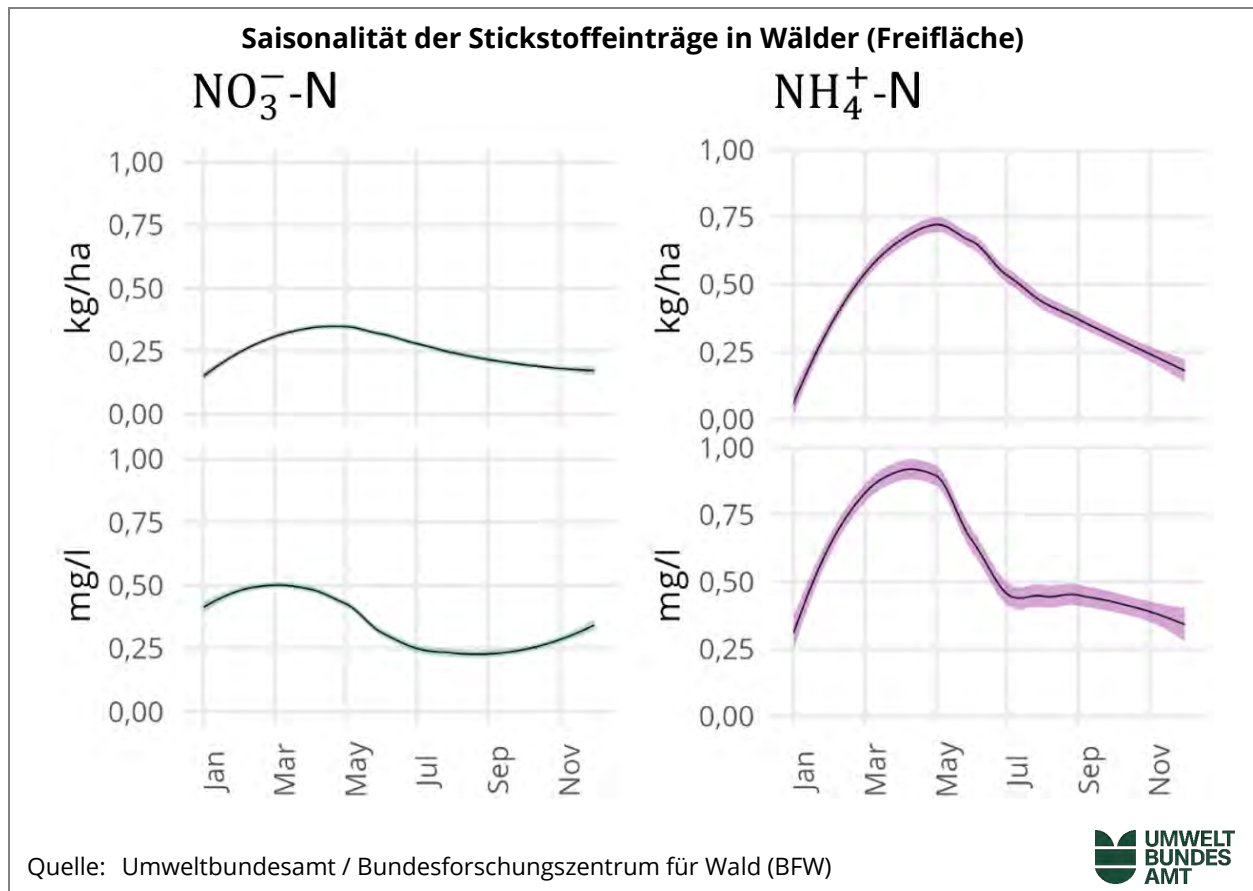
Die jährlichen NO_3^- - und NH_4^+ -Konzentrationen lagen zwischen 0 mg/l und 3 mg/l und blieben überwiegend stabil. Ähnlich wie bei den Stickstoffdepositionen sind regionale Unterschiede zu beobachten, nämlich höhere Konzentrationen im Norden und Osten des Landes und niedrigere im zentralen Alpenraum. Die Konzentration von NO_3^- nahm an zehn Monitoringstandorten (45 %) signifikant ab, an weiteren zehn (45 %) blieb sie gleich und an zwei Standorten (9 %) nahm sie zu. Die NH_4^+ -Konzentration im Kronendurchlass nahm an zwei Monitoringstandorten (9 %) seit den 1990er Jahren signifikant ab, an 16 Standorten (73 %) blieb sie gleich und an vier Standorten (18 %) nahm sie zu (Abbildung 7).

Abbildung 7: Mittlere jährliche Konzentration von Nitrat- ($\text{NO}_3\text{-N}$), Ammonium- ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) und gesamtem anorganischem Stickstoff [Nges(anorg)] im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen.



Die Einträge von Stickstoff zeigen ein Maximum im Frühjahr (unter anderem aus der Landwirtschaft) – sowohl was die Menge als auch die Konzentration betrifft. Der saisonale Verlauf ist vor allem durch NH_4^+ bestimmt (Abbildung 8).

Abbildung 8: Saisonaler Verlauf von Ammonium- ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) und Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) in den Waldmonitoringflächen. Oben: Depositionsmengen, Unten: Konzentrationen. Mittelwert inkl. 95 %-iges Konfidenzintervall mittels einer „Löss“-Glättungsfunktion (transparentes Band).



Critical Loads Die empirischen Critical Loads für Stickstoff werden als Bereiche mit Minimum- und Maximumwerten für Waldtypen definiert (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Sie liegen in den österreichischen Waldmonitoringflächen zwischen 3 kg N/ha/a und 15 kg N/ha/a (Minimum) sowie 15 kg N/ha/a und 20 kg N/ha/a (Maximum). Sehr nährstoffarme Peitschenmoos-Fichtenwälder am Rand von Hochmooren weisen die niedrigsten empirischen Critical Loads auf, Hainbuchen- und Eichenwälder in warmen Lagen die höchsten (Tabelle 3).

Tabelle 3: Empirische Critical Loads der Waldmonitoringflächen basierend auf Bobbink, Loran und Tomaszen (2022).

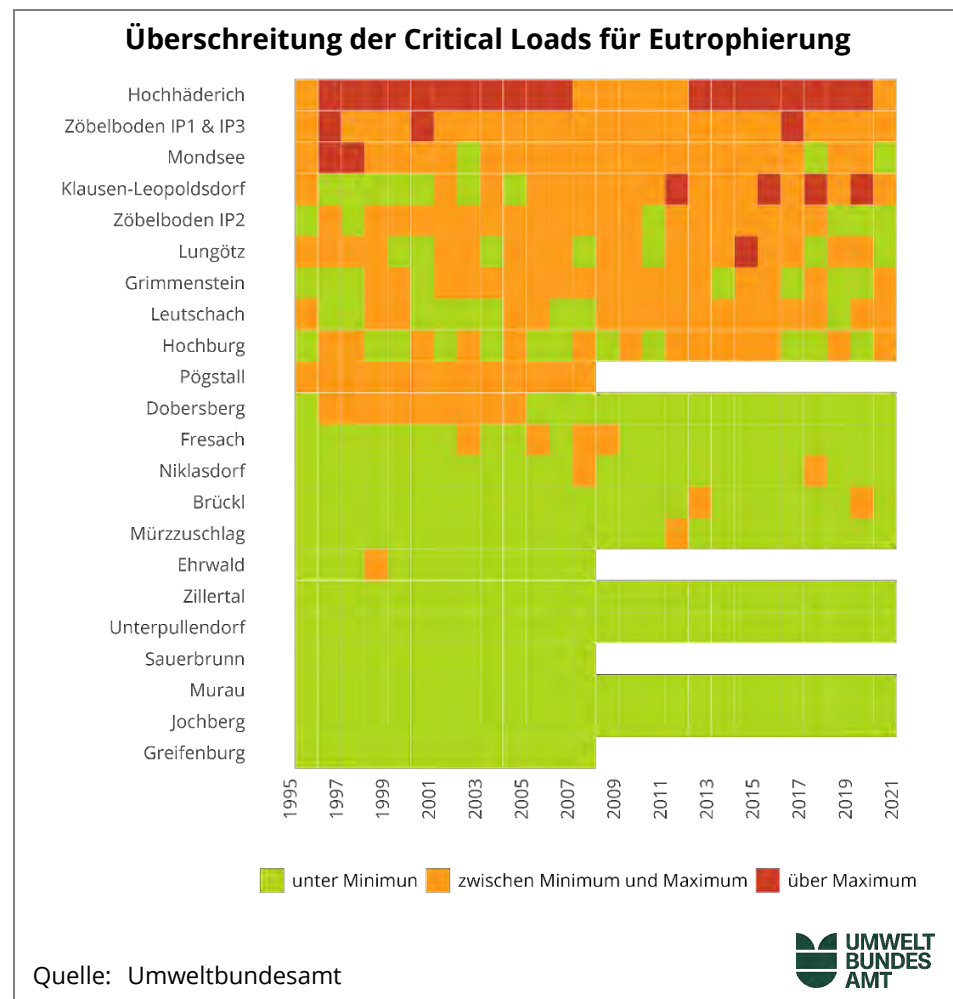
Name	Code	Pflanzengesellschaft	Bodentyp	Critical Load [kg N/ha/a]	
				Min	Min
Brückl	AT03	<i>Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici</i> Th. Müller 1966	Carbonatfreie Typische Braunerde	10	20
Dobersberg	AT08	<i>Calamagrostio villosae-Fagetum sylvatici</i> Mikusa 1972	Semipodsol	10	20
Ehrwald	AT18	<i>Calamagrostio variaae-Piceetum</i> Schweingruber 1972	Leicht verbrauchte Rendzina	10	15
Fresach	AT05	<i>Luzulo-Abieto-Fagetum</i> Hartm. et Jahn 1967	Podsolige Braunerde	10	20
Greifenburg	AT04	<i>Asperulo odoratae-Fagetum</i> Sougnéz et Thill 1959	Podsolige Braunerde	10	20
Grimmenstein	AT07	<i>Cyclamini (purpurascens)-Fagetum sylvatici</i> Soó 1962	Rendzina	10	20
Hochburg	AT10	<i>Luzulo-Abieto-Fagetum</i> Hartm. et Jahn 1967	Semipodsol	10	20
Hochhäderich	AT20	<i>Bazzanio-Piceetum</i> (Schmidt et Gaisberg 1936) Br.-Bl. et Sis- singh in Br.-Bl. et al. 1939	Entkalkter Hangpseudogley	3	15
Jochberg	AT17	<i>Equiseto sylvatici-Abietetum al- bae</i> Moor 1952	Pseudovergleyter, carbonatfreier Schwemmboden	10	15
Klausen-Leopoldsdorf	AT09	<i>Hordelymo-Fagetum sylvatici</i> Tx. 1937	Carbonatfreier Hangpseudogley	10	20
Leutschach	AT13	<i>Luzulo-Abieto-Fagetum sylvatici</i> Hartm. et Jahn 1967	Pseudovergleyte, carbonatfreie Braunerde	10	20
Lungötz	AT12	<i>Bazzanio-Piceetum</i> (Schmidt et Gaisberg 1936) Br.-Bl. et Sis- singh in Br.-Bl. et al. 1939	Eisen-Humus Podsol	3	15
Mondsee	AT11	<i>Asperulo-Abieti-Fagetum sylvatici</i> Th. Müller 1966	Podsolige Braunerde	10	20
Murau	AT16	<i>Homogyno alpinae-Piceetum</i> Zu- krigl 1973	Podsolige Braunerde	10	15
Mürzzuschlag	AT15	<i>Helleboronigri-Fagetum sylvatici</i> Zukrigl 1973	Carbonathaltige Braunerde	10	20
Niklasdorf	AT14	<i>Galio Rotundifolii-Abietetum</i> Wraber 1959	Carbonatfreie Typische Braunerde	10	15

Name	Code	Pflanzengesellschaft	Bodentyp	Critical Load [kg N/ha/a]	
				Min	Min
Pöggstall	AT06	<i>Dentaria enneaphyllos-Fagetum</i> Oberd. ex Mattuszk. et Mattuszk. 1960	Carbonatfreie Typische Braunerde	10	20
Sauerbrunn	AT01	<i>Caricopilosae-Carpinetum</i> Neuh. & Neuh. Nov.1964	Carbonatfreie Typische Braunerde	15	20
Unterpullen- dorf	AT02	<i>Sorbo torminalis-Quercetum (pet- raea)</i> Svoboda ex Blazkova 1962	Typischer Pseudogley	15	20
Zillertal	AT19	<i>Luzulo luzuloides-Piceetum</i> (Schmid et Gaisb. 1936) Br.-Bl. et Sissingh 1939	Eisen-Humus Podsol	10	15
Zöbelboden IP1	AT01	<i>Cardamino trifoliae-Fagetum</i> sensu Willner 2002	Subplots: Pseudogley, Kalksteinbraunlehm, Rendzina	10	20
Zöbelboden IP2	AT01	<i>Adenostylo glabrae-Fagetum</i> sensu Willner 2002	Rendzina	10	20
Zöbelboden IP3	AT01	<i>Cardamino trifoliae-Fagetum</i> sensu Willner 2002	Subplots: Pseudogley, Kalksteinbraunlehm, Rendzina	10	20

Stickstoffüberschuss überwiegt

Insgesamt wiesen nur sechs Standorte (27 %) der Waldmonitoringstandorte keine Überschreitung der Minimum Critical Loads seit Messbeginn auf. Die Überschreitung der Minimum Critical Loads lag zwischen 0,001 kg N/ha/a und 26,2 kg N/ha/a. An vier Standorten kam es in manchen Jahren sogar zu Überschreitungen der Maximum Critical Loads (Abbildung 9). Die Maximum Critical Loads wurden – mit Ausnahme des Standorts Hochhäderich (bis zu 14,2 kg N/ha/a) – sonst nur geringfügig überschritten. Die im Mittel gleichbleibenden Gesamtstickstoffeinträge führten auch zu keiner Abnahme in der Anzahl der Waldmonitoringstandorte, die Überschreitungen der Critical Loads zeigten (Abbildung 9).

Abbildung 9: Über- oder Unterschreitung der Critical Loads in den Waldmonitoringflächen zwischen 1995 und 2022.



7.1.2 Nitrat im Bodenwasser

ermittelte Werte Die mittleren Konzentrationen von NO_3^- -N im Bodenwasser aller Bodentiefenstufen über die gesamten Messperioden aller sieben untersuchten Standorte lagen bei 1,4 mg/l. Die Maximalwerte lagen bei 9,1 mg/l. In NO_3 ausgedrückt lagen die Mittelwerte bei 6 mg/l und die Maximalwerte bei 40 mg/l. Die Monitoringstandorte Mondsee und Unterpullendorf wiesen die niedrigsten Werte auf. Die über die gesamte Zeitspanne konstant höchsten Werte wurden am Zöbelboden gemessen (Abbildung 10). Zwischen den Bodentiefenstufen waren generell nur geringe Unterschiede in den Konzentrationen erkennbar (Abbildung 10).

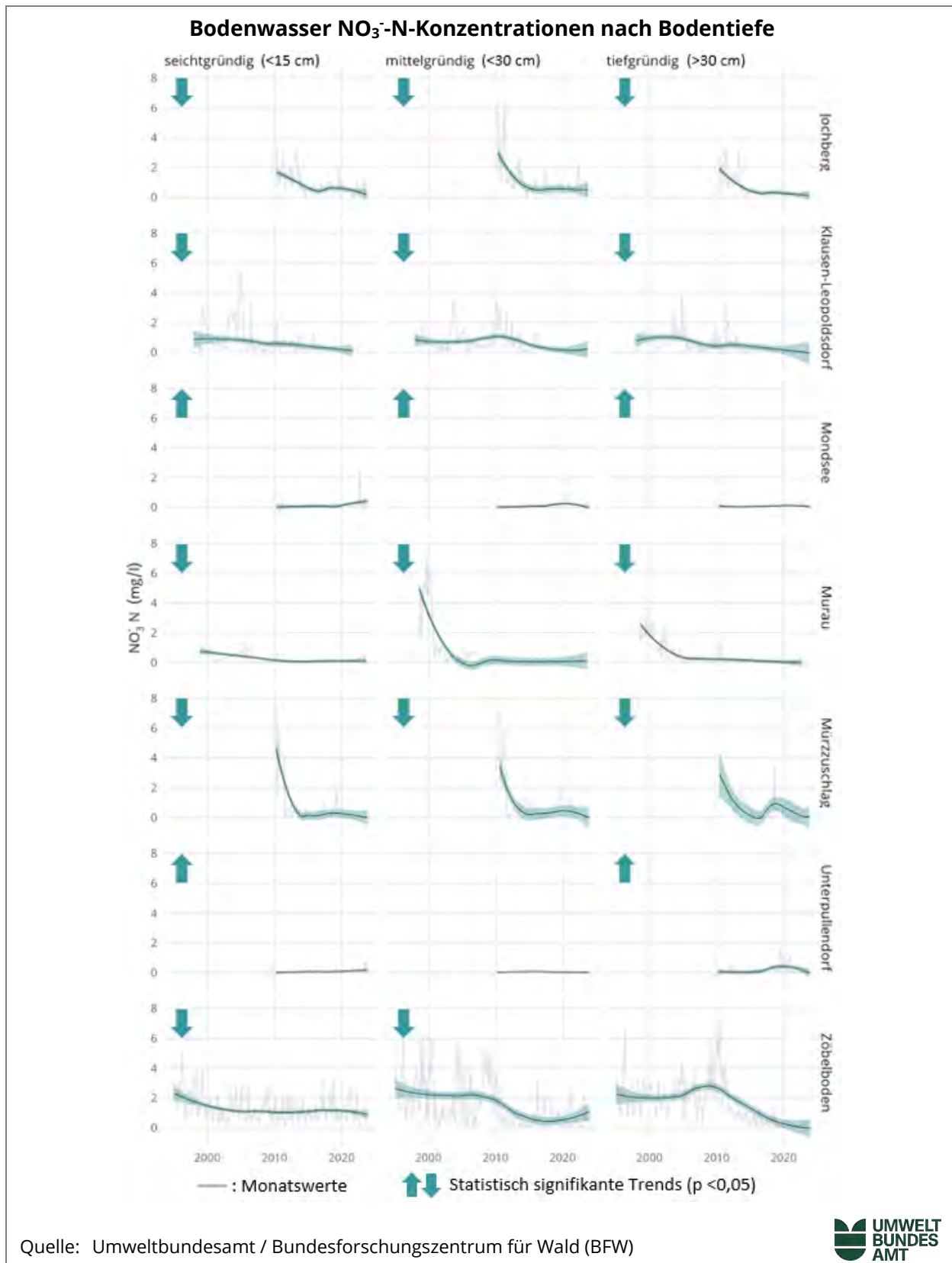
größtenteils abnehmende Trends Über die Zeit abnehmende Trends herrschten vor. So nahmen die NO_3^- -Konzentrationen in fünf von acht der seicht- und mittelgründigen Probestellen signifikant ab und in vier tiefgründigen. Nur in einer

seichtgründigen, zwei mittelgründigen und zwei tiefgründigen Probestellen nahm die NO_3^- -Konzentration signifikant zu (Abbildung 10).

**kein Zusammenhang
mit Depositions-
geschehen**

Weder bezüglich der Höhe der NO_3^- -Konzentrationen im Bodenwasser noch bezüglich der zeitlichen Trends ließ sich ein eindeutiger Zusammenhang mit dem Depositionsgeschehen herstellen. Standorte mit hohen Stickstoffdepositionen und Überschreitungen der Critical Loads (z. B. Mondsee) wiesen sowohl niedrige (z. B. Mondsee) als auch hohe (z. B. Zöbelboden) NO_3^- -Konzentrationen auf. Abnehmende Konzentrationen waren auch an Standorten zu finden, die keiner Critical Load Überschreitung ausgesetzt waren (z. B. Jochberg, Murau). Am Monitoringstandort Klausen-Leopoldsdorf nahm die Stickstoffdeposition zu und die NO_3^- -Konzentration im Bodenwasser ab (Abbildung 10).

Abbildung 10: Nitrat-Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser nach Bodentiefe inkl. 95 %-iges Konfidenzintervall mittels einer „Löss“-Glättungsfunktion (transparentes Band).

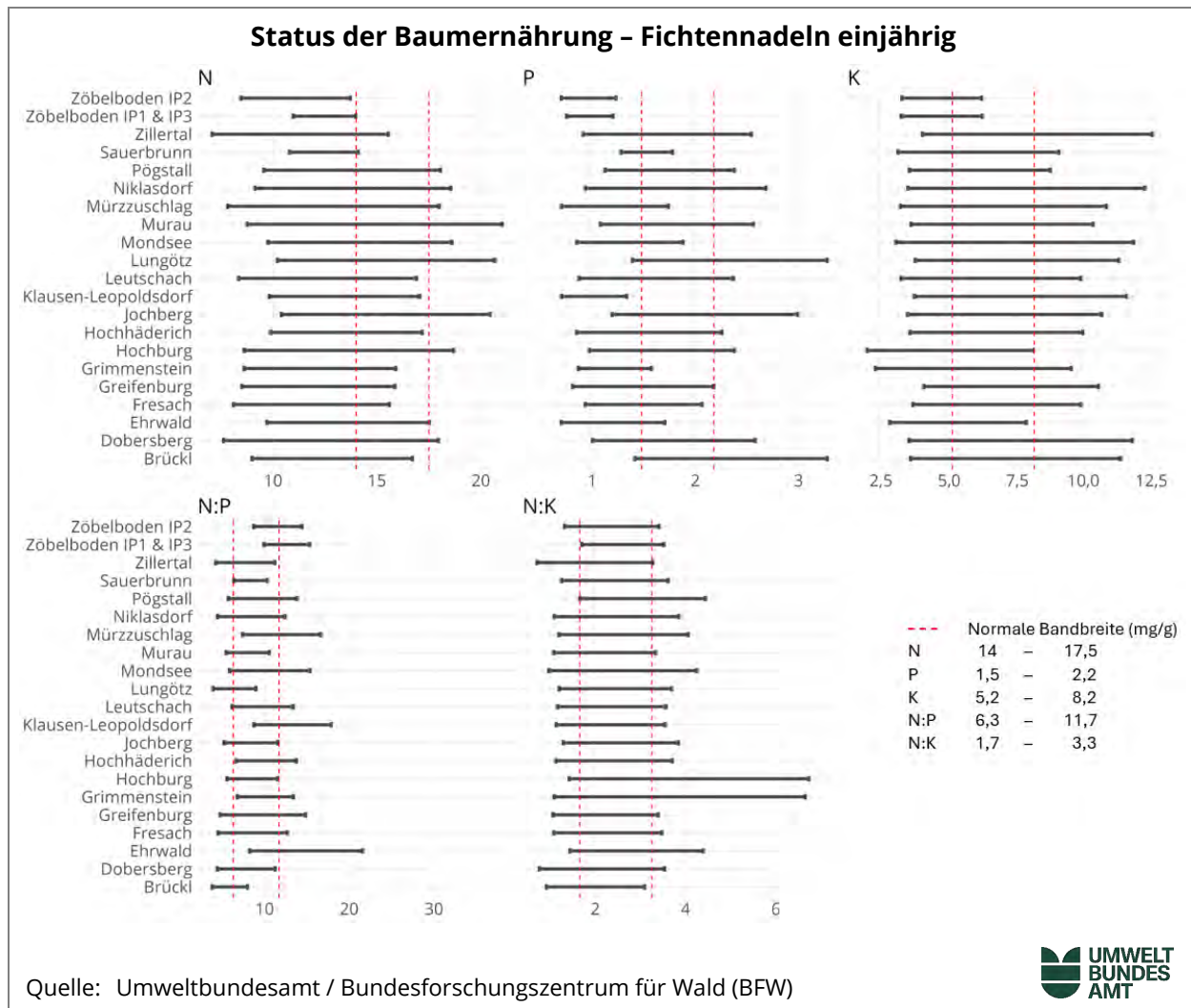


7.1.3 Baumernährung

Die Auswertung der chemischen Nadelanalysen der ein- und zweijährigen Fichtennadeln Abbildung 11, Abbildung 12 zeigte deutliche Unterschiede in der Nährstoffversorgung der österreichischen Monitoringstandorte auf.

Versorgungslage einjährige Nadeln	Der jüngste Nadeljahrgang (einjährige Nadeln in Abbildung 11) repräsentiert die aktuelle Versorgungslage am besten. An fast allen Standorten lagen die Konzentrationen für Stickstoff maßgeblich unterhalb oder gerade noch im Normbereich (14–17,5 mg/g) (Mellert und Göttlein, 2012). Besonders der Hintergrundstandort Zöbelboden IP2 wies einen Mangel bis extremen Mangel auf. Mehrere Standorte, wie Pögstall, Murau, Lungötz und Jochberg, wiesen auch Konzentrationen über dem Normbereich auf.
P-Konzentrationen	Die P-Konzentrationen lagen an den meisten Standorten am unteren Rand oder unterhalb des Normbereichs (Abbildung 11, Abbildung 12). Besonders der gesamte Standort Zöbelboden (alle Teilflächen) sowie Mürzzuschlag, Klausen-Leopoldsdorf und Ehrwald waren schlecht versorgt. Nur wenige Standorte überschritten die obere Grenze substantiell. Insgesamt deuten die Ergebnisse auf eine verbreitete P-Limitierung hin, was z. B. auch mit den Trends für P im Österreichischen Bioindikatornetz – speziell in den nördlichen Kalkalpen – in Übereinstimmung ist (Fürst, 2015).
K-Konzentrationen	Die K-Konzentrationen waren variabel, lagen aber größtenteils im Normbereich (Abbildung 11). Nur Hochburg wies einen extremen Mangel auf. Die K-Versorgung ist grundsätzlich als gut zu bewerten.
N:P, N:K	Das N:P-Verhältnis lag bei den meisten Standorten im Normbereich oder darüber (Abbildung 11). Jene Standorte mit niedriger P-Konzentration lagen über dem Normbereich, da niedrige P-Werte in einem relativ höheren N:P-Verhältnis resultieren (Zöbelboden, Mürzzuschlag, Klausen-Leopoldsdorf, Ehrwald). Die weit verbreitete P-Unterversorgung trat also trotz einer eher ungünstigen Stickstoffversorgung auf. Das N:K-Verhältnis befand sich an den meisten Standorten im Normbereich. Stark abweichende Werte waren nur vereinzelt erkennbar (Hochburg und Grimmerstein). Die Balance zwischen N- und K-Konzentration ist im Gegensatz zu N:P ausgeglichener.

Abbildung 11: Nährstoffgehalte [Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)] von einjährigen Fichtennadeln an den Waldmonitoringstandorten (gesamte Untersuchungsperiode) und Einstufung der Nährstoffsituation nach (Mellert und Göttlein, 2012).

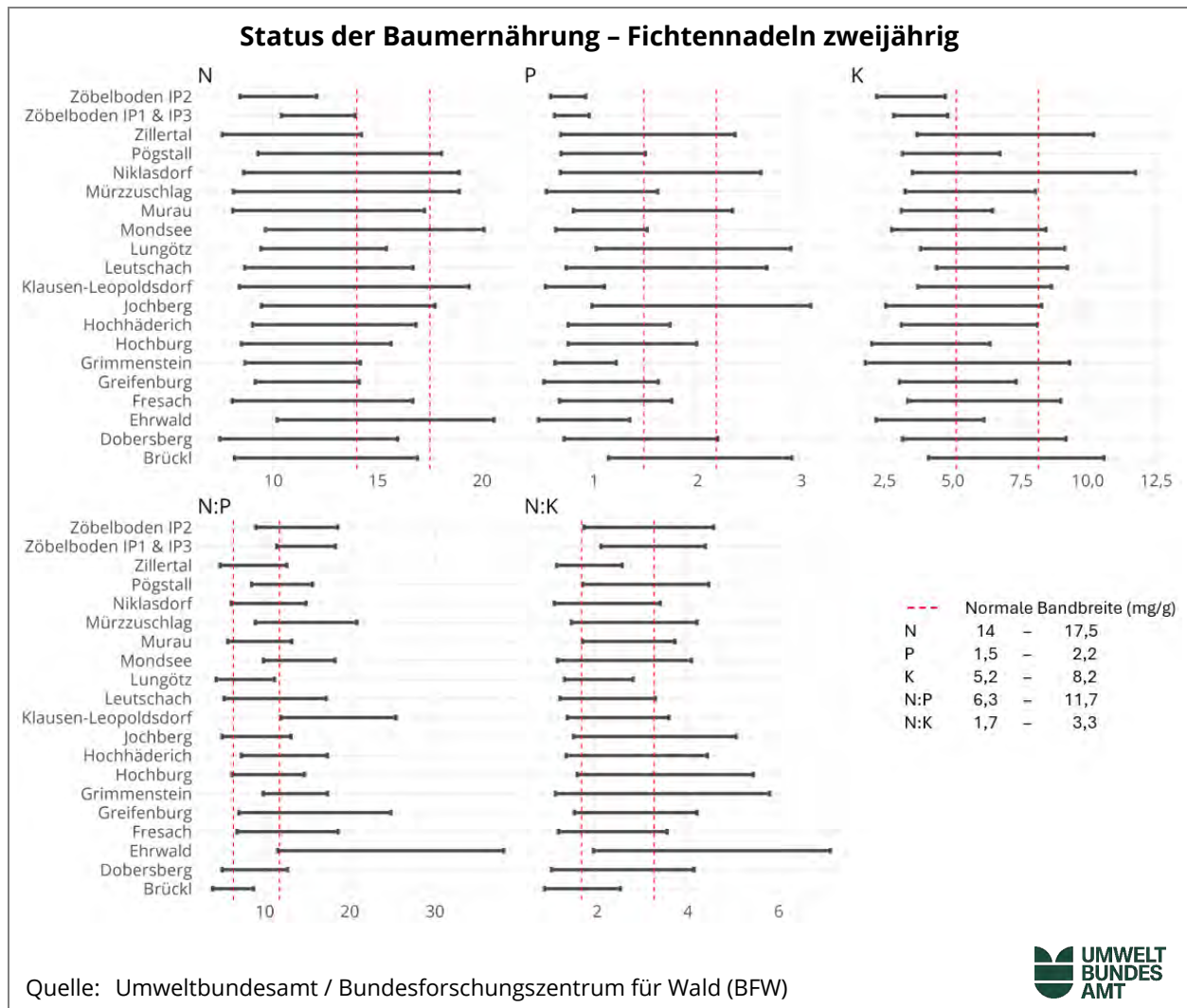


Unterpullendorf fehlt, weil dort Eiche vorherrscht.

Versorgungslage zweijährige Nadeln

Die Auswertung der Baumernährung für die zweijährigen Nadeln (Abbildung 12) zeigte ein ähnliches Muster wie bei den einjährigen Nadeln (Abbildung 11). Bei den Stickstoffkonzentration lagen auch hier die meisten Standorte unterhalb des Normbereichs bzw. darin und nur wenige knapp darüber. Das Versorgungsniveau ist im Vergleich zur Einstufung anhand der einjährigen Nadeln aber generell schlechter. Die P-Versorgung rutschte größtenteils aus dem Normbereich in den Mangelbereich (Abbildung 12). Die K-Konzentrationen waren in der Regel vergleichbar mit den einjährigen Nadeln und bewegten sich vorwiegend im Normbereich. Die P-Knappheit wurde vor allem beim N:P-Verhältnis in den zweijährigen Nadeln deutlich, wohingegen das N:K-Verhältnis an fast allen Standorten innerhalb oder nur leicht außerhalb des Normbereichs lag.

Abbildung 12: Nährstoffgehalte [Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)] von zweijährigen Fichtennadeln an den Waldmonitoringstandorten (gesamte Untersuchungsperiode) und Einstufung der Nährstoffsituation nach (Mellert und Göttlein, 2012).

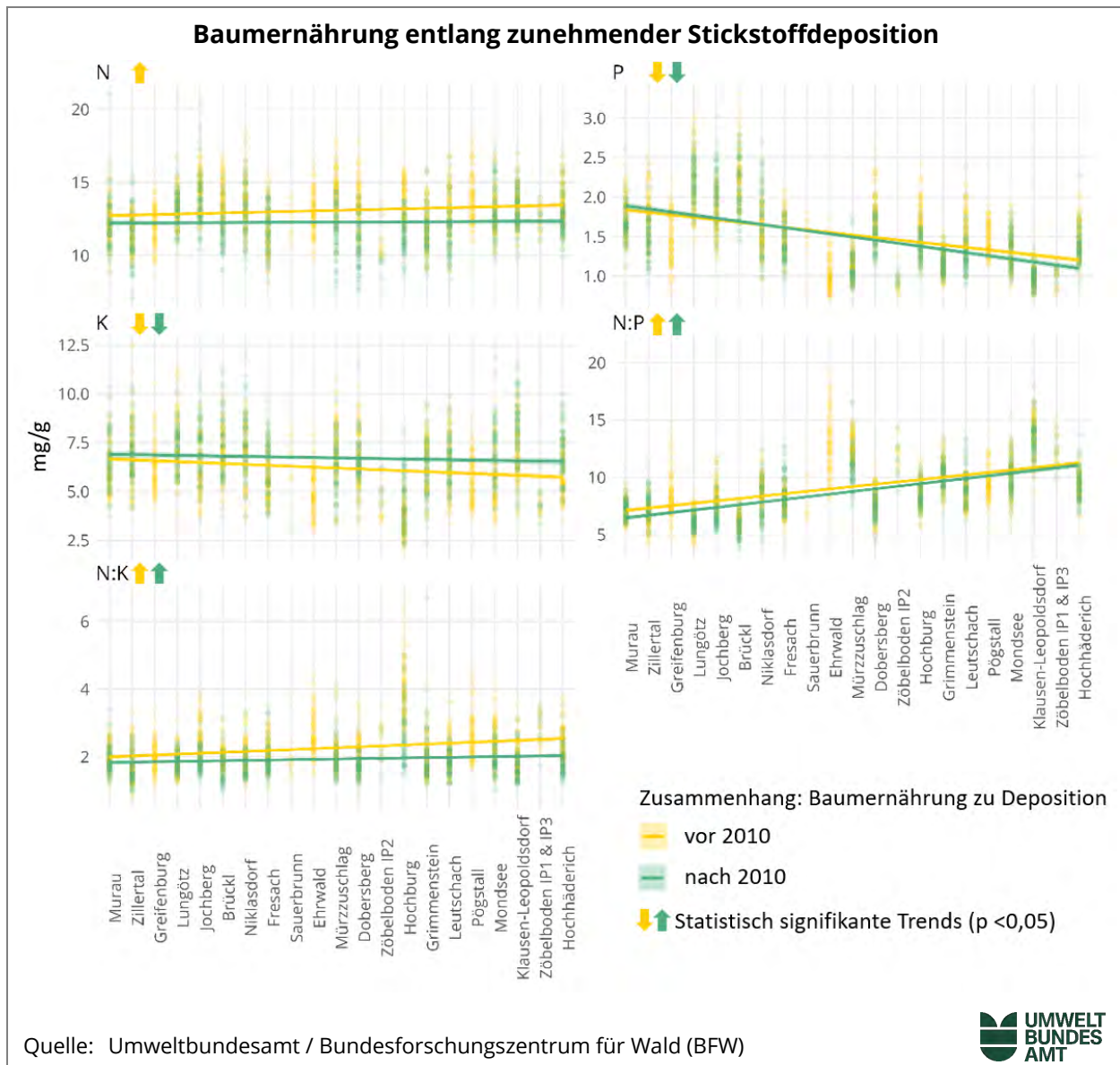


Unterpullendorf fehlt, weil dort Eiche vorherrscht.

Zusammenhang Stickstoffdeposition

Der Ernährungszustand der Fichte bezüglich N, P und K an den Waldmonitoringstandorten wies einen Zusammenhang mit der Stickstoffdeposition auf (Abbildung 13). Die Datenpunkte wurden von links nach rechts nach aufsteigender N-Deposition gereiht aufgetragen, sodass Murau mit der niedrigsten Stickstoffdeposition ganz links steht. An Standorten mit hohen Stickstoffeinträgen (Hochhäderich in Vorarlberg ganz rechts) nahm die Stickstofflimitierung zwar etwas ab, jedoch erhöhte sich signifikant vor allem die P- und in geringerem Maße die K-Limitierung. Demensprechend nahmen die N:P- und N:K-Verhältnisse signifikant zu. Diese Nährstofflimitierungen änderten sich über die Zeit kaum, da die beiden Analysezeiträume vor 2010 und nach 2010 beinahe parallele Regressionsgeraden ergaben (Abbildung 13).

Abbildung 13: Baumernährung [Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)] gemessen an einjährigen Fichten-
nadeln entlang zunehmender Stickstoffdeposition (niedrige Deposition Murau bis hohe
Deposition Hochhäderich).



7.2 Wiesen- und Heidevegetation

7.2.1 Belastungsgrenzen (Critical Loads)

7.2.1.1 Salzrasen

Für diese Lebensräume liegen keine direkten Einschätzungen zu den Critical Loads vor. In der Literatur wird die Belastungsgrenze von küstennahen salzbeeinflussten Lebensraumtypen mit 10–20 kg N/ha/a angegeben (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022) (Tabelle 4).

7.2.1.2 Trocken- und Halbtrockenrasen (Festuco-Brometea)

Die Belastungsgrenze wird mit 10–20 kg N/ha/a angegeben (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Zu hohe Eintragsmengen führen zu einer Veränderung der Pflanzenzusammensetzung, verbunden mit einer Zunahme stickstoffliebender Gräser und darauffolgendem Artenverlust (Tabelle 4).

7.2.1.3 Subalpin-alpine Zwergstrauchheiden

Die Belastungsgrenze für die Stickstoffdeposition, ab welcher Verluste typischer Moos-, Flechten-, und Heidearten einsetzen, wird mit 5–10 kg N/ha/a angegeben (Tabelle 4) (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022).

7.2.1.4 Alpine Silikatrassen

Diese Vegetationstypen sind sehr gut untersucht und zeigen über 5–10 kg N/ha/a Veränderungen in der Artenzusammensetzung und einem Anstieg der Biomasseproduktion (Tabelle 4).

7.2.1.5 Subalpine und alpine Kalkrasen

Ähnlich den alpinen Silikatrassen zeigen sie über 5–10 kg N/ha/a Veränderungen in der Artenzusammensetzung und einen Anstieg der Biomasseproduktion (Tabelle 4). Die arktisch-alpinen Nacktried-Rasen wurden bislang nicht gesondert bewertet und werden somit hier zugeordnet.

7.2.1.6 Wirtschaftsgrünland

Die Belastungsgrenze der in dieser Gruppe beinhalteten und bewerteten stickstoffsensitiven Mähwiesen der niedrigen und mittleren Lagen (EUNIS R3.2) wird mit 10–20 kg N/ha/a bzw. für Bergwiesen (EUNIS R3.3) mit 10–15 kg N/ha/a angegeben (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Die Pfeifengraswiesen werden ebenfalls mit 10–20 kg N/ha/a eingestuft. Zu hohe Eintragsmengen führen zu einer Veränderung der Pflanzensammensetzung, verbunden mit einer Zunahme stickstoffliebender Gräser und darauffolgendem Artenverlust (Tabelle 4).

7.2.1.7 Bodensaure Borstgrasrasen und Heidekraut-Stechginster-Heiden

Die Belastungsgrenze für bodensaure Borstgrasrasen wird mit 6–10 kg N/ha/a bzw. für Heidekraut-Stechginster-Heiden mit 5–15 kg N/ha/a angegeben (Tabelle 4) (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022).

Tabelle 4: Untersuchte pflanzensoziologische Klassen und die kritischen Belastungsgrenzen (Critical Loads) für die jeweils untergeordneten stickstoffsensitiven Vegetationstypen basierend auf Bobbink, Loran und Tomassen (2022) sowie Mittelwert, Maximum und Minimum der jährlichen Stickstoffdeposition in den untersuchten Vegetationserhebungen in Österreich.

Pflanzengesellschaft			Critical Load [kg N/ha/a]		Deposition [kg N/ha/a]		
Deutsche Bezeichnung (Code)	Pflanzensoziologi- sche Klasse	N-sensitiv (EUNIS Code)	Min.	Max.	Min.	Mittel	Max.
Salzrasen (FEP)	<i>Festuco-Puccinellietea</i>	N1H	10	20	7,5	13,0	16,9
Trocken- und Halbtrockenrasen (FES)	<i>Festuco-Brometea</i>	R1, R1A	10	20	4,5	15,8	31,0
Subalpin-alpine Zwergstrauchheiden und alpine Silikatrassen (LOI)	<i>Loiseleurio procumbentis-Vaccinietea</i> und <i>Juncetea trifidi</i>	S2.2, R4.3	5	10	4,6	11,7	26,4
Wirtschaftsgrünland (MOL)	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	R3.2, R3.3, R3.5	10	20 (15)	8,2	19,1	34,1
Bodensaure Borstgrasrasen und Heidekraut-Stechginster-Heiden (NAR)	<i>Nardetea strictae</i> und <i>Calluno-Ulicetea</i>	R1M, S4.2	6 (5)	10 (15)	4,4	13,2	33,0

Pflanzengesellschaft			Critical Load [kg N/ha/a]		Deposition [kg N/ha/a]		
Deutsche Bezeichnung (Code)	Pflanzensoziologi- sche Klasse	N-sensitiv (EUNIS Code)	Min.	Max.	Min.	Mittel	Max.
Subalpin und al- pine Kalkrasen und arktisch-alpine Nacktried-Rasen (SES)	<i>Elyno-Seslerietea</i> und <i>Carici rupestris- Kobresietea bellardii</i>	R4.4	5	10	5,4	13,6	27,9

7.2.2 Überschreitung der Critical Loads

Für die Einschätzung der Überschreitung der kritischen Eintragsmengen in den Erhebungsflächen der Wiesen und Heiden wurde eine 30-jährige Akkumulation vor der jeweiligen Erhebung berechnet, die dann einer Referenzperiode (1880–1910) gegenübergestellt wurde, d. h. es wurde die Differenz berechnet (ΔN). Für die kritischen Eintragsmengen ist somit die Summe der Baseline und der Differenzwerte ausschlaggebend. Die daraus resultierenden Depositionen sind in Tabelle 4 pro untersuchtem Vegetationstyp dargestellt.

erhebliche Überschreitung der Critical Loads

Demgemäß waren die Flächen der einzelnen Vegetationstypen vor ihrer jeweiligen Erhebung im 30-jährigen Mittel Einträgen von 11,7 bis 19,1 kg N/ha/a ausgesetzt. Die Minimumwerte lagen zwischen 4,4 und 8,2 kg N/ha/a, die Maximumwerte zwischen 16,9 und 34,1 kg N/ha/a. Ein erheblicher Anteil der untersuchten Flächen war demnach einer Überschreitung der Minimum Critical Loads ausgesetzt. Die Maximalwerte der Deposition lagen bis auf jene der Salzrasen (FEP) alle über den Maximum Critical Loads. Bei subalpin-alpinen Zwergstrauchheiden und alpinen Silikatrassen (LOI) – wenn man die sensitivsten Vegetationstypen heranzieht, auch bei Wirtschaftsgrünland (MOL) und bodensauren Borsgrasrasen und Heidekraut-Stechginster-Heiden (NAR) – lag sogar die mittlere Deposition, bei subalpin-alpinen Kalkrasen und arktisch-alpinen Nacktriedrasen (SES) die minimalen Depositionen über diesen (Tabelle 4).

7.2.3 Vegetationsveränderung und Biodiversität

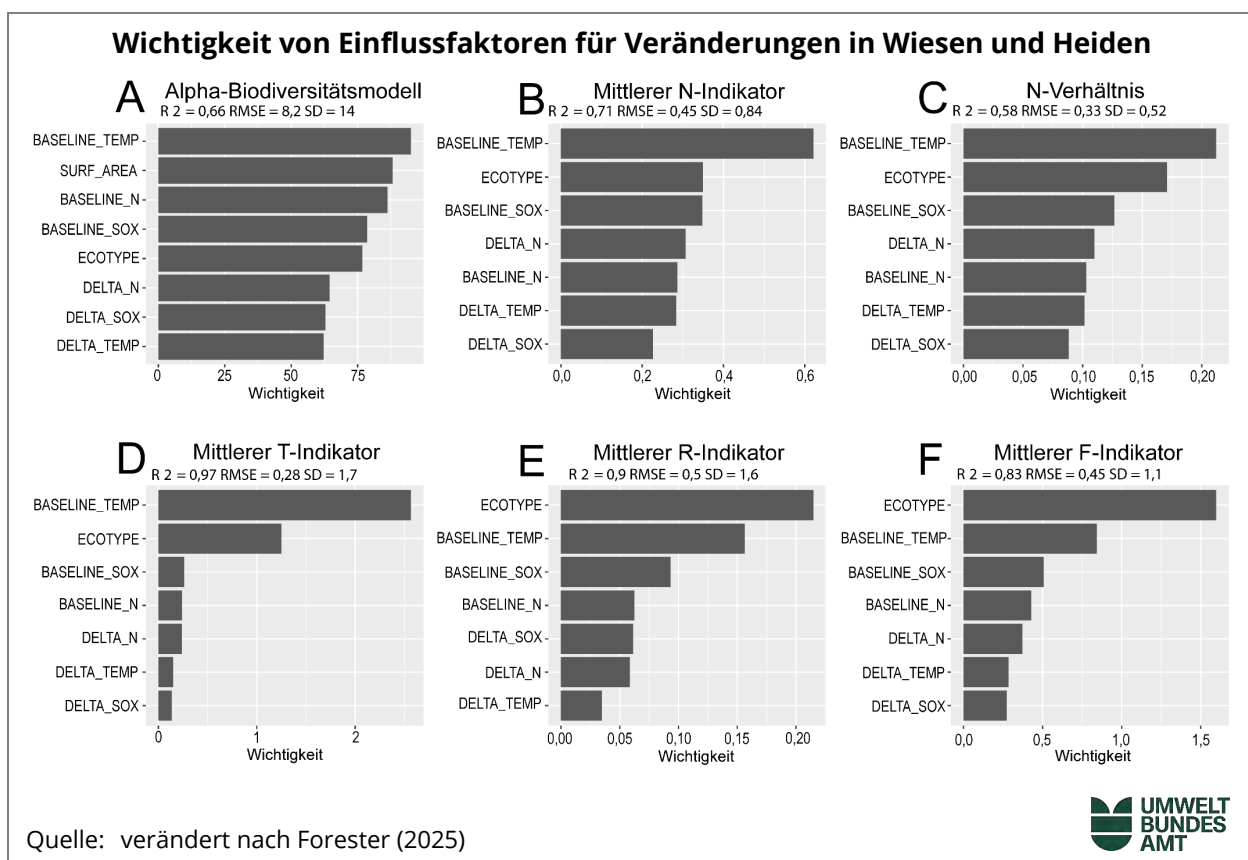
gute Modellgüte

Die zusammenfassenden Statistiken zeigten, dass die Modelle eine gute Anpassung aufwiesen und einen hohen Prozentsatz der Datenvariationen erklären konnten (Abbildung 14). Die Baseline-Temperatur und die Vegetationsklasse (ECOTYPE) erwiesen sich in allen indikatorwertbasierten Modellen (Abbildung 14 2B-F) als die beiden durchgängig

wichtigsten Prädiktoren, wobei der Basiswert S durchweg an dritter Stelle rangierte. Darüber hinaus erwies sich die Baseline-Temperatur als der wichtigste Prädiktor im Alpha-Biodiversitätsmodell, gefolgt von der Größe der Erhebungsfläche und der Baseline für Stickstoffdeposition (Abbildung 14A).

Die Anomalien des Klimas und der Deposition gegenüber den Baselines (Δ -Prädiktoren) hatten von allen Prädiktoren überwiegend die geringste Bedeutung, wobei ΔN im Allgemeinen höher als die anderen Δ -Werte eingestuft wurde, insbesondere bei den Modellen für den mittleren N-Wert und das N-Verhältnis.

Abbildung 14: Relative Wichtigkeit von Einflussfaktoren auf die Änderung in der Artenvielfalt und der Artenzusammensetzung von Wiesen- und Heidevegetation in Österreich seit 1920.



(A) Anzahl Arten pro Plot, (B) mittlerer Ellenberg Stickstoff (N)-Indikator, (C) N-Verhältnis Oligotropie (N-Wert 1-4): Eutropie (N-Wert 6–9), (D) mittlerer Ellenberg (Temperatur (T)-Indikator, (E) mittlerer Ellenberg Reaktionen (R)-Indikator und (F) mittlerer Ellenberg Feuchte (F)-Indikator. Die Modellgüte ist als Bestimmtheitsmaß (R^2), Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers [root mean square error (RMSE)] und Standardabweichung (SD) des Random Forest Models dargestellt.

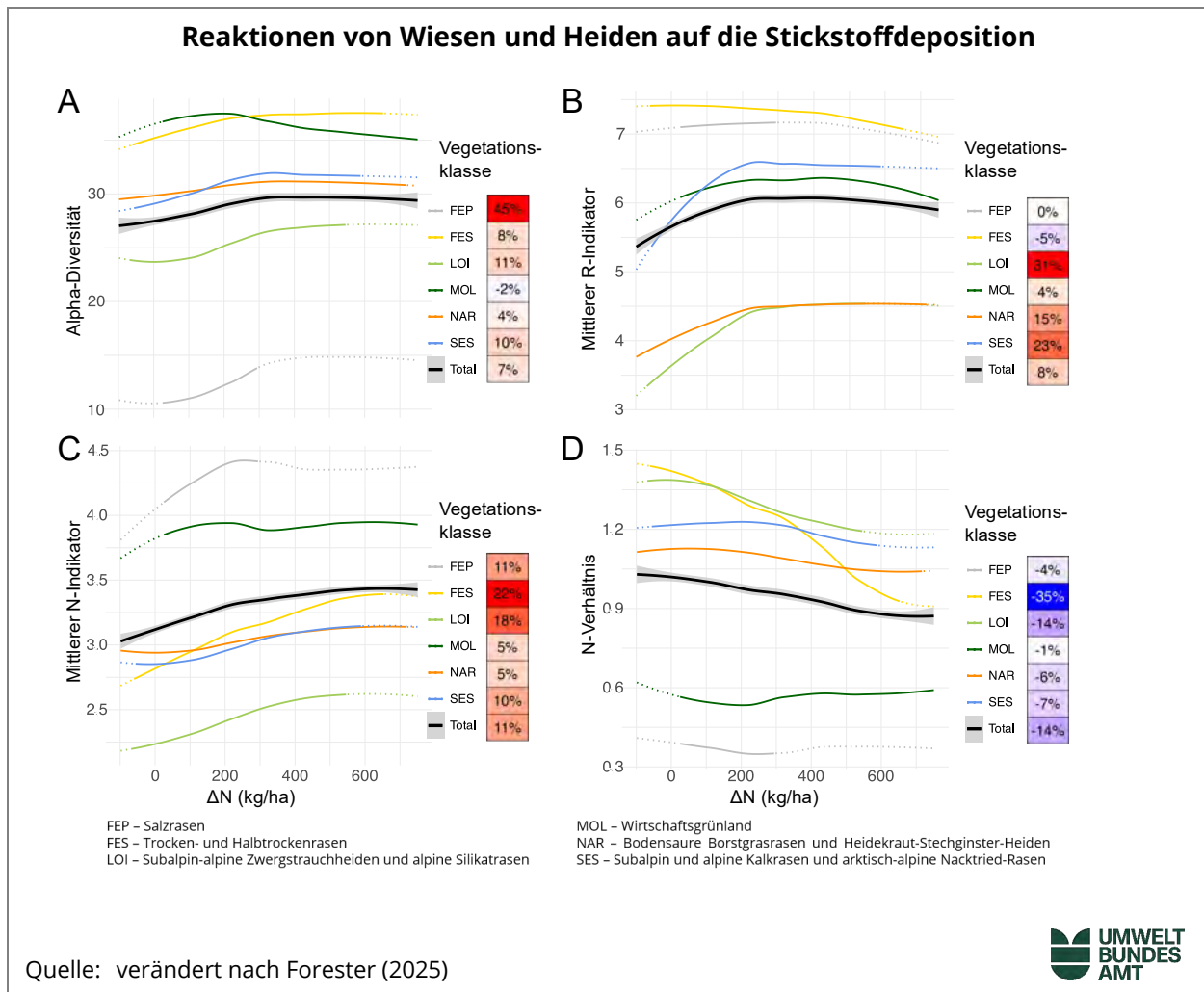
Stickstoffdeposition erhöhte die Artenzahlen Wie Abbildung 15A zeigt, hatte ΔN – unabhängig von allen anderen Variablen – einen kleinen positiven Effekt (+7 %) auf die Artenzahl in den Erhebungsflächen, was einer Zunahme von 2,3 Arten über den gesamten

ΔN -Bereich entspricht. Die einzige Vegetationsklasse, für die ein negativer Wert vorhergesagt wurde (-2 %), war das Wirtschaftsgrünland (MOL), während die Salzrasen (FEP) einen sehr hohen positiven Wert aufwiesen (+45 % oder 3,3 Arten Zunahme über den gesamten ΔN -Bereich). Es ist zu beachten, dass FEP nur in einem sehr engen ΔN -Bereich von 275 kg N/ha im Vergleich zum gesamten Bereich von 849 kg N/ha über 30 Jahre auftritt.

***klarer Einfluss von N
auf die Artenzusam-
mensetzung***

ΔN hatte insgesamt einen positiven Effekt auf die mittleren Stickstoffwerte und einen negativen Effekt auf das Stickstoff-Verhältnis der Erhebungsflächen (Abbildung 15C-D). Die Unterschiede zwischen den Vegetationsklassen waren für ΔN und das Stickstoff-Verhältnis minimal, mit einer Ausnahme: Die Vegetation Trocken- und Halbtrockenrasen (FES) wies einen ausgeprägteren positiven Effekt von ΔN auf die mittleren Stickstoffwerte (+11 %) und einen entsprechend negativen Effekt auf das Stickstoff-Verhältnis (-35 %) auf. Wie in Abbildung 15B dargestellt, wurde ein kleiner positiver Effekt von ΔN auf den mittleren R-Wert gefunden. Die einzige Vegetationsklasse mit einem negativen Effekt war FES. Umgekehrt wiesen die subalpinen und alpinen Vegetationsklassen (LOI und SES sowie NAR) relativ hohe positive Werte auf (+31 %, +23 % bzw. +15 %), alle mit ähnlichen Kurvenprofilen, die bis ~200 kg N/ha nach oben tendierten und danach ein Plateau erreichten.

Abbildung 15: Modellbasierte Reaktionen in (A) Alpha-Biodiversität, (B) mittlerem Reaktions-Indikator (R), (C) mittlerem Stickstoff-Indikator (N) und (D) N-Verhältnis auf die Anomalie der kumulativen Stickstoffdeposition in den letzten 30 Jahren vor der Erhebung.

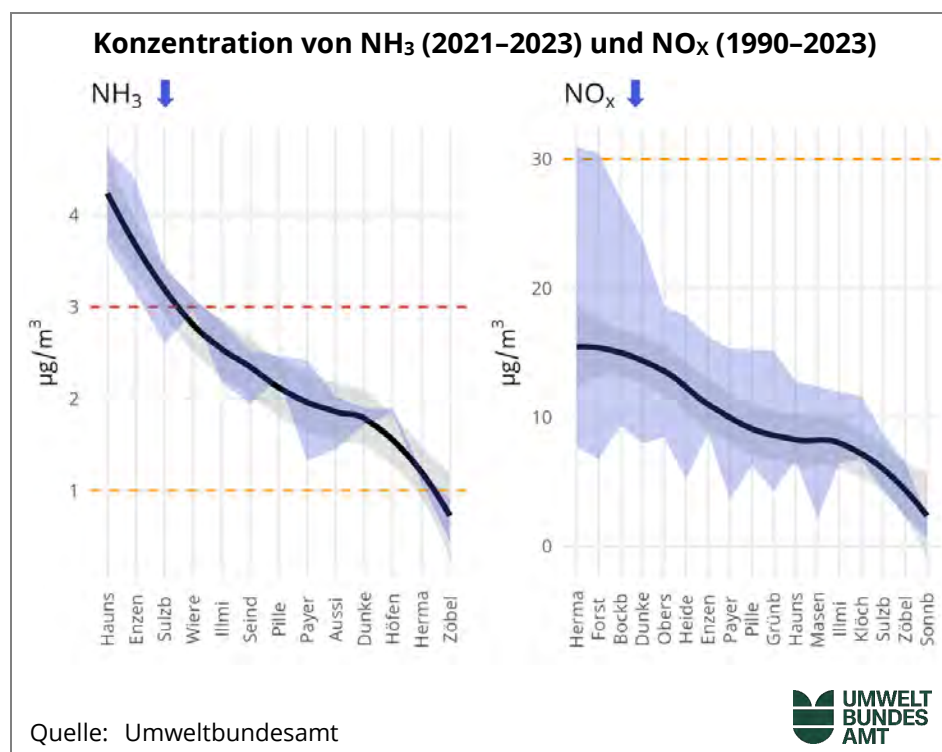


Die Gesamtreaktion sowie jene der sechs verschiedenen Vegetationsklassen sind getrennt dargestellt. Die relativen Effektgrößen für jede Reaktion sind als Prozentsätze angegeben und entsprechend ihrer Größe farblich gekennzeichnet. Durchgezogene Linien bezeichnen den tatsächlich beobachteten Bereich von ΔN für die jeweilige Vegetationsklasse; gepunktete Linien bezeichnen ΔN -Werte innerhalb des gesamten Bereichs. Für die Gesamtkurve wird ein 95 %-Konfidenzintervall angegeben. „Verhältnis N“ = $\log_{10}$ des Verhältnisses der Anzahl der Arten mit N-Werten 1–4 zu denen mit N-Werten 6–9.

7.3 Überschreitung der kritischen Konzentrationen

Bis auf eine Messstellen lagen alle NH_3 -Konzentrationen über dem niedrigen Schwellenwert und drei von 13 über dem hohen Schwellenwert. Keine der Stationen wies eine Überschreitung bei Stickoxidkonzentrationen auf (Abbildung 16).

Abbildung 16: Konzentration von Ammoniak (NH_3) und Stickstoffdioxid (NO_x) an den Mess-stellen (Stationsnamen abgekürzt) des NEC-RL-Ökosystemmonitoring.



Die horizontalen Linien kennzeichnen die Critical Levels (Tabelle 1). Zeitraum der Messungen für NH_3 war 2021–2023, für NO_x 1990–2023. Das graue Band stellt das 95 % Konfidenzintervall der „Löss“-Glättungsfunktion dar. In Hellblau ist das Intervall zwischen gemessenem Minimal- und Maximalwert dargestellt. Signifikante Trends beziehen sich auf Ammoniak und Stickstoffdioxid und werden durch Pfeile indiziert ($p < 0,05$). Kein Pfeil bedeutet keinen signifikanten Trend.

8 DISKUSSION

8.1 Stickstoffüberschüsse in Ökosystemen

Verringerung des Stickstoffüberschuss

Sowohl die landesweite Modellierung als auch die hier verwendeten detaillierten Messdaten zeigen, dass etwa die Hälfte der sensitiven Ökosystemfläche aktuell einer Stickstoffdeposition ausgesetzt ist, die über den kritischen Eintragsmengen liegt. Aus den jährlich modellierten Daten geht allerdings auch hervor, dass die Fläche mit Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung seit 1990 um 31 % verringert wurde (Umweltbundesamt, 2025b). Die hier dargestellten Messdaten zu Waldstandorten erlauben einen detaillierten Einblick, inwieweit diese Reduktion eine messbare Wirkung hatte.

Ammonium wurde die dominante Stickstoffform

Die Trends in der Deposition von anorganischem Stickstoff im Kronendurchlass wurden zunehmend von NH_4^+ geprägt. Während NO_3^- in 45 % der Monitoringstandorte signifikant abnahm, waren es bei NH_4^+ nur 4 %. An manchen Standorten nahmen die Eintragsmengen vor allem von NH_4^+ zu. Insgesamt kam es dadurch zu keiner Minderung in der Überschreitung der Critical Loads seit Messbeginn. Es muss weiter angemerkt werden, dass die Depositionsmenge im Kronendurchlass die Gesamtdosition von Stickstoff unterschätzt (Umweltbundesamt, 2023a), sodass die Situation insgesamt schlechter ist.

negative Effekte immer noch zu erwarten

Aufgrund der Stickstoffüberschüsse sind immer noch negative Effekte in Wäldern zu erwarten. Der Fokus liegt hier auf dem nördlichen Alpenvorland, dem Granit- und Gneishochland, dem Wienerwald sowie dem südöstlichen Alpenvorland. In Wäldern entlang des Alpenhauptkamms sind aufgrund der sehr niedrigen Depositionen Stickstoffeffekte hingen unwahrscheinlich.

Critical Levels für Ammoniak stark überschritten

Bezüglich der Überschreitung der Critical Levels ist festzuhalten, dass alle Messstellen des Ökosystemmonitorings im Rahmen der NEC-RL bis auf eine NH_3 -Konzentrationen über dem niedrigen Schwellenwert von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und drei von 13 über dem hohen Schwellenwert von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. Direkte Schäden an Flechten und Artenverluste wurden selbst in Gebieten mit den niedrigsten Konzentrationen in Österreich nachgewiesen (Umweltbundesamt, 2023a). Andere Wirkungsmessungen liegen leider nicht vor. Keine der Stationen wies eine Überschreitung bei Stickoxidkonzentrationen auf.

Wiesen und Heiden klar beeinflusst Zu Ökosystemen außerhalb des Waldes gibt es bislang keine Langzeitdaten, die eine vergleichbare Trendanalyse zulassen. Die verfügbaren Daten zeigten aber, dass vom Menschen verursachte Stickstoffemissionen den Großteil der sensiblen Wiesen- und Heidelebensräume aufgrund von Überschreitungen sowohl der Critical Loads als auch der Critical Levels verändert haben. Auf die nachweislichen Effekte wird im Folgenden genauer eingegangen. Ein Monitoring der Effekte der Emissionsreduktionen in diesen Lebensräumen wurde mit dem Ökosystemmonitoring der NEC-RL im Jahr 2018 begonnen, die Datenreihen sind aber noch zu kurz, um etwaige Signale zu erkennen.

8.2 Nitrat im Bodenwasser von Wäldern

aktuell keine maßgeblichen Nitratausträge Kritische Konzentrationen von NO_3^- liegen für die Modellierung von Critical Loads vor (CLRTAP, 2017b). Die NO_3^- -Konzentrationen der letzten Messjahre an den österreichischen Waldmonitoringstandorten lagen unterhalb oder im Bereich der 0,1–0,4 mg N/l, wie sie im Zuge der aktuellsten Bewertung von kritischen Grenzwerten empfohlen wurden (Dirnböck, et al., 2024). Nur der Standort Zöbelboden wies höhere Werte auf. Darüber hinaus ergab die Analyse einen abnehmenden Trend der NO_3^- -Konzentrationen im Bodenwasser über die letzten 30 Jahre, wie in anderen Studien auch gezeigt (Schmitz, et al., 2019). Diese Ergebnisse legen nahe, dass unter dem aktuellen Niveau der Stickstoffeinträge kaum maßgebliche Nitratausträge aus den österreichischen Wäldern zu erwarten sind.

hohe Nitratkonzentrationen zu Messbeginn Die Standorte Jochberg, Murau und Mürzzuschlag wiesen einen relativ steilen Nitratabfall zu Beginn der Messperiode auf. Die Ursache ist unklar, eine gestörte Messsensorik nach dem Einbau auf den Versuchsflächen, biotische oder abiotische Störungen im stockenden Waldbestand oder Managementeingriffe, die zu einer Öffnung des Kronendachs und in weiterer Folge zu Nitratmobilisierung durch erhöhte Bodentemperatur und den Wegfall der Bäume als Verbraucher geführt haben, könnten eine Rolle spielen. Da Werte der ersten zwei Jahre nach Einbau der Lysimeter verworfen wurden, sind installationsbedingte hohe Konzentrationen auszuschließen. Störungen und Managementeingriffe könnten am Standort Mürzzuschlag (Alter: 81 Jahre, dGZ100 = 10, 100 % Fichte) eine Rolle gespielt haben. Der Bestand erfuhr zwischen 1999 und 2004 eine Stammzahlreduktion (n/ha) von 800 n/ha auf ca. 500 n/ha, was trotz fehlender Aufzeichnung auf eine Entnahme hindeutet und auf eine erhöhte NO_3^- -Auswaschung sowie eine darauffolgende Abnahme der NO_3^- -Auswaschung schließen lässt (BFW, 2016). Weder am Standort Jochberg

(Alter: 101 Jahre alt, dGZ100 = 11, 100 % Fichte) noch am Standort Murau (Alter: 138 Jahre, dGZ100 = 9 bei 90 % Fichte und 10 % Lärche) kam es zu waldbaulichen Eingriffen. Eine Erklärung für die erhöhte Nitrat-Auswaschung zwischen 1995 bis 2005 konnte bisher nicht identifiziert werden.

niedrige Nitratkonzentrationen trotz hoher Einträge

Mondsee und Unterpullendorf zeichnen sich trotz relativ hoher Stickstoffeinträge durch sehr geringe NO_3^- -Konzentrationen im Bodenwasser aus. Im Fall des Standorts Mondsee könnte die hohe Bonität des Standorts (tiefe karbonatfreie Braunerde) und der hohe Biomassezuwachs des jungen Bestandes (Alter: 31 Jahre, Bonität dGZ100 = 13 bei 100 % Fichte) die geringe NO_3^- -Konzentration erklären. Die erfolgten waldbaulichen Eingriffe, vornehmlich Durchforstungen, in den Jahren 1999 und 2004 zeigten keine nachweislichen Wirkungen auf NO_3^- -Konzentrationen im Bodenwasser. Die sehr niedrigen NO_3^- -Konzentrationen am Standort Unterpullendorf (Alter: 105 Jahre, Bonität dGZ100 = 7 bei jeweils 50 % Trauben- und Zerreiche), der auf einem tiefgründigen Pseudogley-Boden stockt und keine nachweisliche Nutzungen aufweist (BFW, 2016), kann nicht schlüssig erklärt werden. Viele Studien haben jedoch gezeigt, dass ein enger Zusammenhang zwischen dem C:N-Verhältnis des Waldbodens, der Stickstoffdeposition und der Stickstoffauswaschung besteht (Gundersen, Schmidt und Raulund-Rasmussen, 2006, Dise, et al., 2009, Dise, Matzner und Forsius, 1998). Darüber hinaus bestimmt die Begrenzung des verfügbaren P die Stickstoffauswaschungsraten mit, sodass hohe Auswaschungsraten auftreten, wenn das C:N-Verhältnis im Waldboden niedrig und das N:P-Verhältnis hoch ist (Oulehle, et al., 2021).

Die zeitlichen Verläufe der NO_3^- -Konzentrationen am Standort Zöbelboden sind gut dokumentiert und resultieren aus den hohen und mit der Zeit abnehmenden Stickstoffeinträgen in Kombination mit Sturm- und Borkenkäferschäden in den Jahren 2006–2010 (Umweltbundesamt, 2023a).

allgemeiner Rückgang der Stickstoffauswaschung

Der weit verbreitete Rückgang der Stickstoffauswaschung und -verfügbarkeit wird durch die Stärke der Senken erklärt. Folgende Punkte können zusammenfassend genannt werden, nämlich dass 1) ein erhöhter Kohlendioxid-Gehalt das C:N-Verhältnis in den Blättern erhöht und die Stickstoffkonzentration in den Blättern durch eine verstärkte Assimilation von Kohlenstoff durch die Pflanzen senkt; 2) die Pflanzen möglicherweise mehr in den Erwerb von Stickstoff aus dem Boden investieren, aber nicht in der Lage sind, genügend Stickstoff zu erhalten, um den erhöhten Stickstoff-Bedarf zu decken; 3) ein höheres C:N-Verhältnis in der Streu die Netto-Mineralisierung von Stickstoff verringern kann, wodurch das Stickstoff-Angebot im Boden und die Stickstoff-Aufnahme durch die

Pflanzen sinken und die Stickstoff-Konzentration in den Blättern weiter abnimmt (Mason, et al., 2022). Diese Prozesse verringern die Menge an NO_3^- , das ins Grundwasser verloren gehen kann.

8.3 Baumernährung

Nach der österreichischen Waldinventur stocken 38 % des österreichischen Waldes auf nährstoffarmen Braunerden, Podsolen und Semipodsolon und 26 % auf Kalkböden. Die restlichen 36 % verteilen sich auf Lockersedimentböden, reichere Silikat-Braunerden, Moorböden und weitere in der Nährstoffversorgung stark unterschiedliche Böden. Weitgehend abhängig vom Grundgestein und dem daraus hervorgegangenen Boden ist die Versorgung mit K, Ca und Mg. Während reine Kalk- und Dolomitböden (beispielsweise der Standort Zöbelboden) meist eine unzureichende K-Versorgung aufweisen, sind stark ausgewitterte Braunerden und Böden auf sauren Schiefern und Quarzphylliten meist arm an Ca und Mg, ähnlich wie Granitverwitterungsböden, welche auch arm an Mg, aber reich an K sind. Die Aufnahme von Stickstoff und anderen Schadstoffen, die über die Luft eingetragen werden, überlagert die geo- und pedogen bedingten Nährstoffpools der Böden (Kilian, 1998).

verstärkter Mangel an Phosphor und Kalium

Die Ergebnisse bezüglich der Nährstoffgehalte spiegeln jene der europäischen Auswertungen wider (Jonard, et al., 2015). Obwohl Stickstoff bezüglich gängiger Einstufungen in vielen Waldstandorten im Mangel ist, führten die Stickstoffdepositionen zu sekundären Mangelercheinungen bei P und teils bei K. Trotz erhöhter atmosphärischer Stickstoffdepositionen herrscht in manchen Gebieten – besonders nach rezentem oder historischem Biomasseentzug und in Verbindung mit Humusverhagerung und Rohhumusaufbau – Stickstoff-Mangel. Phosphor-Mangel tritt meist in Verbindung mit Stickstoff-Mangel, Humusmangel oder Humusdegradation auf. Besonders Kalkböden neigen wegen verminderter Verfügbarkeit generell zu P-Mangel. Geringe K-Versorgung ist oft bei mineralbodenarmen Kalkböden (Rendzinen) und Silikatböden mit geringer Basensättigung (Podsole, Semipodsole und magere Felsbraunerden) verbreitet (Kilian, 1998). Das führt zu unausgewogenen N:P-Verhältnissen, was mittel- und langfristig die Vitalität der Wälder beeinträchtigen kann. Insgesamt bestätigt die Analyse die in der Literatur beschriebene Tendenz der Stickstoff-Sättigung der Ökosysteme bei gleichzeitiger P-Limitierung, wenn langfristig hohe Stickstoffmengen eingetragen werden. Die Annahme, dass Stickstoffdeposition graduell die P- bzw. K-Limitierung verstärkt hat, wie in der Schweiz nachgewiesen (Braun, Schindler und Rihm, 2020), konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung

nicht bestätigt werden. Dafür war die Stickstoffdeposition in Österreich im Vergleich zur Schweiz wahrscheinlich insgesamt zu niedrig.

8.4 Vegetationsveränderungen

Die Überdüngung von Lebensräumen durch Stickstoff ist ein wesentlicher Treiber des globalen Artenverlustes. Den Auswirkungen von erhöhtem Stickstoffeintrag aus der Luft auf Pflanzen wird und wurde in zahlreichen Studien nachgegangen (Bobbink, Loran und Tomassen, 2022). Abgesehen von der direkten toxischen Wirkung hoher Konzentrationen von Luftschadstoffen (NO_x , NH_3) reagieren Pflanzen vor allem auf Änderungen der Verfügbarkeit von Makro- und Mikronährstoffen im Boden. Diese Verfügbarkeit wiederum wird durch komplexe Wirkketten durch in den Boden eingetragene Luftschadstoffe verändert.

8.4.1 Wälder

Die Waldvegetation wurde nicht gesondert analysiert, weil in den letzten Jahren ausreichend Erkenntnisse gewonnen wurden, um die Situation einzuschätzen (Dirnböck, et al., 2014, Dirnböck, et al., 2018, Staude, et al., 2020, Sanczuk, et al., 2024, Perring, et al., 2018b).

Stickstoffeinträge führten in europäischen Wäldern in den letzten Jahrzehnten dazu, dass Arten mit weiter geografischer Verbreitung gegen Arten mit nur lokaler Verbreitung ausgetauscht wurden (Staude, et al., 2020). In einer nachfolgenden Studie unter Berücksichtigung von Wiesen und alpinen Ökosystemen wurden die Ergebnisse bestätigt (Staude, et al., 2021). Das heißt, dass dieser Mechanismus global gesehen zu einem Vielfaltsverlust führt, obwohl bislang in zahlreichen einzelnen Untersuchungsgebieten nur ein Austausch von Arten, aber kein Artenverlust stattfand. Die erhebliche Wirkung von Stickstoff in den Wäldern Europas wird dadurch deutlich, dass es zu einer Ost-West-Ausbreitung von stickstoffliebenden Unterwuchsarten kam (Sanczuk, et al., 2024). Die Wirkungen werden anhand des bestuntersuchten Gebiets in Österreich, dem Zöbelboden in den Nördlichen Kalkalpen mit vergleichsweise hohen Stickstoffdepositionen, dargestellt (Umweltbundesamt, 2023a).

Verlust von Waldflechten

Dort gingen in den letzten 30 Jahren Flechtenarten, die an nährstoffarme Bedingungen angepasst sind, verloren. Heute ist kaum noch eine Flechtenart mit hohen Luftgüteansprüchen anzutreffen. Lediglich von der Lungenflechte (*Lobariapulmonaria*), eine Indikatorart für hohe Luftgüte, konnten noch einzelne Exemplare vorgefunden werden, die jedoch stark

geschädigt oder fast abgestorben waren (Mayer, et al., 2013, Umweltbundesamt, 2023a). Die Langzeitwirkung von Eutrophierung aufgrund von nassen Stickstoffeinträgen, besonders NH_4^+ , kann als maßgebliche Ursache für die Änderungen der epiphytischen Flechten gelten. Die negativen Wirkungen der Eutrophierung durch Stickstoff auf die Flechtenflora sind ein weit verbreitetes, über die Grenzen Österreichs reichendes Phänomen (Hauck, 2010, Weldon und Grandin, 2021).

**Veränderung der
Waldmoose**

Die am Zöbelboden gefundenen Einflüsse jahrzehntelang hoher Stickstoffeinträge auf die Moosflora sind zwar nachweisbar, aber gering (Zechmeister, et al., 2007, Umweltbundesamt, 2023a). Sie sind auch vergleichsweise gering im Vergleich zu anderen europäischen Waldstandorten (Weldon, et al., 2022).

**Waldbodenvegeta-
tion**

Zwischen 1993 und 2010 war am Zöbelboden eine Homogenisierung der Artenzusammensetzung erkennbar (Hülber, et al., 2008). Stickstoff führte demnach dazu, dass nährstoffarme Standorte zunehmend nährstoffreicheren angeglichen wurden, was zu einer Verringerung der Vielfalt der Vegetationszusammensetzung führte. Danach waren Vegetationsveränderungen vor allem durch das veränderte Lichtregime aufgrund von klein- bis größerflächigen Störungen durch Windwurf und Borkenkäferkalamitäten geprägt (Helm, et al., 2017). Allein die C:N-Verhältnisse im Boden wiesen auch nach 2010 einen Trend Richtung Eutrophierung auf.

8.4.2 Eutrophierung von Wiesen und Heiden

Die Zunahme der Stickstoffdeposition im Vergleich zu den Jahren 1880–1909 führte zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung zugunsten von Pflanzenarten, die an nährstoffreichere Standorte angepasst sind. Eine derartige Veränderung wurde in vielen anderen Studien zu diesen Lebensräumen bereits nachgewiesen (Wesche, et al., 2012, Klímovská, et al., 2024, Rumpf, et al., 2025).

**Trocken- und Halb-
trockenrasen am
stärksten betroffen**

Die Trocken- und Halbtrockenrasen (FES) zeigen die stärkste Eutrophierung durch Stickstoffdeposition. Die Bewirtschaftung der Untersuchungsflächen konnte allerdings nicht berücksichtigt werden, da keine Daten in dem für diese Studie erforderlichen Umfang vorliegen. Es gibt offensichtliche Wechselwirkungen mit der Stickstoffdeposition, wie z. B. die Mähhäufigkeit oder Bewirtschaftungsaufgabe, die nachweislich die Stickstoffanreicherung im Boden fördern (Nielsen und Calderón, 2011, Zeleke, 2017). Es ist trotzdem festzuhalten, dass die Einstellung der Nutzung für die gefunden Zusammenhänge wahrscheinlich kein wesentlicher Faktor in dieser Studie war, da viele der Untersuchungsflächen für

phytosoziologische Zwecke untersucht wurden, was bedeutet, dass im Allgemeinen typisch entwickelte, nicht verbrachende Standorte der jeweiligen Vegetationsklasse erhoben wurden. Ein weiterer potenziell wichtiger Faktor, der in der Analyse nicht berücksichtigt werden konnte, ist der vermehrte Einsatz von festem und flüssigem Dünger aufgrund der Intensivierung der Landwirtschaft. Die für diese Arbeit verwendeten Modelle zeigen einen eindeutigen Zusammenhang der Eutrophierung mit der raum-zeitlichen Verteilung von Stickstoffeintrag aus der Luft. Daher müsste die Düngeintensivierung mit dieser Verteilung korrelieren, um die Ergebnisse maßgeblich zu beeinflussen. Aufgrund des weiträumigen, grenzüberschreitenden Transports von emittiertem Stickstoff ist das nur zum Teil der Fall. Allerdings wird NH_3 aus der landwirtschaftlichen Düngung in hohem Maß nur wenige hundert Meter vom Ausbringungsort entfernt abgeschieden. Hier korrelieren Nährstoffanreicherung durch die Düngung (auf den Flächen oder in unmittelbarer Nähe) und die indirekten Einträge aus der Luft. Während der gefundene starke Eutrophierungstrend Tatsache ist, ist es wahrscheinlich, dass hier Stickstoffdeposition aus der Luft und die direkte Düngung eine kombinierte Rolle spielen.

***vor allem alpine
Heiden und Rasen
auf Silikat***

Die zweitstärkste Wirkung der Stickstoffdeposition zeigte sich bei subalpin-alpinen Zwergstrauchheiden und alpinen Silikatrassen (LOI), die grundsätzlich durch oligotrophe Arten geprägt sind (siehe die niedrigen Anfangsstickstoffwerte und das hohe Stickstoff-Verhältnis in Abbildung 15). Die Stickstoffwirkung auf subalpine und alpine Rasen der Kalkalpen (SES) und den Salzrasen (FEP) war im Vergleich nur halb so hoch (Abbildung 15).

***kaum Effekte in ex-
tensiven Mähwiesen***

Nur geringfügiger Einfluss konnte für die Borstgrasrasen, sauren Heiden (NAR) sowie die extensiven Mähwiesen (MOL) festgestellt werden (Abbildung 15). Der nur schwache Zusammenhang zwischen der Stickstoffdeposition und den Stickstoff-Indikatoren in MOL ist wahrscheinlich auf den eutrophen bis mesotrophen Charakter der Vegetationsklasse zurückzuführen, der sie in Bezug auf den durch Nährstoffe verursachten Artenwechsel relativ stabil macht. Die gegenüber Stickstoff sensitivsten Vegetationstypen innerhalb der Klasse können durchaus stärker reagieren, gehen aber in der Gesamtbetrachtung unter (siehe z. B. (Wesche, et al., 2012)).

***Grenzwerte schwer
zu definieren***

Eine untere Schwelle, ab welcher keine Veränderungen vorstattengingen, ist nur bei SES und NAR zu erkennen, und zwar bis zu einer 30-jährigen Akkumulation von 200 kg N/ha, was inklusive der Baseline-Deposition etwa 10 kg N/ha/a entspricht. Das deutet darauf hin, dass der Minimum Critical Load der betrachteten Lebensräume (5–6 kg N/ha/a;

siehe Tabelle 4) für Vegetationsveränderungen zu niedrig angesetzt ist. Allerdings weisen alle anderen Vegetationstypen (außer MOL) überhaupt keine untere Schwelle auf und damit auch keinen offensichtlichen Minimum Critical Load. Dieses Problem, dass ökosystemare Änderungen schon bei sehr niedrigen Stickstoffeinträgen passieren, wurde in der wissenschaftlichen Literatur ausgiebig diskutiert (Payne, et al., 2017). Der Zusammenhang über fast alle Vegetationstypen hinweg flacht bei einer 30-jährigen Akkumulation von 200 bis 400 kg N/ha ab (Abbildung 15). Das entspricht in etwa einer jährlichen Deposition von 10 bis 21 kg N/ha, ab der kaum noch Änderungen in der Artenzusammensetzung passierten. Dieser Wert liegt im Bereich der Maximalwert der Critical Loads (Tabelle 4) und bestätigt diese.

8.4.3 Artenreichtum in Wiesen und Heiden

keine Verringerung der Artenvielfalt durch Stickstoffein- träge

Die nachgewiesene Eutrophierung von Wiesen und Heiden ging nicht mit einer Verringerung der Artenvielfalt einher. Mit der Ausnahme der extensiven Mähwiesen kam es bei zunehmendem Stickstoffeintrag aus der Luft zu einem Anstieg der Artenzahlen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass mit der Eutrophierung einerseits neue (nährstoffliebende) Arten die untersuchten Lebensräume besiedeln konnten, andererseits Pflanzenarten nährstoffarmer Standorte überlebten, wie unlängst in einer globalen Studie gezeigt wurde (Staude, et al., 2021).

vergleichsweise niedrige Deposition

Mit dieser Analyse vergleichbare Arbeiten stammen vor allem aus der Schweiz (Roth, et al., 2019, Roth, et al., 2015, Roth, et al., 2013, Häberlin und Dengler, 2025, Rumpf, et al., 2025). Die dort gefundenen Artenrückgänge aufgrund von Stickstoffeinträgen könnten an den im Vergleich zu Österreich höheren Stickstoffdepositionen in weiten Teilen der Schweiz (Norwegian Meteorological Institute, 2023) liegen. Eine oft zitierte Studie zu Wiesen in Westeuropa, worin starke stickstoffbedingte Diversitätsverluste nachgewiesen wurden, kann nur eingeschränkt mit der Bewertung der vorliegenden Arbeit verglichen werden, weil in dieser Arbeit nur außergewöhnlich nährstoffarme und daher sehr empfindliche Vegetationstypen betrachtet wurden (Stevens, et al., 2010).

vergleichbare Ergebnisse aus anderen Regionen

Daten aus hochgelegenen Borstgrasrasen in den Pyrenäen zeigen, dass die Stickstoffdeposition zusammen mit steigenden Temperaturen und Beweidung zu einem erhöhten Artenreichtum führt (Boutin, et al., 2017). Diese Ergebnisse sind mit jenen der vorliegenden Studie im Einklang. Ergebnisse einer anderen Arbeit deuten darauf hin, dass die Stickstoffdeposition bislang keinen generellen Rückgang des Artenreichtums in Wiesen auf Karbonatuntergrund in Deutschland verursacht hat (Diekmann,

et al., 2014). Vielmehr waren besonders sensitive Lebensräume bei langanhaltend hoher Deposition betroffen.

9 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Obwohl die Stickstoffemissionen in Europa seit den 1980–1990er Jahren stetig abnehmen, sind die Immissionen immer noch auf einem für Ökosysteme hohen Niveau. Etwa die Hälfte der sensitiven Ökosystemfläche ist aktuell einer Stickstoffdeposition ausgesetzt, die über den kritischen Eintragsmengen für Eutrophierung (Critical Load) liegt. Bis auf wenige Hintergrundgebiete liegen auch die NH_3 -Konzentrationen über den Grenzwerten (Critical Level) für Ökosysteme.

Emissionsreduktion mit Teilerfolgen

Maßnahmen zur Emissionsreduktion haben dazu beigetragen, die Fläche mit Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung zwischen 2005 und 2021 um 31 % zu reduzieren. In dieser Studie wird gezeigt, dass diese Maßnahmen vor allem bei NO_3^- in der Deposition und NO_x -Konzentrationen zu Verbesserungen führten. Vorwiegend aus der landwirtschaftlichen Düngung stammende NH_4^+ -Einträge konnten bislang nicht reduziert werden. Ammonium dominierte daher die Stickstoffdeposition im Wald über die Jahre zunehmend.

Stickstoff-Effekte

Die Stickstoffdepositionen der letzten Jahrzehnte führten im Wald zu Mangelercheinungen bei P und teils bei K, ohne dass sich die Situation in der jüngsten Vergangenheit merklich verbesserte. Die vorliegenden Analysen legen nahe, dass die Stickstoffeinträge mittlerweile wieder auf einem Niveau sind, auf dem – mit Ausnahme der Standorte mit den höchsten Einträgen – kaum maßgebliche NO_3^- -Austräge mit dem Bodenwasser aus den österreichischen Wäldern vorkommen. Stickstoffüberschüsse führten nachweislich zu einem starken negativen Effekt auf Flechtengemeinschaften im Wald und Veränderungen an der Waldvegetation.

Stickstoffwirkungen im Wald weiter zu erwarten

In Waldökosystemen sind Effekte von Stickstoffüberschüssen vor allem im nördlichen Alpenvorland, dem Granit- und Gneishochland, dem Wienerwald sowie dem südöstlichen Alpenvorland zu erwarten. In Wäldern entlang des Alpenhauptkamms sind aufgrund der sehr niedrigen Depositionen Stickstoffeffekte hingegen unwahrscheinlich.

Veränderung der Artenzusammenset- zung

Zu Stickstoffeffekten in Ökosystemen außerhalb des Waldes gab es bislang aus Österreich nur wenige Informationen. In der vorliegenden Arbeit konnte erstmals gezeigt werden, dass die Zunahme der Stickstoffemissionen in Wiesen- und Heidelebensräumen zu einer generellen Verschiebung zu Pflanzenarten führte, die an nährstoffreichere Standorte angepasst sind. Somit veränderten Stickstoffimmissionen durch Eutrophierung die typischen Artenzusammensetzungen. Trocken- und Halbtrockenrasen zeigen die stärkste Eutrophierung durch

Stickstoffdeposition, gefolgt von subalpin-alpinen Zwergstrauchheiden und alpinen Silikatrassen.

**kein Verlust des
Artenreichtums**

Die Eutrophierung von Wiesen und Heiden und die dadurch bedingte Veränderung der Artenzusammensetzung ging nicht mit einem Verlust des lokalen Artenreichtums einher. Auch in den Wäldern Österreichs konnte kein stickstoff-bedingter Rückgang der Artenzahlen in den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Vielmehr führte der zunehmende Stickstoffeintrag aus der Luft zu einem Anstieg der Artenzahlen, vermutlich weil mehr neue (nährstoffliebende) Arten die untersuchten Lebensräume besiedeln konnten als Arten nährstoffarmer Standorte verschwanden. Studien aus Regionen mit höheren Stickstoffüberschüssen als in Österreich legen jedenfalls nahe, dass letztere Arten durchaus verloren gehen.

**Wiederherstellung
eines günstigen Er-
haltungszustandes**

Im Zuge der Diskussionen um die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der Arten und Lebensraumtypen der FFH-RL ist die Frage nach der Erholung von den Effekten durch Stickstoffeinträge sowie nach den Möglichkeiten der aktiven Renaturierung wichtig. Die Rückführung eutrophierter Ökosysteme in einen Naturzustand ist generell langwierig, weil sowohl die Vegetation als auch der Boden und ihre Interaktionen verändert sind. Wird eine Immissionsreduktion unter die Critical Loads oder Levels nicht erreicht bzw. sind schnellere Erfolge gefragt, so sind aktive Managementmaßnahmen unerlässlich. Dabei handelt es um die Abführung von Stickstoff durch Biomasseentzug, wodurch der Stickstoffgehalt im Boden verringert wird. In Wiesen kann das vor allem durch Mähen bewerkstelligt werden. Viele existierende Naturschutz-Pflegeprogramme, die zum Ziel haben, die Vegetation offen zu halten und vor Verbuschung zu schützen, tragen auch zum Stickstoffentzug bei, könnten aber bei bewusster Berücksichtigung des Stickstoffentzugs optimiert werden. Der Umbau der Wälder zur Minderung der negativen Einflüsse des Klimawandels (z. B. klimaresiliente Baumarten, Mischbestände) hat nebenher Potenzial zur Reduktion langjähriger Stickstoffeffekte. Weiters mindert die Verringerung von Kahlschlägen den Austrag von mobilem NO_3^- , insbesondere in stickstoffgesättigten Waldökosystemen.

**Langzeitmonitoring
notwendig**

Die Waldmonitoringprogramme des UNECE-Übereinkommens über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP), nämlich ICP Forests und ICP Integrated Monitoring, stellen ausgezeichnete Daten für die Detektion von Umwelteinflüssen zur Verfügung. Ein Monitoring in anderen Lebensräumen wurde mit dem Ökosystemmonitoring der NEC-RL im Jahr 2018 begonnen. Die Ergebnisse dieser Studie

zeigen, wie wichtig diese Daten sind, um Erkenntnisse in den sensitivsten Lebensräumen zu erlangen.

10 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Stickstoffsättigung eines Ökosystems und seine Folgen. Quelle: (Aber, et al., 1998) abge-ändert aus (Emmett, 2007).	12
Abbildung 2: Überschreitung der Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffdeposition in Ökosystemen in Österreich für das Jahr 2021.....	17
Abbildung 3: Monitoringflächen des ICP Forests und ICP Integrated Monitoring.	25
Abbildung 4: Verteilung der verwendeten Vegetationserhebungen in Österreich nach Jahren der Aufnahme (A) und ihrer Zugehörigkeit zu Vegetationstypen (B).....	26
Abbildung 5: Durchschnittliche jährliche Einträge von anorganischem Stickstoff als Summe von Nitrat- und Ammoniumstickstoff im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen.....	35
Abbildung 6: Jährliche Deposition von Nitrat- (NH_3^- -N), Ammonium- (NH_4^+ -N) und gesamtem anorganischem Stickstoff [Nges(anorg)] im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen.	36
Abbildung 7: Mittlere jährliche Konzentration von Nitrat- (NO_3^- -N), Ammonium- (NH_4^+ -N) und gesamtem anorganischem Stickstoff [Nges(anorg)] im Kronendurchlass der Waldmonitoringflächen.	38
Abbildung 8: Saisonaler Verlauf von Ammonium- (NH_4^+ -N) und Nitrat- Stickstoff (NO_3^- -N) in den Waldmonitoringflächen. Oben: Depositionsmengen, Unten: Konzentrationen. Mittelwert inkl. 95 %-iges Konfidenzintervall mittels einer „Löss“- Glättungsfunktion (transparentes Band).	39
Abbildung 9: Über- oder Unterschreitung der Critical Loads in den Waldmonitoringflächen zwischen 1995 und 2022.....	42
Abbildung 10: Nitrat-Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser nach Bodentiefe inkl. 95 %-iges Konfidenzintervall mittels einer „Löss“-Glättungsfunktion (transparentes Band).	44
Abbildung 11: Nährstoffgehalte [Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)] von einjährigen Fichtennadeln an den Waldmonitoringstandorten (gesamte	

Untersuchungsperiode) und Einstufung der Nährstoffsituation nach (Mellert und Göttlein, 2012).	46
Abbildung 12: Nährstoffgehalte [Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)] von zweijährigen Fichtennadeln an den Waldmonitoringstandorten (gesamte Untersuchungsperiode) und Einstufung der Nährstoffsituation nach (Mellert und Göttlein, 2012).	47
Abbildung 13: Baumernährung [Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)] gemessen an einjährigen Fichtennadeln entlang zunehmender Stickstoffdeposition (niedrige Deposition Murau bis hohe Deposition Hochhäderich).....	48
Abbildung 14: Relative Wichtigkeit von Einflussfaktoren auf die Änderung in der Artenvielfalt und der Artenzusammensetzung von Wiesen- und Heidevegetation in Österreich seit 1920.....	52
Abbildung 15: Modellbasierte Reaktionen in (A) Alpha-Biodiversität, (B) mittlerem Reaktions-Indikator (R), (C) mittlerem Stickstoff-Indikator (N) und (D) N-Verhältnis auf die Anomalie der kumulativen Stickstoffdeposition in den letzten 30 Jahren vor der Erhebung.....	54
Abbildung 16: Konzentration von Ammoniak (NH ₃) und Stickstoffoxid (NO _x) an den Mess-stellen (Stationsnamen abgekürzt) des NEC-RL-Ökosystemmonitoring.	55

11 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Kritische Konzentrationsgrenzen (Jahresmittelwerte) für Stickstoffdioxid (NO ₂) und Ammoniak (NH ₃) (Quelle: (Umweltbundesamt, 2023b, CLRTAP, 2017a)).	16
Tabelle 2: Grenz- und Zielwerte der Verordnung zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation für Stickoxide (NO _x) und Stickstoffdioxid (NO ₂) (BGBl. II 298/2011).	18
Tabelle 3: Empirische Critical Loads der Waldmonitoringflächen basierend auf Bobbink, Loran und Tomassen (2022).	40
Tabelle 4: Untersuchte pflanzensoziologische Klassen und die kritischen Belastungsgrenzen (Critical Loads) für die jeweils untergeordneten stickstoffsensitiven Vegetationstypen basierend auf Bobbink, Loran und Tomassen (2022) sowie Mittelwert, Maximum und Minimum der jährlichen Stickstoffdeposition in den untersuchten Vegetationserhebungen in Österreich.	50

12 LITERATUR

- ABER, J., W. MCDOWELL, K. NADELHOFFER, A. MAGILL, G. BERNTSON, M. KAMAKEA, S. MCNULTY, W. CURRIE, L. RUSTAD und I. FERNANDEZ, 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. In: Bio-Science, 48(11), 921-934.
- ADRIAENSSENS, S., J. STAELENS, L. BAETEN, A. VERSTRAETEN, P. BOECKX, R. SAMSON und K. VERHEYEN, 2013. Influence of canopy budget model approaches on atmospheric deposition estimates to forests. In: Biogeochemistry, 116(1), 215-229. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9846-0>.
- BFW, 2016. Waldzustandsmonitoring in Österreich 20 Jahre Intensivbeobachtungsflächen (Level II), 152. Wien: BFW.
- BOBBINK, R., C. LORAN und H. TOMASSEN, 2022. Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/review-revision-of-empirical-critical-loads-of>.
- BORKEN, W. und E. MATZNER, 2004. Nitrate leaching in forest soils: an analysis of longterm monitoring sites in Germany. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 167(3), 277-283. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1002/jpln.200421354>.
- BOUTIN, M., E. CORCKET, D. ALARD, L. VILLAR, J.-J. JIMÉNEZ, C. BLAIX, C. LEMAIRE, G. CORRIOL, T. LAMAZE und A. PORNON, 2017. Nitrogen deposition and climate change have increased vascular plant species richness and altered the composition of grazed subalpine grasslands. In: Journal of Ecology, 105(5), 1199-1209. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12743>.
- BRAUN, S., C. SCHINDLER und B. RIHM, 2017. Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland. In: Science Total Environment, 599-600, 637-646. Verfügbar unter: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.230>.
- BRAUN, S., C. SCHINDLER und B. RIHM, 2020. Foliar Nutrient Concentrations of European Beech in Switzerland: Relations With Nitrogen Deposition, Ozone, Climate and Soil Chemistry. In: Frontiers in Forests and Global Change, 3. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00033>.

- BRONDIZIO, E.S., Settele, J., Díaz, S. und H.T. NGO, 2019. Global assessment re-port on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany: IPBES. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.
- BUTTERBACH-BAHL, K., E.M. BAGGS, M. DANNENMANN, R. KIESE und S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 2013. Nitrous oxide emissions from soils. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 368(1621). Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>.
- BUTTERBACH-BAHL, K., P. GUNDERSEN, P. AMBUS, J. AUGUSTIN, C. BEIER, P. BOECKX, M. DANNENMANN, B. SANCHEZ, Ibrom, Gimeno, Andreas, R. KIESE, B. KITZLER, Rees, Robert, M, Smith, Keith, A, C. STEVENS, T. VESALA und S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 2011. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: Sutton, Mark, A, Howard, Clare, M, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, P. Grennfelt, H. van Grisven und B. Grizzetti (Hg.). The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge, UK: Cambridge University Press, S. 99-125. ISBN 9781107006126.
- CHYTRÝ, M., M. ŘEZNÍČKOVÁ, P. NOVOTNÝ, D. HOLUBOVÁ, Z. PREISLEROVÁ, F. ATTORRE, I. BIURRUN, P. BLÁŽEK, G. BONARI, D. BOROVYK, N. ČEPLOVÁ, J. DANIHELKA, D. DAVYDOV, P. DŘEVOJAN, N. FAHS, R. GUARINO, B. GÜLER, S.M. HENNEKENS, R. HRIVNÁK, V. KALNÍKOVÁ, V. KALUSOVÁ, T. KEBERT, I. KNOLLOVÁ, K. KNOTKOVÁ, D. KOLJANIN, A. KUZEMKO, J. LOIDI, Z. LOSOSOVÁ, C. MARCENÒ, G. MIDOLO, D. MILANOVIĆ, L. MUCINA, P. NOVÁK, E. von RAAB-STRAUBE, K. RECZYŃSKA, J.H.J. SCHAMINÉE, P. ŠTĚPÁNKOVÁ, K. ŚWIERKOSZ, J. TĚŠITEL, T. TĚŠITELOVÁ, L. TICHÝ, D. VYNOKUROV, W. WILLNER und I. AXMANOVÁ, 2024. FloraVeg . EU — An online database of European vegetation, habitats and flora. In: Applied Vegetation Science, 27(3). Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/avsc.12798>
- CLRTAP, 2017a. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. In: UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/en/cce-manual>.
- CLRTAP, 2017b. Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. In: UNECE Convention on Long-range Trans-boundary Air Pollution. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/en/cce-manual>.

- DIRNBÖCK, T., G. PRÖLL, K. AUSTNES, J. BELOICA, B. BEUDERT, R. CANULLO, A. de MARCO, M.F. FORNASIER, M. FUTTER, K. GEORGEN, U. GRANDIN, M. HOLMBERG, A.-J. LINDROOS, M. MIRTL, J. NEIRYNCK, T. PECKA, T.M. NIEMINEN, J.-F. NORDBAKKEN, M. POSCH, G.-J. REINDS, E.C. ROWE, M. SALEMAA, T. SCHEUSCHNER, F. STARLINGER, A.K. UZIĘBŁO, S. VALINIA, J. WELDON, W. WAMELINK und M. FORSIUS, 2018. Currently legislated decreases in nitrogen deposition will yield only limited plant species recovery in European forests. In: Environmental Research Letters, 13(12), 125010. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaf26b>.
- DIRNBÖCK, T., J. KOBLER, D. KRAUS, R. GROTE und R. KIESE, 2016. Impacts of management and climate change on nitrate leaching in a forested karst area. In: Journal of Environmental Management, 165, 243-252. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.039>.
- DIRNBÖCK, T., K. KNAEBEL, I. DJUKIC und M. POSCH, 2024. Critical Limits for Acidification and Nutrient Nitrogen. Final Report: German Environment Agen-cy. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/critical-limits-for-acidification-nutrient-nitrogen>.
- DIRNBÖCK, T., U. GRANDIN, M. BERNHARDT-RÖMERMAN, B. BEUDERT, R. CANULLO, M. FORSIUS, M.-T. GRABNER, M. HOLMBERG, S. KLEEMOLA, L. LUNDIN, M. MIRTL, M. NEUMANN, E. POMPEI, M. SALEMAA, F. STARLINGER, T. STASZEWSKI und A.K. UZIĘBŁO, 2014. Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. In: Global Change Biology, 20(2), 429-440. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/gcb.12440>.
- DISE, N.B., E. MATZNER und M. FORSIUS, 1998. Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. In: Environ Pollution, 453-456. Verfügbar unter: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80068-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80068-7).
- DISE, N.B., J.J. ROTHWELL, V. GAUCI, C. VAN DER SALM und W. de VRIES, 2009. Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. In: The Science of the Total Environment, 407(5), 1798-1808. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.003>.
- EMMETT, B.A., 2007. Nitrogen Saturation of Terrestrial Ecosystems: Some Re-cent Findings and Their Implications for Our Conceptual Framework. In: Water, Air, & Soil Pollution: Focus, 7(1), 99-109. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s11267-006-9103-9>.

ETZOLD, S., M. FERRETTI, G.J. REINDS, S. SOLBERG, A. GESSLER, P. WALDNER, M. SCHAUB, D. SIMPSON, S. BENHAM, K. HANSEN, M. INGERSLEV, M. JONARD, P.E. KARLSSON, A.-J. LINDROOS, A. MARCHETTO, M. MANNINGER, H. MEESENBURG, P. MERILÄ, P. NÖJD, P. RAUTIO, T.G. SANDERS, W. SEIDLING, M. SKUDNIK, A. THIMONIER, A. VERSTRAETEN, L. VESTERDAL, M. VEJPUSTKOVA und W. de VRIES, 2020. Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, evenaged and managed European forests. In: *Forest Ecology and Management*, 458, 117762. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117762>.

European Commission, 2021. Pathway to a Healthy Planet for All. EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil': European Commission. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0400&qid=1623311742827>.

FLÜCKIGER, W. und S. BRAUN, 1998. Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. In: *Environmental Pollution*, 102(1), 69-76. Verfügbar unter: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80017-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80017-1).

FÜRST, A., 2015. Schlecht nährstoffversorgte Waldbäume: Arbeit im Wald. In: *Forstzeitung*, 2015(126(4)), 7.

GUNDERSEN, P., I. CALLESEN und W. de VRIES, 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. In: *Environmental Pollution*, (102), 403-407. Verfügbar unter: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80060-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80060-2).

GUNDERSEN, P., I.K. SCHMIDT und K. RAULUND-RASMUSSEN, 2006. Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management. In: *Environmental Review*, 14, 1-57. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1139/a05-015>.

HÄBERLIN, K.E. und J. DENGLER, 2025. Recent biodiversity changes in grasslands across elevational bands in Switzerland. In: *Basic and Applied Ecology*, 87, 29-37. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2025.05.003>.

HAUCK, M., 2010. Ammonium and nitrate tolerance in lichens. In: *Environmental Pollution*, 158(5), 1127-1133. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.036>.

- HELM, N., F. ESSL, M. MIRTL und T. DIRNBÖCK, 2017. Multiple environmental changes drive forest floor vegetation in a temperate mountain forest. In: Ecology and Evolution, 7(7), 2155-2168. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1002/ece3.2801>.
- HÜLBER, K., T. DIRNBÖCK, I. KLEINBAUER, W. WILLNER, S. DULLINGER, G. KARRER und M. MIRTL, 2008. Long-term impacts of nitrogen and sulphur deposition on forest floor vegetation in the Northern limestone Alps, Austria. In: Applied Vegetation Science, 11, 395-404. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.3170/2008-7-18489>.
- JANDL, R., S. SMIDT, A. SCHINDLBACHER, M. ENGLISCH, S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, C. MIKOVITS, P. SCHÖFTNER, F. STREBL und G. FUCHS, 2012a. The carbon and nitrogen biogeochemistry of a montane Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forest: a synthesis of long-term research. In: Plant Ecology & Diversity, 5(1), 105-114. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1080/17550874.2012.695813>.
- JANDL, R., S. SMIDT, F. MUTSCH, A. FÜRST, H. ZECHMEISTER, H. BAUER und T. DIRNBÖCK, 2012b. Acidification and Nitrogen Eutrophication of Austrian Fo-rest Soils. In: Applied and Environmental Soil Science. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1155/2012/632602>.
- JANSSENS, I.A., W. DIELEMAN, S. LUYSSAERT, J.A. SUBKE, M. REICHSTEIN, R. CEULEMANS, P. CIAIS, A.J. DOLMAN, J. GRACE, G. MATTEUCCI, D. PAPALE, S.L. PIAO, E.D. SCHULZE, J. TANG und B.E. LAW, 2010. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. In: Nature Geoscience, 3, 315-322. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1038/ngeo844>.
- JONARD, M., A. FÜRST, A. VERSTRAETEN, A. THIMONIER, V. TIMMERMAN, N. POTOČIĆ, P. WALDNER, S. BENHAM, K. HANSEN, P. MERILÄ, Q. PONETTE, A.C. de LA CRUZ, P. ROSKAMS, M. NICOLAS, L. CROISÉ, M. INGERSLEV, G. MATTEUCCI, B. DECINTI, M. BASCIETTO und P. RAUTIO, 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. In: Global Change Biology, (21 (1)), 418-430. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/gcb.12657>.
- KARRER, G., 2025. Ökologische Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Österreichs, 117: OÖ Landes-Kultur GmbH. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.2478/stapfia-2024-0001>.
- KILIAN, W., 1998. Die Düngung im Wald. Verfügbar unter: <https://bfw.ac.at/inst3/publ/kilian/duenger/kap3.html#3.3.3>.

- KINT, V., W. AERTSEN, M. CAMPIOLI, D. VANSTEENKISTE, A. DELCLOO und B. MUYS, 2012. Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901–2008. In: *Climatic Change*, 115(2), 343-363. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0465-x>.
- KLINKOVSKÁ, K., M. GLASER, J. DANIHELKA, Z. KAPLAN, I. KNOLLOVÁ, P. NOVOTNÝ, P. PYŠEK, M. ŘEZNÍČKOVÁ, J. WILD und M. CHYTRÝ, 2024. Dynamics of the Czech flora over the last 60 years: Winners, losers and causes of changes. In: *Biological Conservation*, 292, 110502. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110502>.
- LOVETT, G.M. und C.L. GOODALE, 2011. A new conceptual model of nitrogen saturation based on experimental Nitrogen addition to an oak forest. In: *Eco-systems*, 14(4), 615-631. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9432-z>.
- MASON, R.E., J.M. CRAINE, N.K. LANY, M. JONARD, S.V. OLLINGER, P.M. GROFFMAN, R.W. FULWEILER, J. ANGERER, Q.D. READ, P.B. REICH, P.H. TEMPLER und A.J. ELMORE, 2022. Evidence, causes, and consequences of declining nitrogen availability in terrestrial ecosystems. In: *Science*, 376(6590), eabh3767. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1126/science.abh3767>.
- MAYER, W., V. PFEFFERKORN-DELLALI, R. TÜRK, S. DULLINGER, M. MIRTL und T. DIRNBÖCK, 2013. Significant decrease in epiphytic lichen diversity in a remote area in the European Alps, Austria. In: *Basic and Applied Ecology*, 14(5), 396-403. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.05.006>.
- MELLERT, K.H. und A. GÖTTLEIN, 2012. Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. In: *European Journal of Forest Research*, 131(5), 1461-1472. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0615-8>.
- NABUURS, G.-J., M. LINDNER, P.J. VERKERK, K. GUNIA, P. DEDA, R. MICHALAK und G. GRASSI, 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. In: *Nature Clim. Change*, 3(9), 792-796. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1038/nclimate1853>.
- NEUMANN, M., G. SCHNABEL, M. GÄRTNER, F. STARLINGER, A. FÜRST, F. MUTSCH, M. ENGLISCH, S. SMIDT, R. JANDL und K. GARTNER, 2001. Forest Condition Monitoring in Austria - Results of the permanent observation plots (Level II), FBVA-Berichte. Vienna.

- NIELSEN, D.C. und F.J. CALDERÓN, 2011. Fallow Effects on Soil. In: Jerry, L., Hatfield und Thomas, J., Sauer (Hg.). Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture, S. 287-300. ISBN 9780891181958. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.2136/2011.soilmanagement.c19>.
- NIJSEN, M.E., M.F. WALLISDEVRIES und H. SIEPEL, 2017. Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. In: Biological Conservation, 212, 423-431. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.022>.
- NILSSON, J. und P. GRENNFELT, 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop held in Skokloster, Sweden, 19-24 March, 1988: Nor-dic Council of Ministers. ISBN 9788773032480.
- Norwegian Meteorological Institute, 2023. Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. EMEP - Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe, Status Report. Oslo, Norway: Norwegian Meteorological Institute.
- OULEHLE, F., C.L. GOODALE, C.D. EVANS, T. CHUMAN, J. HRUŠKA, P. KRÁM, T. NAVRÁTIL, M. TESAŘ, A. AČ, O. URBAN und K. TAHOVSKÁ, 2021. Dissolved and gaseous nitrogen losses in forests controlled by soil nutrient stoichiometry. In: Environmental Research Letters, 16(6), 64025. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac007b>.
- PAYNE, R.J., N.B. DISE, C.D. FIELD, A.J. DORE, S.J.M. CAPORN und C.J. STEVENS, 2017. Nitrogen deposition and plant biodiversity: past, present, and future. In: Frontiers in Ecology and the Environment, 15(8), 431-436. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1002/fee.1528>.
- PERRING, M.P., M. BERNHARDT-RÖMERMANN, L. BAETEN, G. MIDOLO, H. BLONDEEL, L. DEPAUW, D. LANDUYT, S.L. MAES, E. de LOMBAERDE, M.M. CARÓN, M. VELLEND, J. BRUNET, M. CHUDOMELOVÁ, G. DECOCQ, M. DIEKMANN, T. DIRNBÖCK, I. DÖRFLER, T. DURAK, P. de FRENNE, F.S. GILLIAM, R. HÉDL, T. HEINKEN, P. HOMMEL, B. JAROSZEWICZ, K.J. KIRBY, M. KOPECKÝ, J. LENOIR, D. LI, F. MÁLIŠ, F.J. MITCHELL, T. NAAF, M. NEWMAN, P. PETŘÍK, K. RECZYŃSKA, W. SCHMIDT, T. STANDOVÁR, K. ŚWIERKOSZ, H. VAN CALSTER, O. VILD, E.R. WAGNER, M. WULF und K. VERHEYEN, 2018a. Global environmental change effects on plant community composition trajectories depend upon management legacies. In: Global Change Biology, 24(4), 1722-1740. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/gcb.14030>.

- PERRING, M.P., M. DIEKMANN, G. MIDOLO, D. SCHELLENBERGER COSTA, M. BERNHARDT-RÖMERMANN, J.C.J. OTTO, F.S. GILLIAM, P.-O. HEDWALL, A. NORDIN, T. DIRNBÖCK, S.M. SIMKIN, F. MÁLIŠ, H. BLONDEEL, J. BRUNET, M. CHUDOMELOVÁ, T. DURAK, P. de FRENNE, R. HÉDL, M. KOPECKÝ, D. LANDUYT, D. LI, P. MANNING, P. PETŘÍK, K. RECZYŃSKA, W. SCHMIDT, T. STANDOVÁR, K. ŚWIERKOSZ, O. VILD, D.M. WALLER und K. VERHEYEN, 2018b. Understanding context dependency in the response of forest understorey plant communities to nitrogen deposition. In: *Environmental Pollution*, 242(Part B), 1787-1799. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.089>.
- PÖYRY, J., L.G. CARVALHEIRO, R.K. HEIKKINEN, I. KÜHN, M. KUUSSAARI, O. SCHWEIGER, A. VALTONEN, P.M. VAN BODEGOM und M. FRANZÉN, 2017. The effects of soil eutrophication propagate to higher trophic levels. In: *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 18-30. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/geb.12521>.
- R Core Team, 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. [Zugriff am: 4. Dezember 2025]. Verfügbar unter: <https://www.R-project.org/>.
- RICHARDSON, K., W. STEFFEN, W. LUCHT, J. BENDTSEN, S.E. CORNELL, J.F. DONGES, M. DRÜKE, I. FETZER, G. BALA, W. von BLOH, G. FEULNER, S. FIEDLER, D. GERTEN, T. GLEESON, M. HOFMANN, W. HUISKAMP, M. KUMMU, C. MOHAN, D. NOGUÉS-BRAVO, S. PETRI, M. PORKKA, S. RAHMSTORF, S. SCHAPHOFF, K. THONICKE, A. TOBIAN, V. VIRKKI, L. WANG-ERLANDSSON, L. WEBER und J. ROCKSTRÖM, 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. In: *Science Advances*, 9(37), 1-16. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>.
- ROSSELLA, G., C. JOAN, M. STEFANIA, B. ANNA, C. MARCO, E. DAVID, F. HEIKE, H. SOFIE, K. NILS, L. ANTTI-JUSSI, M. GIORGIO, M. PÄIVI, M. GREG, N. MANUEL, T. ANNE, T. SILVIA, V. ELENA, V. ARNE, W. PETER, W. MIRAI, C. EMILIO O., P. JOSEP und M. MAURIZIO, 2024. Substantial contribution of tree canopy nitrifiers to nitrogen fluxes in European forests. In: *Nature Geoscience*, 14, 130-136. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01364-3>.
- ROTH, T., L. KOHLI, B. RIHM und B. ACHERMANN, 2013. Nitrogen deposition is negatively related to species richness and species composition of vascular plants and bryophytes in Swiss mountain grassland. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 178, 121-126. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.002>.

- ROTH, T., L. KOHLI, B. RIHM, V. AMRHEIN und B. ACHERMANN, 2015. Nitrogen deposition and multi-dimensional plant diversity at the landscape scale. In: Royal Society Open Science, 2(4). Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1098/rsos.150017>.
- ROTH, T., L. KOHLI, C. BÜHLER, B. RIHM, R.G. MEULI, R. MEIER und V. AMRHEIN, 2019. Species turnover reveals hidden effects of decreasing nitrogen deposition in mountain hay meadows. In: PeerJ, 7. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.7717/peerj.6347>.
- ROWE, E.C., L. JONES, N.B. DISE, C.D. EVANS, G. MILLS, J. HALL, C.J. STEVENS, R.J. MITCHELL, C. FIELD, S.J.M. CAPORN, R.C. HELLIWELL, A.J. BRITTON, M.A. SUTTON, R.J. PAYNE, M. VIENO, A.J. DORE und B.A. EMMETT, 2017. Metrics for evaluating the ecological benefits of decreased nitrogen deposition. In: Biological Conservation, (212), 454-463. Verfügbar unter: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.022>.
- RUMPF, S.B., A. BURI, S. GRAND, C.F. RANDIN, S. TESSON, C. CIANFRANI und A. GUISAN, 2025. Independent Trends of Mountain Vegetation and Soil Properties Over 40 Years of Environmental Change. In: Journal of Vegetation Science, 36(1), e70006. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/jvs.70006>.
- SANCZUK, P., K. VERHEYEN, J. LENOIR, F. ZELLWEGER, J.J. LEMBRECHTS, F. RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, L. BAETEN, M. BERNHARDT-RÖRMERMANN, K. de PAUW, P. VANGANSBEKE, M.P. PERRING, I. BERKI, A.D. BJORKMAN, J. BRUNET, M. CHUDOMELOVÁ, E. de LOMBAERDE, G. DECOCQ, T. DIRNBÖCK, T. DURAK, C. GREISER, R. HÉDL, T. HEINKEN, U. JANDT, B. JAROSZEWICZ, M. KOPECKÝ, D. LANDUYT, M. MACEK, F. MÁLIŠ, T. NAAF, T.A. NAGEL, P. PETŘÍK, K. RECZYŃSKA, W. SCHMIDT, T. STANDOVÁR, I.R. STAUDE, K. ŚWIERKOSZ, B. TELEKI, T. VANNESTE, O. VILD, D. WALLER und P. de FRENNE, 2024. Unexpected westward range shifts in European forest plants link to nitrogen deposition. In: Science, 386(6718), 193-198. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1126/science.ado0878>.
- SCHMITZ, A., T. SANDERS, A. BOLTE, F. BUSSOTTI, T. DIRNBÖCK, J. JOHNSON, J. PENUELAS, M. POLLASTRINI, A.-K. PRESCHER, J. SARDANS, A. VERSTRAETEN und W. de VRIES, 2019. Responses of forest ecosystems in Europe to decreasing nitrogen deposition. In: Environmental Pollution, 244, 980-994. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.101>

- SCHÖPP, W., M. POSCH, S. MYLONA und M. JOHANSSON, 2003. Long-term development of acid deposition (1880–2030) in sensitive freshwater regions in Europe. In: *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(4), 436–446. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.5194/hess-7-436-2003>.
- SMIDT, S. und E. OBERSTEINER, 2007. 10 Jahre Depositionsmessung im Rahmen des europäischen Waldschadensmonitorings. In: *Austrian Journal of Forest Science*, 124(2), 83–104. [Zugriff am: 4. Dezember 2025]. Verfügbar unter: <https://epaper.forestscience.at/frontend/getcatalog.do?catalogId=585711&catalogVersion=1&lang=en>.
- STAUDE, I.R., D.M. WALLER, M. BERNHARDT-RÖMERMANN, A.D. BJORKMAN, J. BRUNET, P. de FRENNE, R. HÉDL, U. JANDT, J. LENOIR, F. MÁLIŠ, K. VERHEYEN, M. WULF, H.M. PEREIRA, P. VANGANSBEKE, A. ORTMANN-AJKAI, R. PIELECH, I. BERKI, M. CHUDOMELOVÁ, G. DECOCQ, T. DIRNBÖCK, T. DURAK, T. HEINKEN, B. JAROSZEWICZ, M. KOPECKÝ, M. MACEK, M. MALICKI, T. NAAF, T.A. NAGEL, P. PETŘÍK, K. RECZYŃSKA, F.H. SCHEI, W. SCHMIDT, T. STANDOVÁR, K. ŚWIERKOSZ, B. TELEKI, H. VAN CALSTER, O. VILD und L. BAETEN, 2020. Replacements of small- by large-ranged species scale up to diversity loss in Europe's temperate forest biome. In: *Nature ecology & evolution*. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1176-8>.
- STAUDE, I.R., H.M. PEREIRA, G.N. DASKALOVA, M. BERNHARDT-RÖMERMANN, M. DIEKMANN, H. PAULI, H. VAN CALSTER, M. VELLEND, A.D. BJORKMAN, J. BRUNET, P. de FRENNE, R. HÉDL, U. JANDT, J. LENOIR, I.H. MYERS-SMITH, K. VERHEYEN, S. WIPF, M. WULF, C. ANDREWS, P. BARANČOK, E. BARNI, J.-L. BENITO-ALONSO, J. BENNIE, I. BERKI, V. BLÜML, M. CHUDOMELOVÁ, G. DECOCQ, J. DICK, T. DIRNBÖCK, T. DURAK, O. ERIKSSON, B. ERSCHBAMER, B.J. GRAAE, T. HEINKEN, F.H. SCHEI, B. JAROSZEWICZ, M. KOPECKÝ, T. KUDERNATSCH, M. MACEK, M. MALICKI, F. MÁLIŠ, O. MICHELSEN, T. NAAF, T.A. NAGEL, A.C. NEWTON, L. NICKLAS, L. ODDI, A. ORTMANN-AJKAI, A. PALAJ, A. PETRAGLIA, P. PETŘÍK, R. PIELECH, F. PORRO, M. PUŞCAŞ, K. RECZYŃSKA, C. RIXEN, W. SCHMIDT, T. STANDOVÁR, K. STEINBAUER, K. ŚWIERKOSZ, B. TELEKI, J.-P. THEURILLAT, P.D. TURTUREANU, T.-M. URSU, T. VANNESTE, P. VERGEER, O. VILD, L. VILLAR, P. VITTOZ, M. WINKLER und L. BAETEN, 2021. Directional turn-over towards larger-ranged plants over time and across habitats. In: *Ecology Letters*. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1111/ele.13937>.

- STEVENS, C.J., C. DUPRÈ, E. DORLAND, C. GAUDNIK, D.J.G. GOWING, A. BLEEKER, M. DIEKMANN, D. ALARD, R. BOBBINK, D. FOWLER, E. CORCKET, J.O. MOUNTFORD, V. VANDVIK, P.A. AARRESTAD, S. MULLER und N.B. DISE, 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. In: Environmental Pollution, 158(9), 2940-2945. Verfügbar unter:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.006>.
- SUDING, K.N., S.L. COLLINS, L. GOUGH, C. CLARK, E.E. CLELAND, K.L. GROSS, D.G. MILCHUNAS und S. PENNINGS, 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. In: Proceedings of the National Academy of Sciences, 102(12), 4387-4392. Verfügbar unter:
<https://doi.org/10.1073/pnas.0408648102>.
- SUZ, L.M., M.I. BIDARTONDO, S. VAN DER LINDE und T.W. KUYPER, 2021. Ectomycorrhizas and tipping points in forest ecosystems. In: New Phytologist, 231(5), 1700-1707. Verfügbar unter:
<https://doi.org/10.1111/nph.17547>.
- Umweltbundesamt, 2000. Handbuch der FFH-Lebensraumtypen Österreichs. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH. ISBN 3-85457-560-2. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/m130.pdf>.
- Umweltbundesamt, 2002. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Wälder, Forste, Vorwälder. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH, Monographien. 156.
- Umweltbundesamt, 2018. PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland, Texte. Dessau-Roßlau.
- Umweltbundesamt, 2019. Erhebung und Bewertung von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich, Berichtszeitraum 2013–2018, Report, REP-0729. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH. Verfügbar unter:
https://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/12812743_123331268/dad97be5/REP0729_Kurzfassung.pdf.

Umweltbundesamt, 2023a. 30 Jahre ökosystemare Umweltbeobachtung am Standort Zöbelboden, Report, REP-0857. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0857.pdf>.

Umweltbundesamt, 2023b. Review of internationally proposed critical levels for ammonia. Proceedings of an Expert Workshop held in Dessau and online on 28/29 March 2022, Texte. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_31-2023_review_of_internationally_proposed_critical_levels_for_ammonia.pdf.

Umweltbundesamt, 2024a. Nationales Stickstoffbudget (2015-2019) gemäß EPNB-Leitfaden. Reaktive Stickstoffflüsse, Reports, 897. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0897.pdf>.

Umweltbundesamt, 2024b. Ökosystemmonitoring für die EU NEC-Richtlinie in Österreich, Reports, 0889. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH.

Umweltbundesamt, 2025a. Ammoniak-Messungen in der Außenluft in Österreich. Konzentrationen von NH₃ in landwirtschaftlich geprägten Gebieten und Vergleichsstandorten 2021-2024, Reports, 982. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0982.pdf>.

Umweltbundesamt, 2025b. Überschreitung Critical Loads für Stickstoff: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft. Verfügbar unter: <https://www.data.gv.at/katalog/dataset/c0544950-0ee6-4b91-93cb-cb262fdc3d8f>.

- WALDNER, P., A. THIMONIER, E. GRAF PANNATIER, S. ETZOLD, M. SCHMITT, A. MARCHETTO, P. RAUTIO, K. DEROME, T.M. NIEMINEN, S. NEVALAINEN, A.-J. LINDROOS, P. MERILÄ, G. KINDERMANN, M. NEUMANN, N. COOLS, B. de VOS, P. ROSKAMS, A. VERSTRAETEN, K. HANSEN, G. PIHL KARLSSON, H.-P. DIETRICH, S. RASPE, R. FISCHER, M. LORENZ, S. IOST, O. GRANKE, T.G.M. SANDERS, A. MICHEL, H.-D. NAGEL, T. SCHEUSCHNER, P. SIMONČIČ, K. von WILPERT, H. MEESENBURG, S. FLECK, S. BENHAM, E. VANGUELOVA, N. CLARKE, M. INGERSLEV, L. VESTERDAL, P. GUNDERSEN, I. STUPAK, M. JONARD, N. POTOČIĆ und M. MINAYA, 2015. Exceedance of critical loads and of critical limits impacts tree nutrition across Europe. In: *Annals of Forest Science*, 72(7), 929-939. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0489-2>.
- WELDON, J. und U. GRANDIN, 2021. Weak recovery of epiphytic lichen communities in Sweden over 20 years of rapid air pollution decline. In: *The Lichenologist*, 53(2), 203-213. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1017/S0024282921000037>.
- WELDON, J., J. MERDER, M. FERRETTI und U. GRANDIN, 2022. Nitrogen deposition causes eutrophication in bryophyte communities in central and northern European forests. In: *Annals of Forest Science*, 79(1). Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01148-6>.
- WESCHE, K., B. KRAUSE, H. CULMSEE und C. LEUSCHNER, 2012. Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. In: *Biological Conservation*, 150(1), 76-85. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.015>.
- WILLNER, W., C. BERG und P. HEISELMAYER, 2012. Austrian Vegetation Database. In: *Biodiversity & Ecology*, 4, 333. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.7809/b-e.00125>.
- WRIGHT, M.N. und A. ZIEGLER, 2017. ranger: A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R. In: *Journal of Statistical Software*, 77(1). Verfügbar unter: <https://doi.org/10.18637/jss.v077.i01>.
- ZECHMEISTER, H.G., T. DIRNBÖCK, K. HÜLBER und M. MIRTIL, 2007. Assessing airborne pollution effects on bryophytes - Lessons learned through long-term integrated monitoring in Austria. In: *Environmental Pollution*, 147, 696-705. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.09.008>.

ZELEKE, K.T., 2017. Fallow management increases soil water and nitrogen storage. In: Agricultural Water Management, 186, 12-20. Verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.02.011>.



www.umweltbundesamt.at