



Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern seit 2006

Fortführung 2018 bis 2020



luft



Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern seit 2006

Fortführung 2018 bis 2020

Impressum

Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern seit 2006
Fortführung 2018 bis 2020

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: 0821 9071-0

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de/

Konzept/Text:

LfU, Referat 21, Referat 76.2, Referat 93

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Stand:

November 2022

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbenden oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 0 89 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Methodik	6
3	Ergebnisse und Diskussion	6
3.1	NH ₃ -Konzentrationsverläufe innerhalb der verschiedenen Gebietsprägungen	8
3.1.1	Stallnah	8
3.1.2	Feldnah	10
3.1.2.1	Bidingen und Eining	10
3.1.2.2	Hohenthann	11
3.1.3	Ländlich	13
3.1.4	Naturnah	14
3.1.5	Verkehrsnah	15
3.1.6	Innenstadt und Stadtrand	17
3.1.7	Vergleich mit den aktuellen UBA-Daten	19
4	Zusammenfassende Diskussion	21
5	Literaturverzeichnis	23
6	Anhang	24

1 Einleitung

Hohe Stickstoff-Depositionen gefährden die Artenvielfalt und tragen zur Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen bei. Ammoniak (NH_3) mit seinem Reaktionsprodukt Ammonium (NH_4^+) hat dabei einen wesentlichen Anteil. Ein Großteil der durch Oxidation von Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden in der Atmosphäre gebildeten Säure wird durch Ammoniak unter Bildung von Ammoniumsulfat und -nitrat neutralisiert. Die so gebildeten Salze werden häufig weit transportiert und über den Niederschlag nass oder durch Ablagerung von Partikeln trocken deponiert. Da Ammoniak / Ammonium durch seine eutrophierende / versauernde Wirkung negative Effekte auf empfindliche Ökosysteme haben kann, stehen Beurteilungswerte für den Eintrag eutrophierenden Stickstoffs (Critical Loads) in Abhängigkeit der jeweiligen Empfindlichkeit der Pflanzen beziehungsweise Ökosysteme zur Verfügung. Diese Critical Loads werden in Deutschland an vielen Orten bereits überschritten. Deutschland hat sich mit der Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (NEC-Richtlinie (EU) 2016/2284) verpflichtet, die Ammoniak-Emissionen bis 2030 um 29 % in Bezug auf 2005 zu senken. Maßnahmen zur Minderung von Ammoniak-Emissionen sind im nationalen Luftreinhalteprogramm beschrieben (BMU 2019).

Ammoniak-Emissionen entstehen zu 95 % (deutschlandweit 558 Gg in 2019) durch Tätigkeiten in der Landwirtschaft bei der Tierhaltung, Gärrest- oder Güllelagerung sowie bei der Düngung. Der Straßenverkehr (deutschlandweiter Anteil an NH_3 -Emissionen ca. 2 % in 2019 (Umweltbundesamt 2021)) kann durch Ammoniakschlupf aus Katalysatoren zur Ammoniakbelastung sowohl lokal durch gasförmiges Ammoniak als auch gebietsübergreifend durch die erwähnte atmosphärische Bildung von Ammoniumsalzen beitragen (IPNI 2018). Weitere Quellen sind in der Industrie zu verorten. Diese Quellen sind allerdings aufgrund der insgesamt im Vergleich zur Landwirtschaft wesentlich geringeren Emissionsmengen als untergeordnet zu betrachten (siehe nachfolgende Abb. 1).

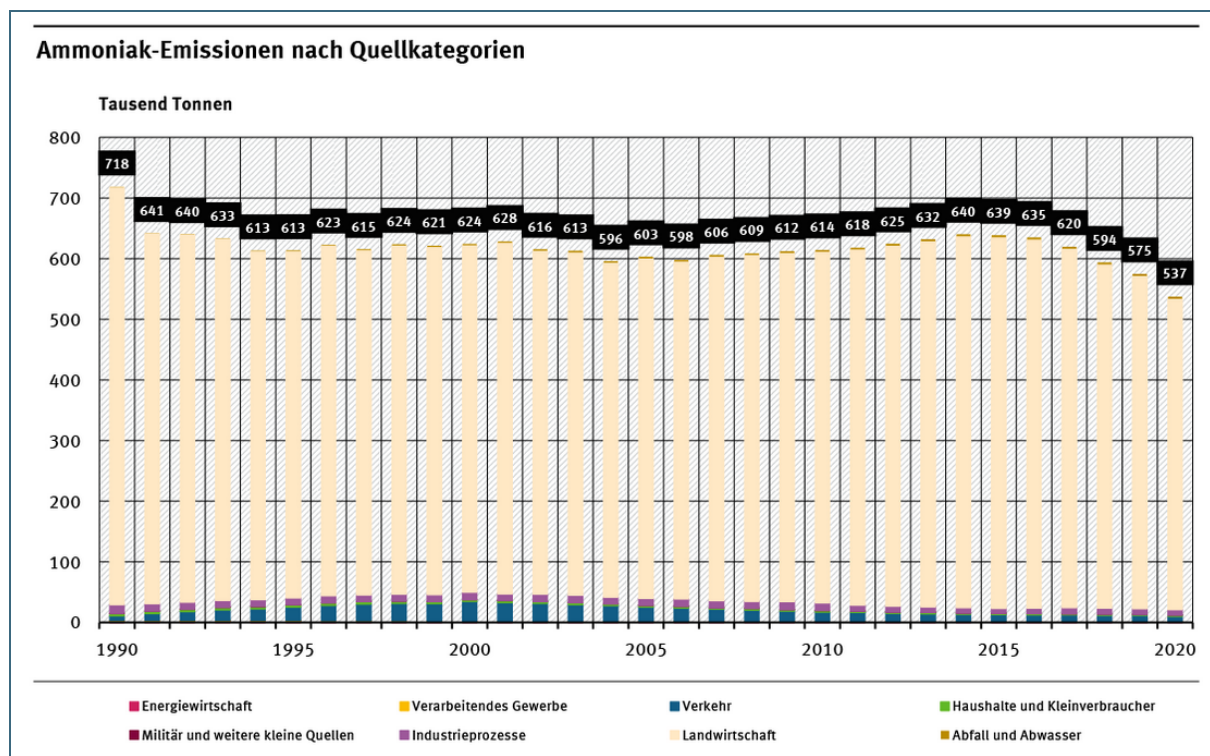


Abb. 1: Aufteilung der Ammoniak-Emissionen in Deutschland nach Emittentengruppen, ©Umweltbundesamt, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990 bis 2020 (Stand 02/2022)

Generell spielt die NH₃-Immissionsüberwachung eine wichtige Rolle, um Trends in der Ammoniak-Konzentration an verschiedenen Standorten beziehungsweise Gebietstypen zu erkennen und gegebenenfalls Maßnahmen abzuleiten. Bezüglich Bayern gibt Abb. 2 die Aufteilung nach landwirtschaftlichen Hauptemittenten wieder. Es wird deutlich, dass die Tierhaltung sowie die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger, hauptsächlich stammend von Rindern und Mastschweinen, den Großteil anfallender Ammoniakmengen ausmacht (Rösemann et al. 2021). Allerdings trägt auch die in den vergangenen Jahren zunehmende Ausbringung von Gärresten verstärkt zur Ammoniakbelastung bei.

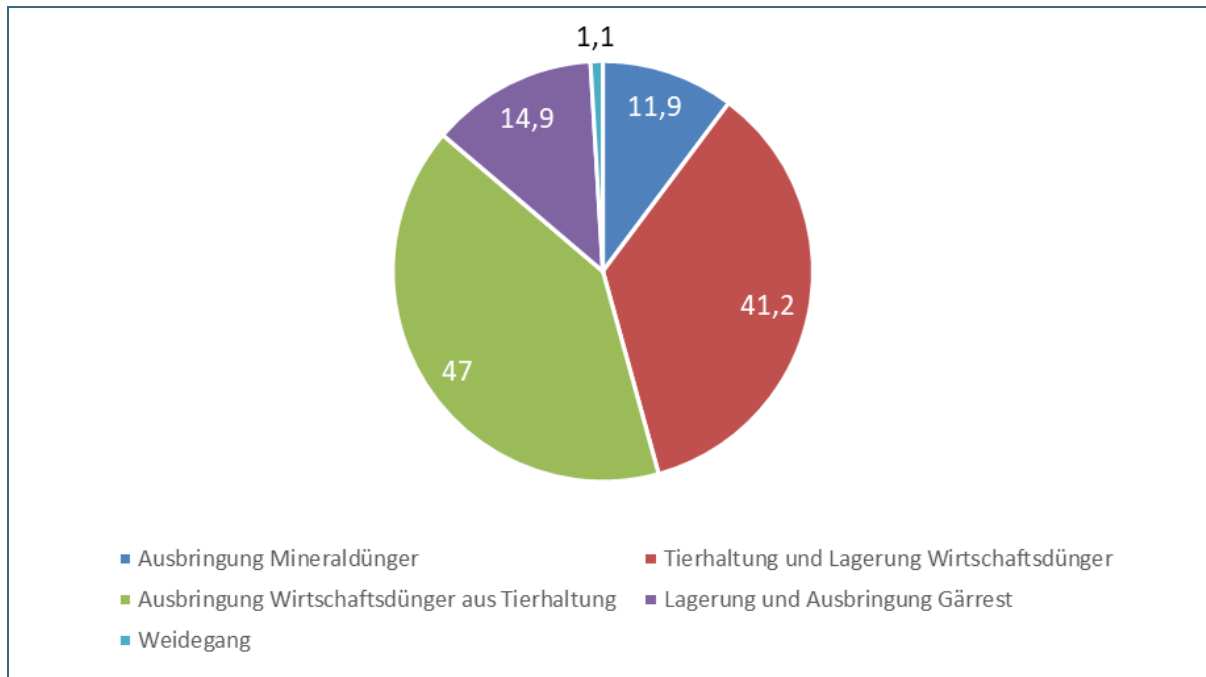


Abb. 2: Ammoniak-Emissionen aus der bayerischen Landwirtschaft in 2019; Angaben in Gg/a

Das Kuchendiagramm zeigt die Aufteilung der landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen nach Emittentengruppen. Der Großteil (76 %, entspricht 89,3 Gg/a) stammt dabei aus der Tierhaltung mit Wirtschaftsdüngerlagerung und Ausbringung, während die Gärrestlagerung und -ausbringung etwa 13 % ausmachen. Der Mineraldüngerenausbringungsanteil beträgt etwa 9 %. Der Anteil der Wirtschaftsdüngerenausbringung entspricht rund 40 %. Der Anteil der Lagerung und Ausbringung von Gärrest und der Ausbringung von Wirtschaftsdünger zusammen beträgt rund 53 % und macht damit mehr als die Hälfte der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft aus.

Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern

Das Landesamt für Umwelt (LfU) führt seit 2006 Ammoniak-Immissionsmessungen an verschiedenen Standorttypen durch. Ergebnisse dieser Messungen werden im Internet ([Ergebnisse - Eutrophierung und Versauerung - LfU Bayern](#)) und als Publikation im Drei-Jahres-Rhythmus, zuletzt 2017 ([Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern 2006 – 2017](#)), veröffentlicht.

Die Ammoniak-Messungen des LfU wurden auch über die Jahre 2018 bis 2020 für die Standorte in

- landwirtschaftlich geprägten (Feld- oder Grünlandwirtschaft, zum Teil mit Tierhaltung),
- naturnahen,
- verkehrsbeeinflussten (mit hohem Verkehrsaufkommen) und
- städtischen Gebieten (Innenstadt sowie Stadt- beziehungsweise Ortsrand)

fortgesetzt. Hierzu wurden für die einzelnen Kategorien folgende Messorte beprobt (siehe Tab. 1):

Tab. 1: Übersicht Einteilung Standorttypen

Standorttyp	Messort	Charakteristik
stallnah	Andechs 1	Nähe zu Tierhaltungsanlagen
feldnah	Bidingen, Eining, Hohenthann	überwiegend bewirtschaftete Felder und Grünland
ländlich	Andechs 2, Tiefenbach, Naila, Aschheim	Nähe zu Wiesen / Streuobstwiesen, ohne direkten Emittenteneinfluss
naturnah	Grassau, Kulmbach, Möhrendorf, Weibersbrunn	Nähe zu Wald, ohne direkten Emittenteneinfluss
verkehrsnahe	München Landshuter Allee, Augsburg Königsplatz	Nähe zu stark befahrenen Straßen
Innenstadt	Augsburg Siebentischwald	Nähe zu Wohnbebauung
Stadt-, Ortsrand	Augsburg LfU	Randbereich Bebauung

Genauere Standortbeschreibungen sowie Satellitenbilder können auf der Webseite des LfU unter www.lfu.bayern.de/luft/schadstoffe_luft/stationen_des_messnetzes/index.htm und in den Vorgänger-Berichten eingesehen werden.

2 Methodik

An den LÜB-¹ und Dauerbeobachtungsstationen erfolgt die Erfassung von Ammoniak mit Hilfe von Passivsammlern gemäß VDI 3869 Blatt 4. Der verwendete Passivsammler vom Typ „FERM“ besteht aus einem vorgefertigten Sammelgehäuse, in das ein beschichtetes Sammelmedium (Quarzfaserfilter mit Phosphorsäure in Ethanol) eingesetzt wird. Das Sammelmedium wird nach der Exposition entnommen, mit Reinstwasser eluiert und auf die gesammelte Menge an Ammonium untersucht.

Das analytische Messverfahren zur Ermittlung der Ammoniak-Konzentrationen wurde ab Februar beziehungsweise April 2017 geändert. Die Analytik von Ammonium erfolgte bis dahin ionenchromatographisch gemäß DIN EN ISO 14911, danach mittels automatisierter Photometrie gemäß DIN EN 16339:2013-11 („Gallery“-Messverfahren). Durch Vergleichsmessungen wurde belegt, dass der Einsatz des Gallery-Messverfahrens zur Bestimmung von Ammonium gleichwertige Ergebnisse in Bezug auf das zuvor angewandte ionenchromatographische Messverfahren erzielt.

Messwerte, die kleiner der Bestimmungsgrenze von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind, gehen mit der halben Bestimmungsgrenze ($0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in die Auswertungen ein.

Die statistische Auswertung für den Standort verkehrsnah erfolgte mittels des nicht-parametrischen Kruskal-Wallis-Tests (Köhler et al. 2012; Montgomery 2013). Weiterführende Informationen zum Vorgehen können im Anhang eingesehen werden.

3 Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 2 sind die Jahresmittelwerte von 2006 – 2020 der beprobten Standorte sowie die langjährigen Mittelwerte (\emptyset) und Min/Max-Bandbreiten für die einzelnen Gebietskategorien/Standorttypen über den gesamten Messzeitraum wiedergegeben.

¹ LÜB: Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern

Tab. 2: Übersicht der Ammoniak-Immissionskonzentrationen (Jahresmittelwerte) an den jeweiligen Messorten

Gebiet	Messort	Ammoniak-Immissionskonzentrationen (Jahresmittelwerte) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]																	
		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Ø	Min.	Max.
stall-nah	Andechs 1	18,1	17,9	13,5	9,0	6,0	7,2	8,0	6,6	6,4	6,8	6,5	7,2	10,2	9,0	9,9	9,5	6,0	18,1
feldnah	Bidingen	7,1	6,3	6,1	9,4	4,3	5,5	5,0	5,3	5,4	4,9	5,2	4,7	5,1	5,8	6,3	4,5	2,0	9,4
	Eining	3,9	3,5	2,9	3,1	2,2	2,7	2,8	2,0	2,4	2,5	2,3	2,5	3,9	3,2	3,1			
	Hohenthann*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8	4,4	6,6	6,0	5,6			
ländlich	Andechs 2	-	2,6	2,2	1,8	1,5	1,6	2,0	1,5	1,7	2,0	3,7	2,1	2,2	2,4	2,4	2,0	1,0	3,7
	Tiefenbach	1,6	2,0	1,6	1,6	1,1	1,1	1,3	1,0	1,2	1,6	1,5	1,2	1,7	1,5	1,7			
	Naila	2,6	2,2	2,0	2,0	1,9	1,9	2,0	1,5	1,6	2,0	1,4	1,5	2,1	1,9	2,2			
	Aschheim	-	-	-	-	-	3,1	2,6	2,1	2,3	2,4	2,2	2,8	3,4	3,2	3,3			
naturenah	Grassau	2,9	2,4	2,2	2,4	1,5	2,0	1,8	1,6	1,7	1,8	1,4	1,8	2,4	2,3	2,5	1,4	0,5	2,9
	Kulmbach	2,0	2,0	-	-	-	1,6	1,5	1,0	1,2	1,3	1,2	1,3	1,8	1,8	1,7			
	Möhrendorf	-	-	-	-	-	1,0	1,2	0,9	1,0	1,2	1,0	1,2	1,7	1,3	1,7			
	Weibersbrunn	-	-	-	-	-	0,5	0,6	0,5	0,5**	0,6	0,5	0,6	1,0	0,7	1,1			
verkehrsnahe	München Landshuter Allee	10,9	10,3	10,4	9,0	7,6	8,2	7,4	6,7	6,9	6,0	6,0	6,7	7,3	7,3	7,1	6,5	3,6	10,9
	Augsburg Königsplatz	7,5	7,2	7,2	6,6	5,6	5,4	-	4,0	3,6	3,8	3,6	3,9	4,7	4,3	4,5			
Innenstadt	Augsburg Siebentischwald	-	-	-	-	-	-	-	1,5	1,5	1,8	1,5	1,9	2,5	2,2	2,6	1,9	1,5	2,6
Stadt-rand	Augsburg LfU	3,2	3,0	2,6	2,5	2,0	2,6	2,7	2,4	2,2	2,5	2,3	2,6	3,0	3,0	2,9	2,6	2,0	3,2

* Mittelwert aller Messpunkte aus Untersuchungsgebiet Hohenthann

** in vergangenen Auswertungen wurde hier aufgrund eines Rechenfehlers $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben

3.1 NH₃-Konzentrationsverläufe innerhalb der verschiedenen Gebietsprägungen

3.1.1 Stallnah

Vor Ort befinden sich zwei Hühnerställe, welche beide in einem gemeinsamen Gebäude (Lagebild siehe Abb. 3) untergebracht sind und jeweils über etwa 500 Tierplätze verfügen. Des Weiteren befindet sich am Standort ein Kuhstall mit 12 Tieren, welche sich allerdings nur zur Winterzeit im Stall befinden. Südlich des Kuhstalls ist außerdem ein 10 × 12 m großes Mistlager zu finden. Der Messpunkt befindet sich in etwa 15 m Abstand zum Hühnerstall.

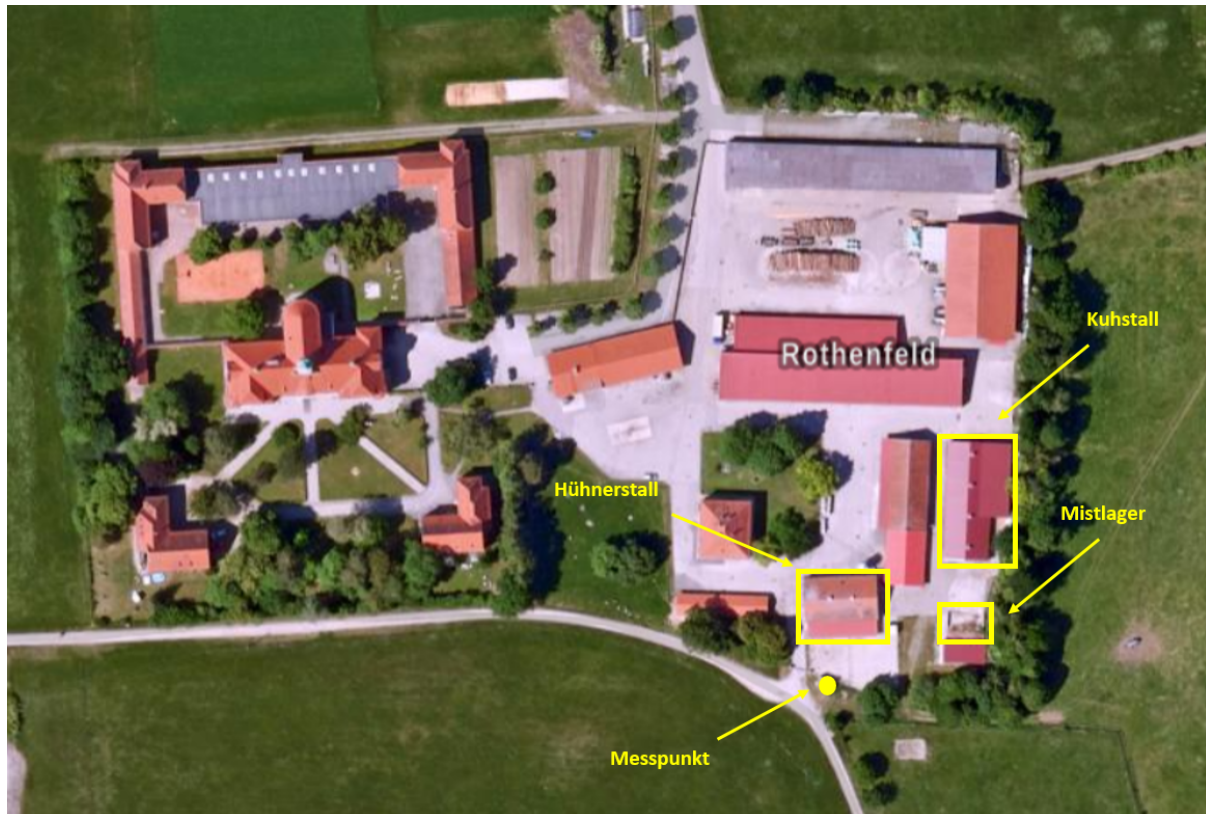


Abb. 3: Lagebild stallnaher Standort Andechs 1 (Bayerische Vermessungsverwaltung 2022)

Seit der Reduzierung der Tierplatzzahl im einwirkenden Hühnerstall und der Verbesserung der Lüftungsanlage sowie des Exkrementmanagements ist bis 2010 ein deutlicher Rückgang der Ammoniak-Konzentrationen mit einer leichten Zunahme in den Jahren 2011 und 2012 feststellbar. Von 2013 bis 2016 verlaufen die Jahresmittelwerte relativ gleichbleibend. Ab 2017 kann ein zunächst leichter Anstieg auf 7,2 µg/m³ verzeichnet werden, welcher in den Folgejahren weiter auf 10,2 µg/m³ in 2018 und 9,9 µg/m³ in 2020 ansteigt (siehe Abb. 4).

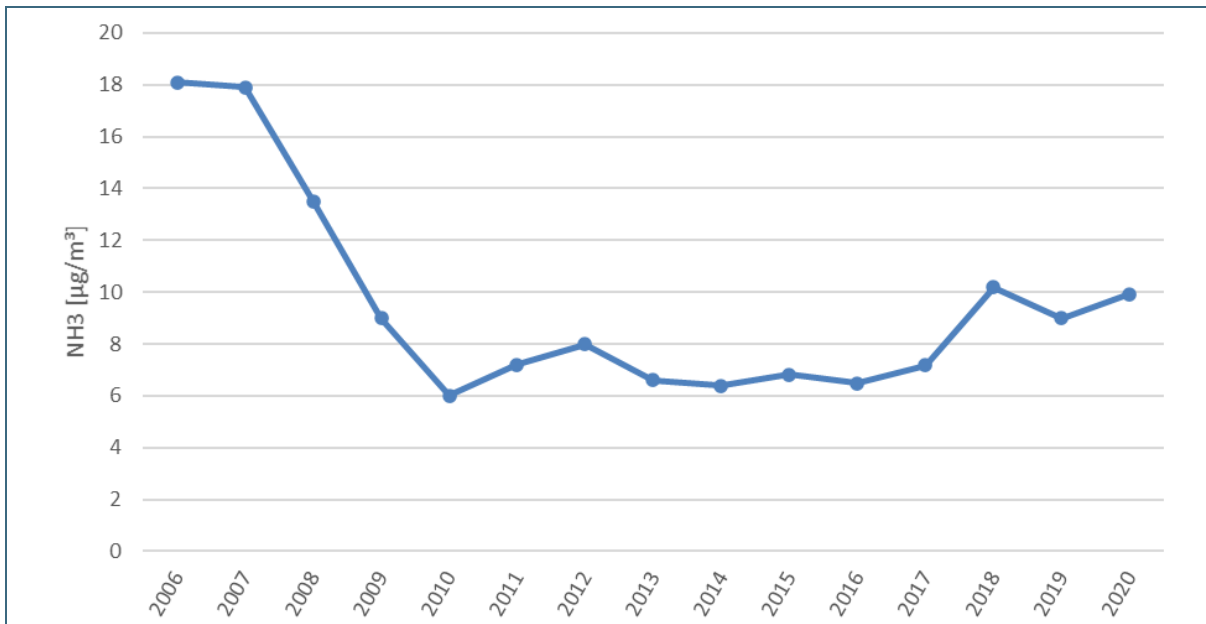


Abb. 4: Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) am stallnahen Messort Andechs 1

Der Anstieg ab 2017 wird auch in der Übersicht der Monatsdurchschnittswerte in Abbildung 5 deutlich. Die gestrichelte Trendlinie zeigt einen über die Jahre 2015 bis 2020 ansteigenden Konzentrationsverlauf an. Die monatsdurchschnittlichen beziehungsweise jahreszeitlichen Schwankungen spiegeln zum einen die temperaturbedingten Schwankungen der Emissionen wider, zum anderen bilden sich auch die unterschiedlichen Düngeaktivitäten (zum Beispiel düngefreie Zeit November bis Januar) beziehungsweise die dadurch schwankende Hintergrundbelastung ab. Allgemein begünstigen höhere Temperaturen steigende Ammoniak-Emissionen, da das Ammoniak/Ammonium-Gleichgewicht zugunsten von Ammoniak verschoben wird (Cofie et al. 2016; Biswanath et al. 2019). Eine weitere Ursache könnten die für die Stallbelüftung genutzten Öffnungen sein. Im Winter sind diese tendenziell häufiger geschlossen, während im Sommer offene Stallbelüftungen besseren Temperaturengleichmöglichkeiten zwischen Stall und Außenluft dienen. Als Konsequenz können in dieser Zeit erhöhte Mengen Ammoniak entweichen.

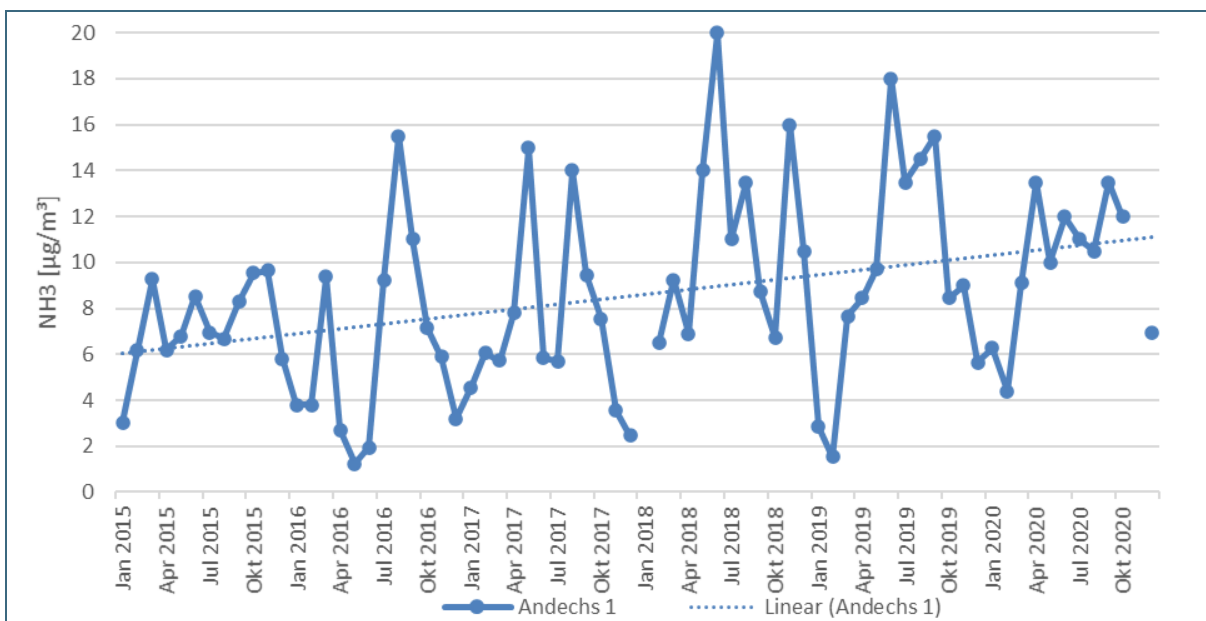


Abb. 5: Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) am stallnahen Messort Andechs 1 im Zeitraum 2015 bis 2020

3.1.2 Feldnah

3.1.2.1 Bidingen und Eining

Seit 2006 werden die Ammoniak-Konzentrationen in den feldnahen Bereichen an den Messorten Bidingen und Eining gemessen. Der Messort Bidingen ist stark von Gülleausbringung beeinflusst. In 2009 wurde ein Maximalwert von 9,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. Seitdem schwanken die Jahresmittelwerte für die Ammoniak-Konzentration über die Jahre 2010 bis 2018 um 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Seit 2017 steigen die Werte an. In Eining liegen die Jahresmittelwerte hingegen über den gesamten Messzeitraum zwischen 2 und 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sie zeigen ebenfalls ab 2017 einen steigenden Trend. (siehe Abb. 6).

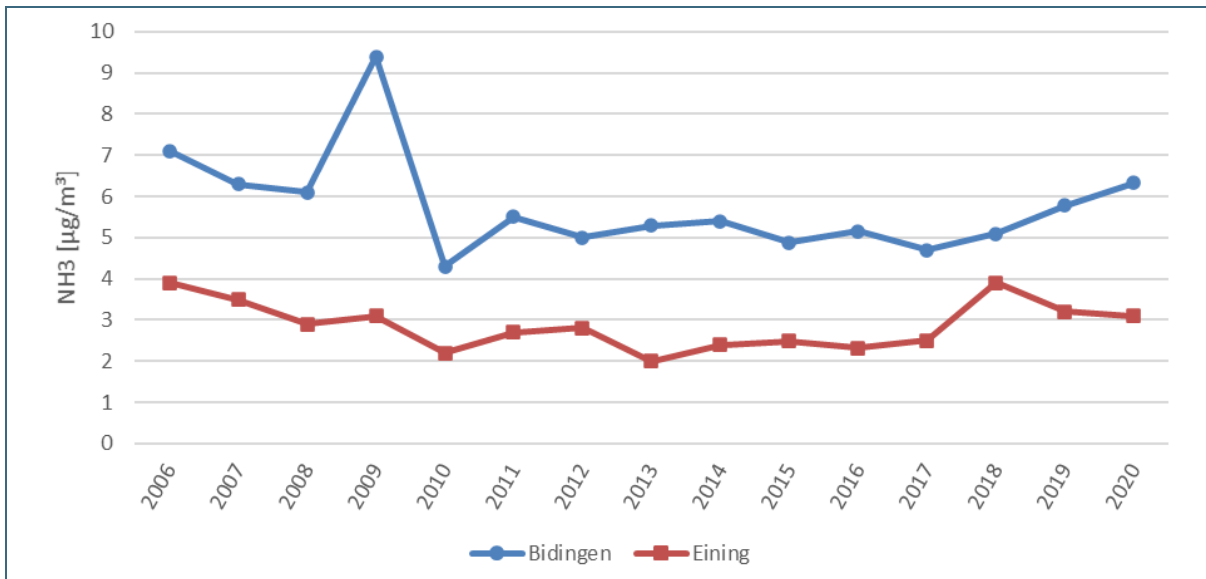


Abb. 6: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) an den feldnahen Messorten Bidingen und Eining

Um Einflüsse von Düngeperioden zu erfassen, veranschaulicht Abbildung 7 den Verlauf der Ammoniak-Immissionen mittels Monatsmittelwerten über sechs Jahre.

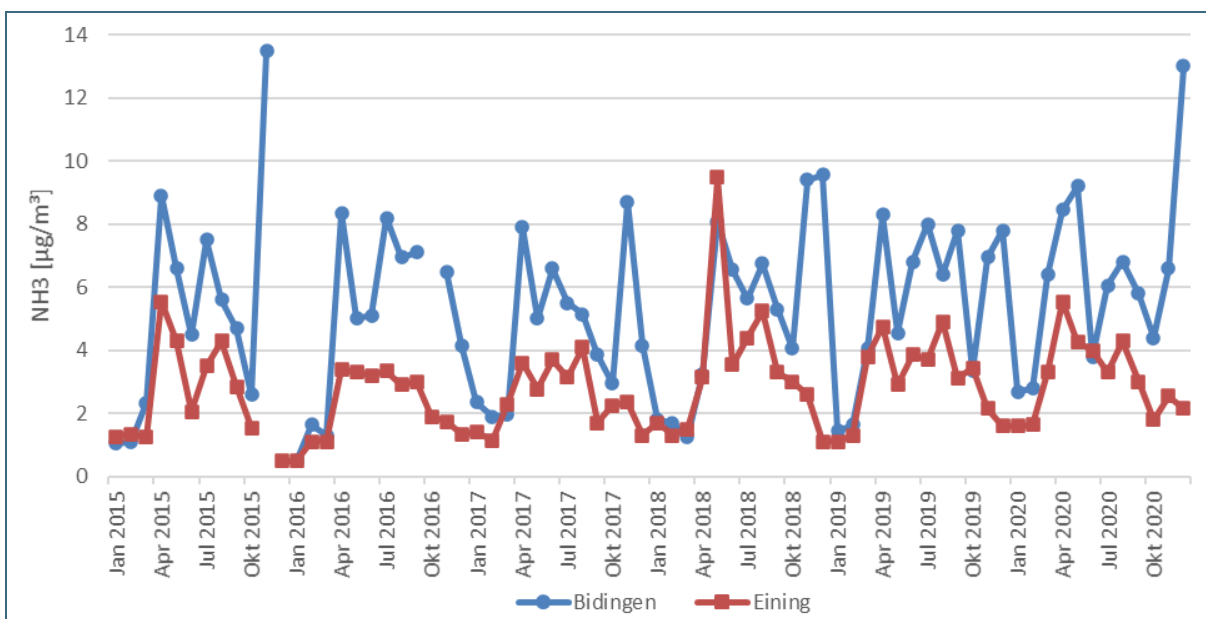


Abb. 7: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) an den feldnahen Standorten Bidingen und Eining von 2015 bis 2020

Laut Düngeverordnung (BMU 2017b) darf in der Zeit von November beziehungsweise ab dem Ende der Ernte der Hauptfrucht bis einschließlich Januar nicht gedüngt werden. Der Beginn der Düngeperiode im Februar / März kann in der obenstehenden Grafik (Abb. 7) sehr gut erkannt werden. Innerhalb eines jeden Jahres kann das NH_3 -Immissionsminimum im Januar festgestellt werden. Ab Februar / März steigen die gemessenen Konzentrationen dann an und erreichen ein erstes Maximum im Zeitraum April bis Juni. Gegen Ende der Düngeperiode im September / Oktober ist ein weiteres Maximum sichtbar. Dies verdeutlicht den Einfluss von Düngemaßnahmen auf die Höhe und den zeitlichen Verlauf von Ammoniak-Immissionen an den untersuchten Standorten.

3.1.2.2 Hohenthann

In Hohenthann kommen auf knapp 4.000 Einwohner etwa 65.000 Schweinemastplätze. Damit ist Hohenthann die „schweineereichste Gemeinde Bayerns“ (Projekte Hohenthann - LfU Bayern 2022). Der hohe Gülleanfall beziehungsweise deren Ausbringung tragen zudem zur steigenden Nitratbelastung im Trinkwasser bei.

Ab 2016 wurden deshalb zusätzlich Messpunkte aus dem Untersuchungsgebiet Hohenthann mit aufgenommen und dem feldnahen Standorttyp zugeordnet. Die zu diesem Untersuchungsgebiet zählenden Standorte Ebenhausen (HOTH_EB_h), Axenbach (HOTH_AX_5 & 6 & a) und Auhof (HOTH_AU_1 & 3) werden seit 2016 beziehungsweise 2017 auf Ammoniak-Immissionen mittels Passivsammlern untersucht. Die Stationen liegen innerhalb eines Kreises mit einem Radius von 4,8 km. Abbildung 8 zeigt diese auf einem Kartenausschnitt. Deutlich sind die bewirtschafteten Felder in unmittelbarer Nähe zu den Messstandorten zu erkennen.



Abb. 8: NH_3 -Messstandorte im Untersuchungsgebiet Hohenthann (Bayerische Vermessungsverwaltung 2022)

Abbildung 9 zeigt die Ammoniak-Konzentrationsverläufe anhand von Monatsmittelwerten an diesen Standorten. Am Standort Ebenhausen zeigen sich vergleichsweise sehr hohe Werte von teilweise über $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, welche wie bei den anderen feldnahen Standorten jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen – insbesondere während der Frühjahrsdüngung im März steigen die Werte kurzzeitig deutlich an. Insgesamt erhöhte sich die Ammoniakkonzentration in Hohenthann in den Jahren 2018 – 2020 gegenüber den Jahren 2016 und 2017. So lagen die jährlichen Ammoniakkonzentrationen im Mittel über alle Messstandorte in den Jahren 2018 bis 2020 bei $5,6$ bis $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Vergleich dazu lagen die Messwerte in 2016 bei $4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in 2017 bei $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich niedriger (siehe Tabelle 2).

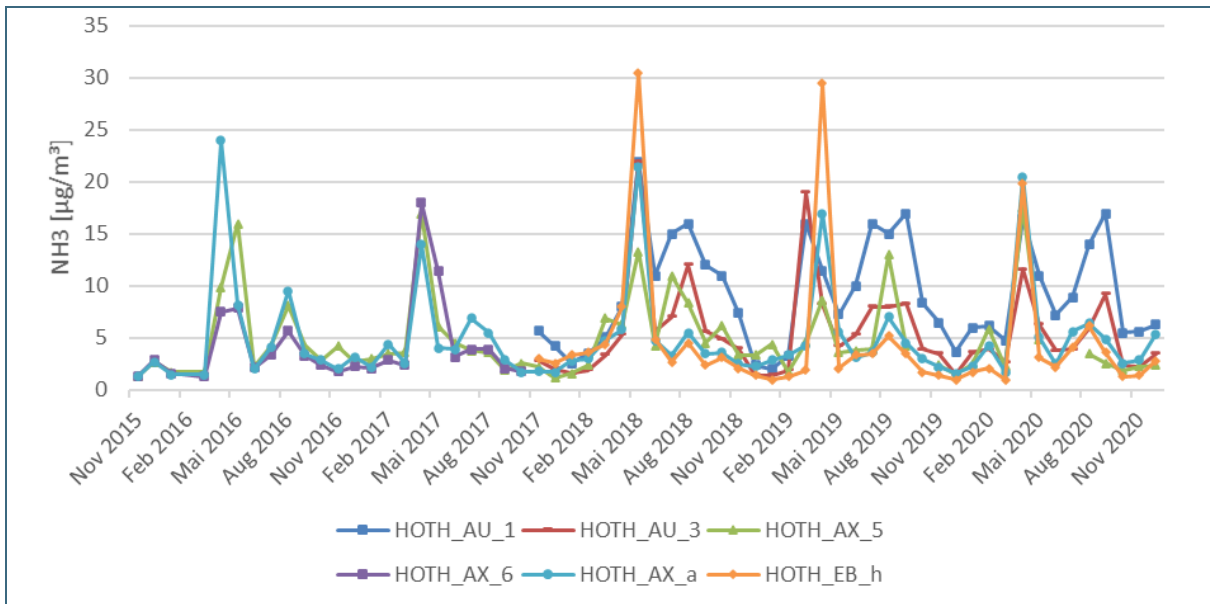


Abb. 9: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) an den feldnahen Standorten Hohenthann von 2015 bis 2020

Verschiedene, von dem vorliegenden Projekt unabhängige Untersuchungen zeigten, dass spezielle Ausbringungsverfahren von organischem Dünger durch sogenannte Injektoren eine starke Reduktion von Ammoniak-Emissionen zur Folge haben können. Der Einsatz solcher Technik könnte die in den Abbildungen 7 und 9 sichtbaren Maxima reduzieren und so zu einer geringeren Ammoniakbelastung in der Umwelt führen.

3.1.3 Ländlich

An den ländlich geprägten Messorten, die sich in der Nähe von Streuobstwiesen sowie von extensiv bewirtschafteten Flächen befinden, liegen die langjährigen Jahresmittelwerte an Ammoniak überwiegend zwischen 1,0 – 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Abb. 10). Ausnahmen sind der Messort Andechs 2 (2016: 3,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, aufgrund von drei höheren Monatsmittelwerten) sowie der Standort Aschheim (2011: 3,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 2017 bis 2020: zwischen 2,8 und 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die Verläufe an den Messorten Tiefenbach und Naila schwankten von 2006 bis 2020 zwischen 1,0 und 2,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die niedrigsten Werte wurden in Tiefenbach gemessen (1,0 – 2,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Auffällig sind die seit 2017 an allen vier Messorten im Vergleich zu den vorherigen Messergebnissen ansteigenden Ammoniak-Konzentrationswerte.

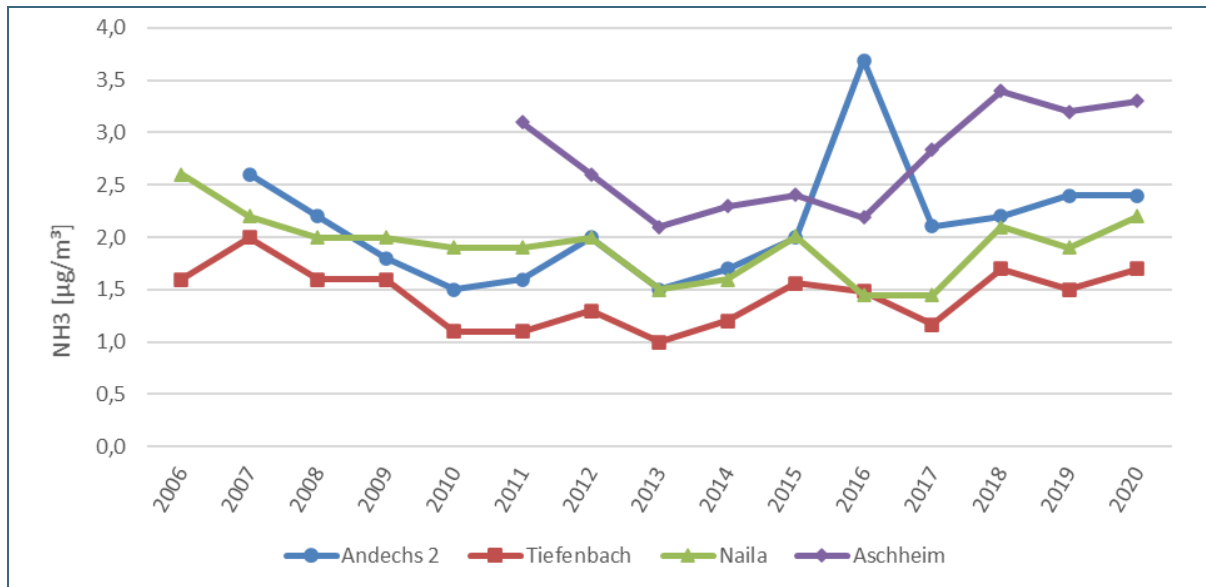


Abb. 10: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) an den ländlichen Messorten Andechs 2, Tiefenbach, Naila und Aschheim

Ähnlich wie beim monatsdurchschnittlichen Verlauf an den vorhergehenden Standorten zeigt sich in Andechs 2 und Naila ein den Düngeperioden folgender Ammoniak-Konzentrationsverlauf (siehe Abb. 11). Maxima sind jeweils kurz nach Beginn sowie kurz vor Ende der Düngeperioden erkennbar. Allerdings sind, verglichen mit zum Beispiel den Standorten Andechs 1 (stallnah) und Bidingen (feldnah), die Maxima deutlich weniger ausgeprägt. Während beispielsweise in Bidingen NH_3 -Konzentrationen von 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ regelmäßig überschritten werden, war dies an den hier aufgeführten ländlichen Standorten nur im Frühjahr 2016 für Andechs 2 der Fall.

Auf der Ebene der Jahresdurchschnittswerte (siehe Abb. 10) liegen im ländlichen Bereich die Konzentrationen im Vergleich zu den stallnahen und feldnahen Standorten (siehe Abb. 4 und Abb. 6) in einem erheblich niedrigeren Bereich.

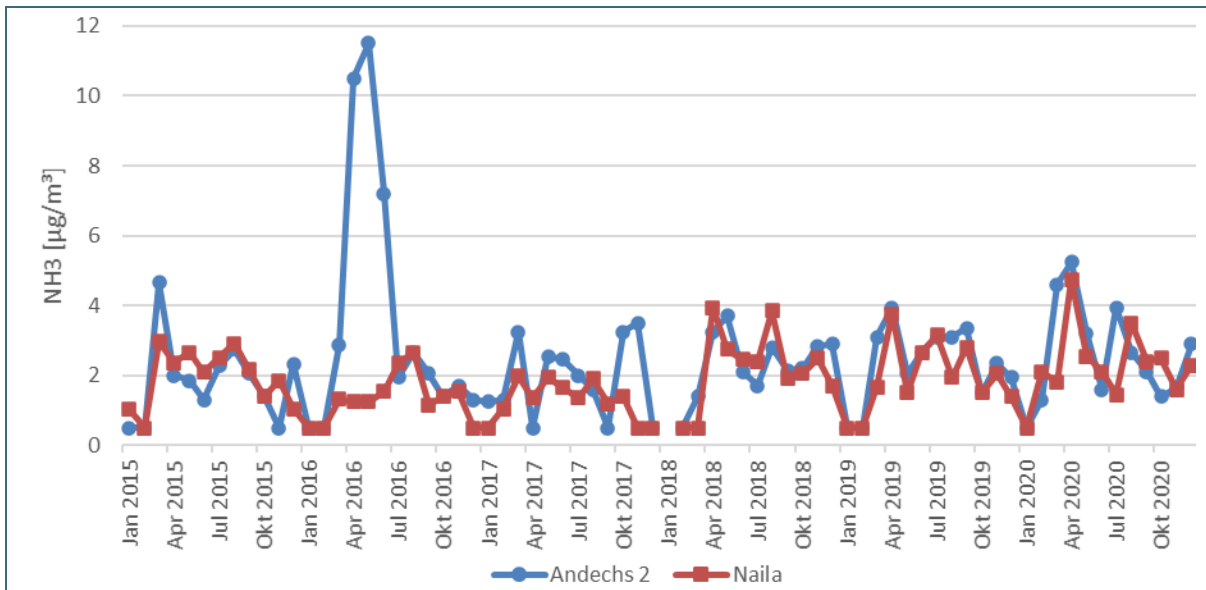


Abb. 11: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) an den ländlichen Standorten Andechs 2 und Naila von 2015 bis 2020

3.1.4 Naturnah

Für die naturnahen Bereiche liegen die langjährigen Jahresmittelwerte an Ammoniak an den jeweiligen Messorten überwiegend zwischen 0,5 µg/m³ und 2,0 µg/m³ (Ausnahme: Grassau 2006 bis 2009 und 2018 bis 2020 mit Werten zwischen 2,2 und 2,9 µg/m³). Wie in nachfolgender Abbildung 12 erkennbar, stiegen die Jahresmittelwerte für alle Standorte ab 2017 um 0,4 bis 0,6 µg/m³ im Vergleich zum Vorjahreswert an. Zwar sanken die Werte in 2019 an den Standorten Möhrendorf und Weibersbrunn, generell kann aber ein steigender Trend bis 2020 beobachtet werden.

Insgesamt sind im Vergleich zu stallnahen und feldnahen Standorten die gemessenen Ammoniak-Immissionen hier bedeutend niedriger und ähneln den ländlichen Standorten (siehe Abb. 4, Abb. 6 und Abb. 10).

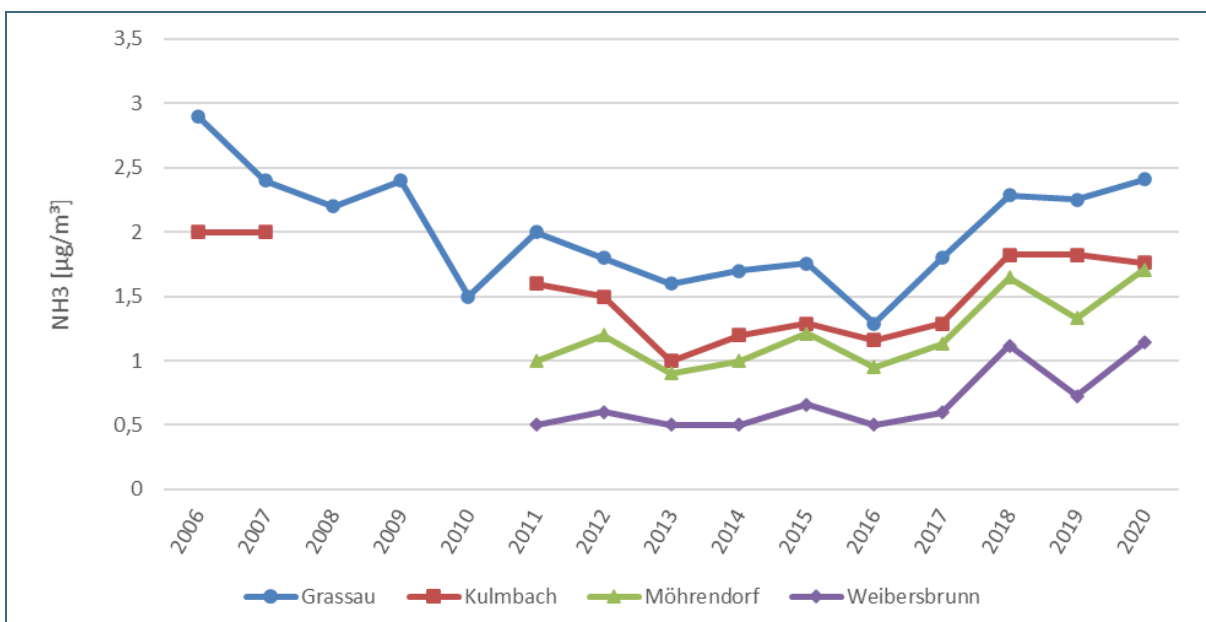


Abb. 12: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) an den naturnahen Messorten Grassau, Kulmbach, Möhrendorf und Weibersbrunn

Naturnahe Gebietsstrukturen zeichnen sich durch ihre räumliche Nähe zu Wäldern, Naturschutzgebieten oder extensiv bewirtschafteten Wiesen aus. Dennoch zeigen sich auch hier, beispielhaft dargestellt anhand der Monatsverläufe an den Messpunkten Grassau und Kulmbach in Abbildung 13, die Einflüsse von Düngeperioden. So sind die gemessenen Ammoniak-Konzentrationen, ebenfalls wie am feldnahen Standort, in den düngereinen Wintermonaten am geringsten, während sie ihre Maxima zum Beginn beziehungsweise Ende der Düngeperioden aufweisen.

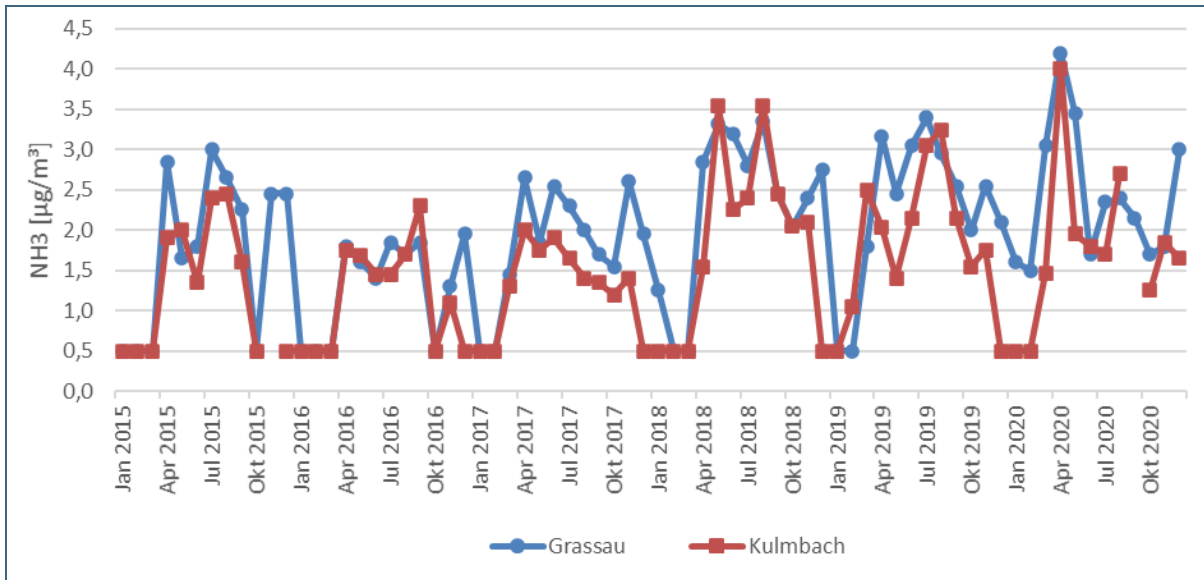


Abb. 13: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) an den naturnahen Standorten Grassau und Kulmbach von 2015 bis 2020

3.1.5 Verkehrsnah

An den stark verkehrsbelasteten Messorten München Landshuter Allee und Augsburg Königsplatz ist von 2006 bis 2016 insgesamt ein deutlich abnehmender Trend erkennbar, welcher mit einer verbesserten Fahrzeugabgasreinigung und einer generellen Veränderung der genutzten Fahrzeugtypen erklärt werden könnte (Gabrielsson 2004). Wobei diese Abnahme auch dem allgemeinen Trendverlauf an anderen Standorten ähnelt. Ab 2016 stiegen die Jahresmittelwerte an den beiden Messorten wieder an, wie Abbildung 14 zeigt. Grund dafür könnte das gestiegene Verkehrsaufkommen sein.

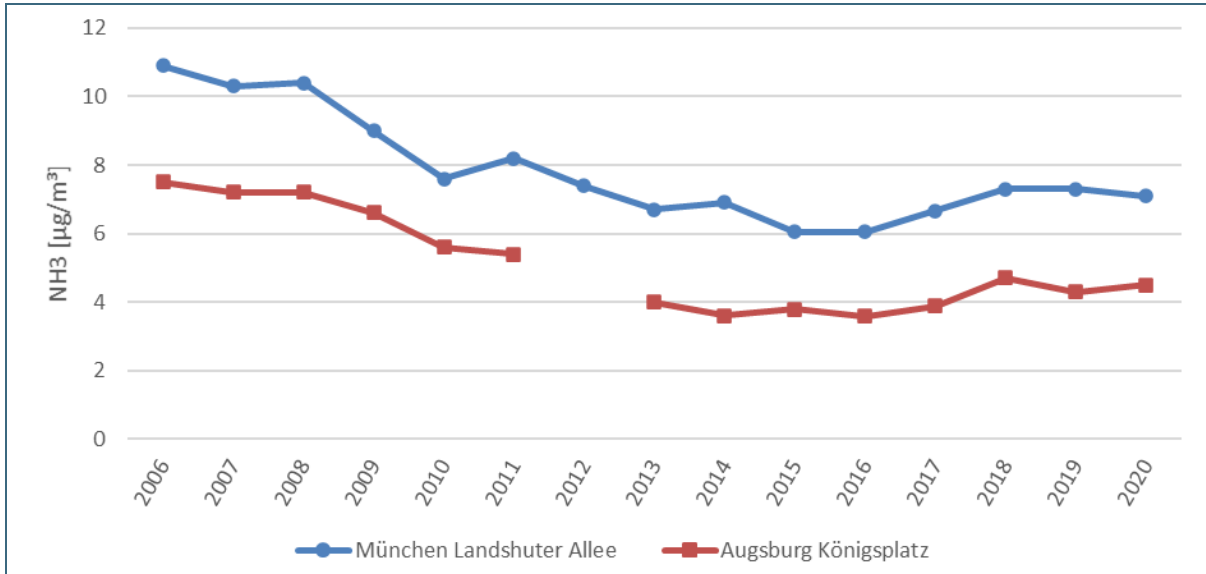


Abb. 14: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) an den verkehrsnahen Messorten in München Landshuter Allee und Augsburg Königsplatz

Die Jahresmittelwerte liegen seit 2013 in München an der Landshuter Allee zwischen 6,0 und 7,3 µg/m³ im Vergleich zu 2006 (10,9 µg/m³). Auch am Augsburger Königsplatz liegen die Werte seit 2013 mit 3,6 bis 4,7 µg/m³ deutlich niedriger im Vergleich zu 2006 (7,5 µg/m³). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Verkehrsführung am Königsplatz in Augsburg mit dem Umbau in 2012 geändert wurde.

Im Zeitraum April bis Dezember 2020 wurden an der Landshuter Allee kontinuierliche Ammoniak-Immissionsmessungen durchgeführt. Abbildung 15 stellt die Ergebnisse dieser NH₃-Messungen als Tagesmittelwert den täglichen Verkehrszahlen gegenüber. Anmerkung: Auch die im Jahr 2020 durchgesetzten Ausgangsbeschränkungen aufgrund der Corona-Pandemie können anhand der Verkehrszahlenrückgänge im April und Dezember nachvollzogen werden.

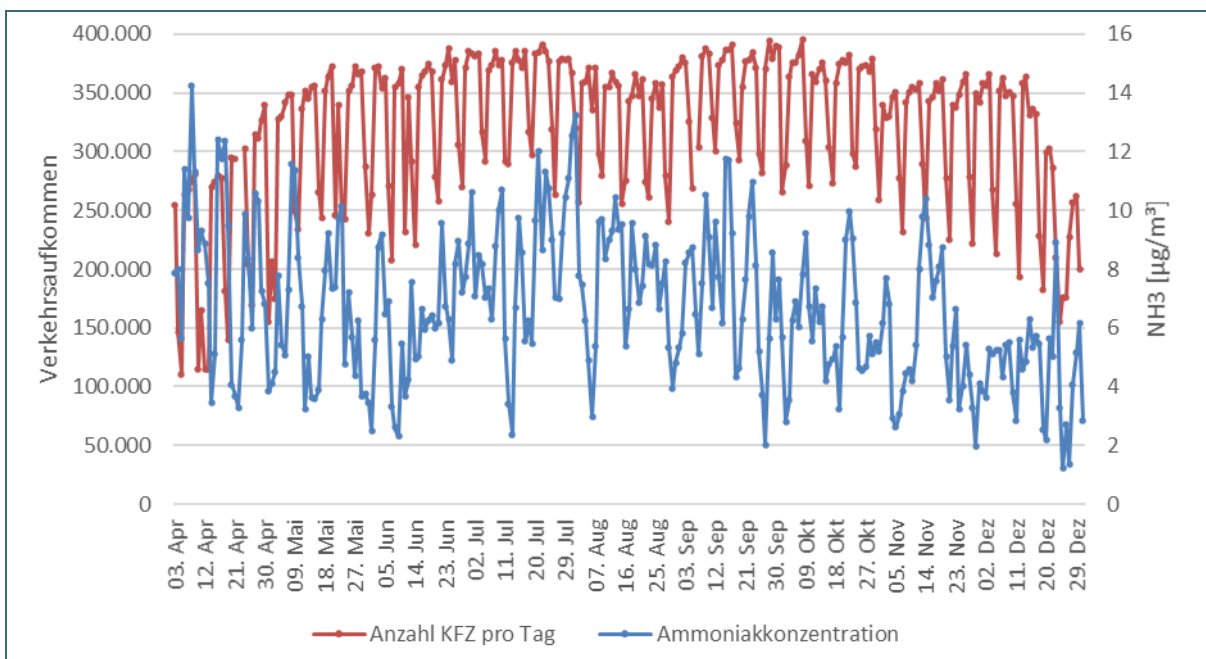


Abb. 15: Verkehrsaufkommen und Ammoniak-Konzentrationen (jeweils Tagesmittelwerte) in 2020 am Standort München Landshuter Allee

Abbildung 15 lässt einen Zusammenhang zwischen gemessenen Verkehrszahlen und Ammoniak-Immissionen bereits erahnen. Um eine verlässliche Aussage über diesen Zusammenhang treffen zu können, wurden die täglichen Verkehrszahlen auf der Landshuter Allee mit den ermittelten Ammoniak-Tagesmittelwerten mittels des im Anhang beschriebenen Kruskal-Wallis-Tests statistisch ausgewertet. Mit 15,40 ist H größer als der $\chi^2_{0,01;3}$ -Tabellenwert von 11,34 (vgl. Tabelle im Anhang). Damit wird die Nullhypothese (Verkehrszahlen haben keinen Einfluss auf NH_3 -Konzentrationen) verworfen und die Alternativhypothese angenommen, die besagt, dass die Höhe des Verkehrsaufkommens eine Auswirkung auf die Höhe der gemessenen Ammoniak-Konzentrationen am Standort hat.

3.1.6 Innenstadt und Stadtrand

Seit 2013 werden für das Gebiet „Innenstadt“ am Standort Augsburg Siebentischwald Ammoniak-Immissionen gemessen. Die Jahresmittelwerte im Zeitraum 2013 bis 2016 bewegen sich zwischen 1,5 und 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Abb. 16). Seit 2016 ist allerdings ein deutlicher Anstieg von 1,5 auf 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2020 zu beobachten.

Der Standort für das Gebiet „Stadtrand“ befindet sich am LfU in Augsburg. Dort stiegen ebenfalls seit 2016 die gemessenen Konzentrationen an Ammoniak von 2,3 auf 3,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an.

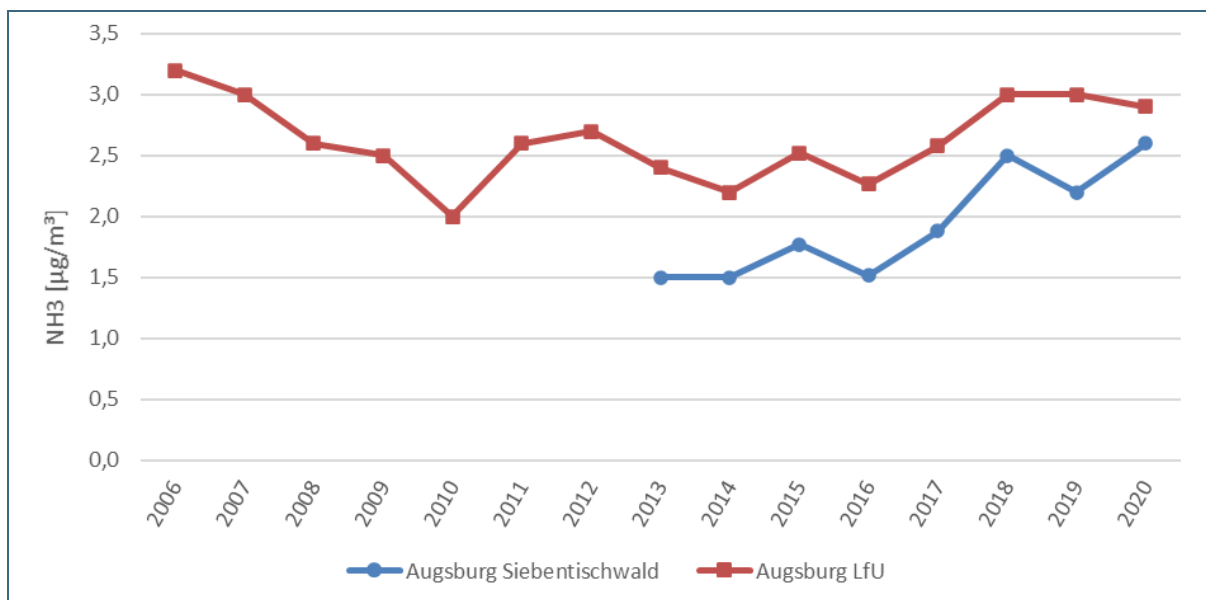


Abb. 16: Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) am innerstädtischen (Siebentischwald) sowie Stadtrand-Messort (LfU) in Augsburg

Obwohl die beiden Standorte verschiedenen Standorttypen zuzuordnen sind, ähneln sich die Konzentrationsverläufe. Ein Anstieg der Werte an innerstädtischen Standorten könnte mit einem gegebenenfalls erhöhten Verkehrsaufkommen naheliegender Straßen zusammenhängen. Der Anstieg der gemessenen Werte am LfU (Stadtrand) im gleichen Zeitraum deutet allerdings auf eine andere Ursache hin. Da die LfU-Messstation nicht in unmittelbarer Nähe zu einer stark befahrenen Straße liegt, können lokale Verkehrseinflüsse als untergeordnet angenommen werden. Dies lässt auf grundlegendere Veränderungen bezüglich der Hintergrundbelastung mit Ammoniak im Stadtgebiet Augsburg schließen.

Mit Blick auf den monatsdurchschnittlichen Ammoniak-Konzentrationsverlauf (siehe Abb. 17) zeigen sich Einflüsse der Düngeperioden im Sommer beziehungsweise düngefreien Zeiten im Winter. Auch zeigen sich im monatsdurchschnittlichen Verlauf die schon in Abbildung 16 erkennbaren erhöhten Immissionskonzentrationen ab 2016. Durch atmosphärischen Transport können Ammoniumverbindungen wie zum Beispiel Ammoniumnitrat über weite Strecken verteilt werden. Diese anorganischen Salze könnten in der Nähe der Messeinrichtungen nass deponieren. Ammoniumnitrat liegt in leicht saurer Lösung vor. Unter

bestimmten chemischen (alkalischer pH-Wert) und atmosphärischen Bedingungen (Wind, hohe Temperatur) kann das in wässriger Lösung dissoziierte Ammonium-Ion in Ammoniak umgewandelt und dieses in die Atmosphäre eingetragen werden.

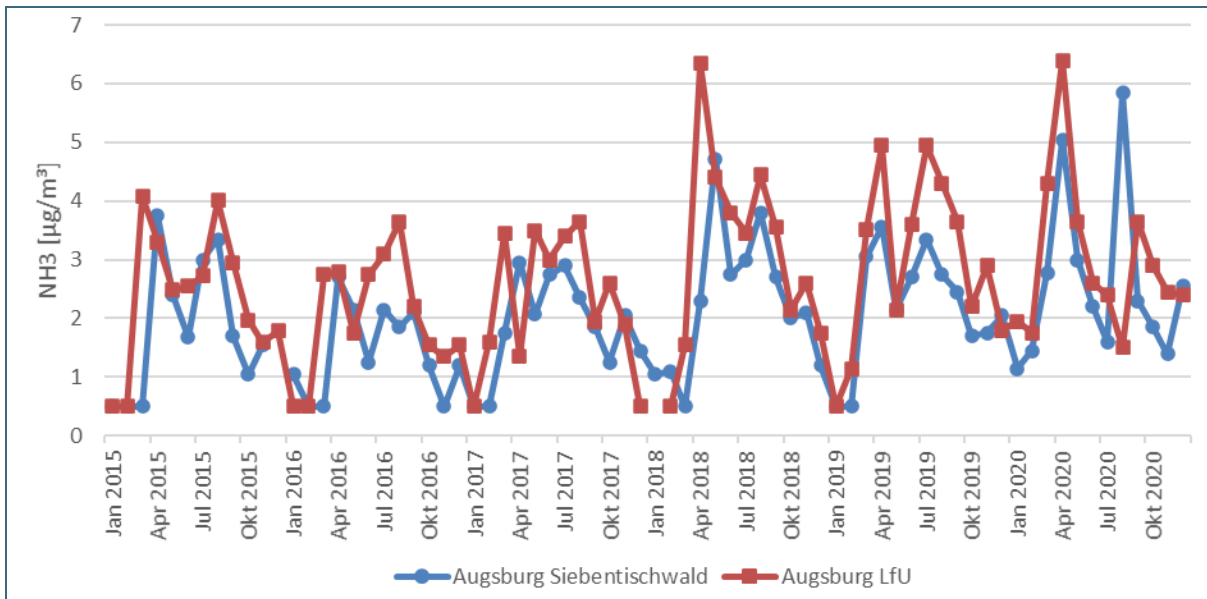


Abb. 17: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) am innerstädtischen (Augsburg Siebentischwald) und Stadtrand-Standort (Augsburg LfU) von 2015 bis 2020

Die Überprüfung der für das Umfeld Augsburgs vorhandenen Windrosen aus den synthetischen Ausbreitungsklassenstatistiken für Bayern zeigen Windrichtungsmaxima aus südwestlicher Richtung. Dort finden sich großflächige landwirtschaftlich genutzte Äcker und Wiesen, wie Abb. 18 veranschaulicht. Dort ausgebrachter Mineral- und Wirtschaftsdünger kann, wie beschrieben, beträchtliche Mengen Ammoniak emittieren, welche, wie in diesem Fall, in städtische Gebiete eingetragen werden und so die den Düngeperioden entsprechenden jahreszeitlichen Ammoniak-Schwankungen hervorrufen können.

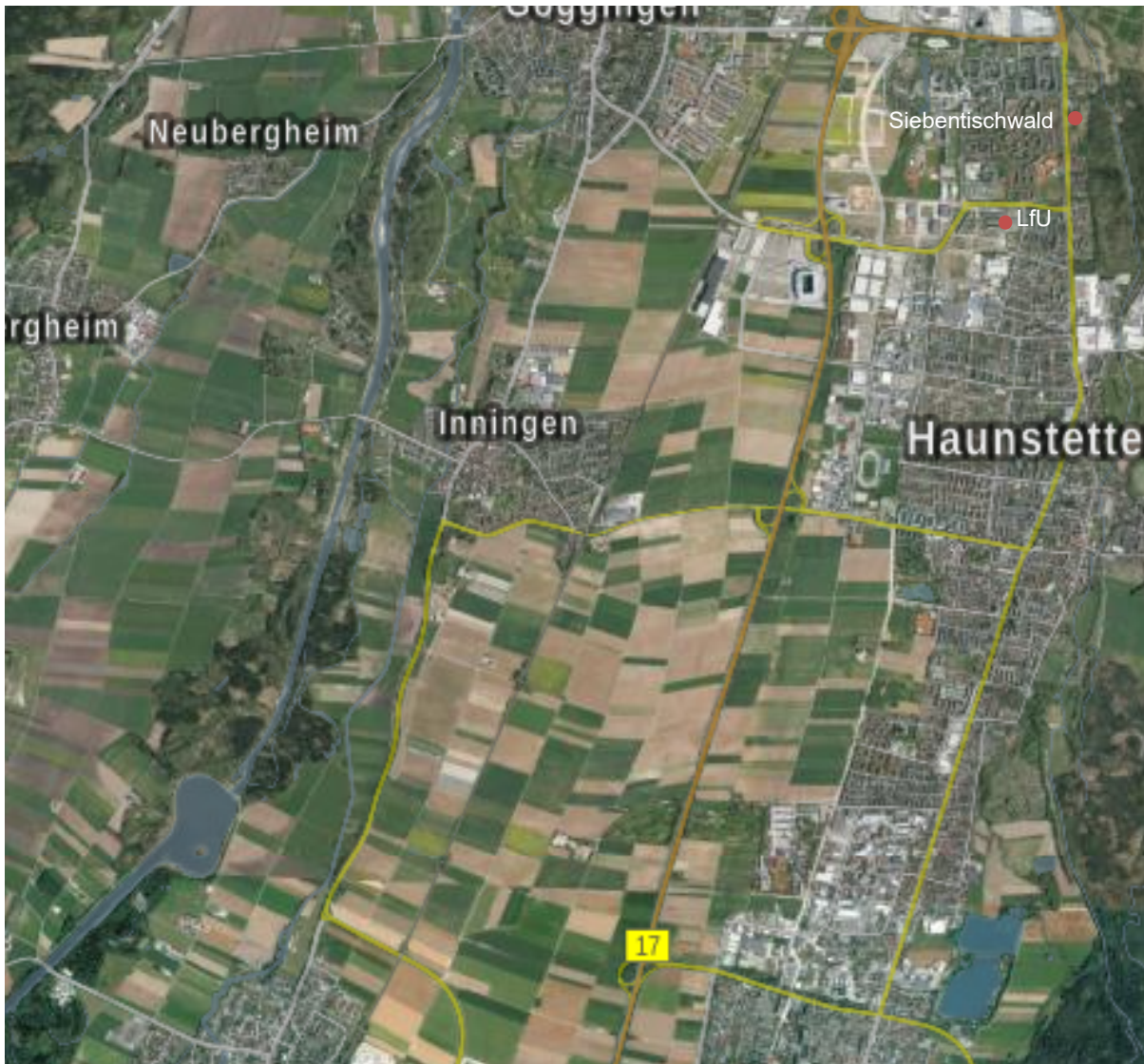


Abb. 18: Satellitenaufnahme Bereich Südwesten von Augsburg; Standorte Augsburg Siebentischwald und Augsburg LfU rot markiert (Ausrichtung: Norden) (Bayerische Vermessungsverwaltung 2022)

3.1.7 Vergleich mit den aktuellen UBA-Daten

Das Umweltbundesamt (UBA) hat die Hintergrundbelastung für die Gesamtstickstoff-Deposition und für weitere Stickstoff-Komponenten für die Jahre 2000 bis 2015 berechnet (aktuell: PINETI-3) (Landesamt für Umwelt 2021). Zum Vergleich mit den vom LfU im Jahr 2020 ermittelten Ammoniak-Konzentrationen werden deshalb die modellierten UBA-Daten für das Jahr 2015 herangezogen. Tabelle 3 stellt die für 2015 berechneten den in 2020 ermittelten Jahresmittelwerten gegenüber.

Tab. 3: Gegenüberstellung der vom UBA für 2015 modellierten (Landesamt für Umwelt 2021) und der vom LfU in 2020 ermittelten Jahresmittelwerte für die Ammoniak-Immissionskonzentrationen

Gebiets- prägung	Messort	Jahresmittelwerte Ammoniak- Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		Abweichung	
		UBA berechnet	LfU gemessen	absolut [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	relativ [%]
stallnah	Andechs 1	3,7	9,9	6,2	168
feldnah	Bidingen	6,9	6,3	-0,6	-9
	Eining	3,2	3,1	-0,1	-3
ländlich	Andechs 2	3,7	2,4	-1,3	-35
	Tiefenbach	3,1	1,7	-1,4	-45
	Naila	2,3	2,2	-0,1	-4
	Aschheim	3,7	3,3	-0,4	-11
naturnah	Grassau	3,1	2,5	-0,6	-19
	Kulmbach	2,4	1,7	-0,7	-29
	Möhrendorf	2,2	1,7	-0,5	-23
	Weibersbrunn	1,2	1,1	-0,1	-8
verkehrsnahe	München Landshuter Allee	2,8	7,1	4,3	154
	Augsburg Königsplatz	4,6	4,5	-0,1	-2
Innenstadt	Augsburg Siebentischwald	4,0	2,6	-1,4	-35
Stadttrand	Augsburg LfU	4,1	2,9	-1,2	-29

Es ist ersichtlich, dass die vom UBA berechneten Werte in einigen Fällen deutlich von den LfU-Messwerten abweichen. Dies betrifft insbesondere die emittentennahen Standorte wie Andechs 1 und München Landshuter Allee; so ist der gemessene Wert für „stallnah“ (Andechs 1) um $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (entsprechend 168 %) höher als der vom UBA berechnete Wert. Bei den übrigen Standorten sind die Abweichungen geringer. Im Ammoniakbericht 2015 bis 2017 wurden bereits die vom LfU ermittelten Immissionswerte von 2015 mit den berechneten PINETI Daten verglichen, wobei sich ein ähnliches Bild zeigte. Emittentennah unterschätzt das UBA-Modell die Ammoniakkonzentration, während sie emittententfern meist überschätzt wird.

Insgesamt kann gefolgert werden, dass die vom UBA bereitgestellten Daten zur Stickstoff-Hintergrundbelastung die Ammoniak-Immissionssituation für die meisten Standorttypen (insbesondere emittententfern) überschätzen. Sofern für einzelne Standorte Messdaten zur Verfügung stehen, sollten diese, wie auf der LfU Webseite beschrieben ([Eutrophierung und Versauerung](#)), berücksichtigt werden. Die UBA-Daten sollten dann ggf. kritisch betrachtet und beurteilt werden.

4 Zusammenfassende Diskussion

Zusammenfassend zeigt Abbildung 19 eine Gegenüberstellung aller Standorttypen, jeweils vertreten durch einen exemplarischen Standort, im Zeitraum von 2015 bis 2020.

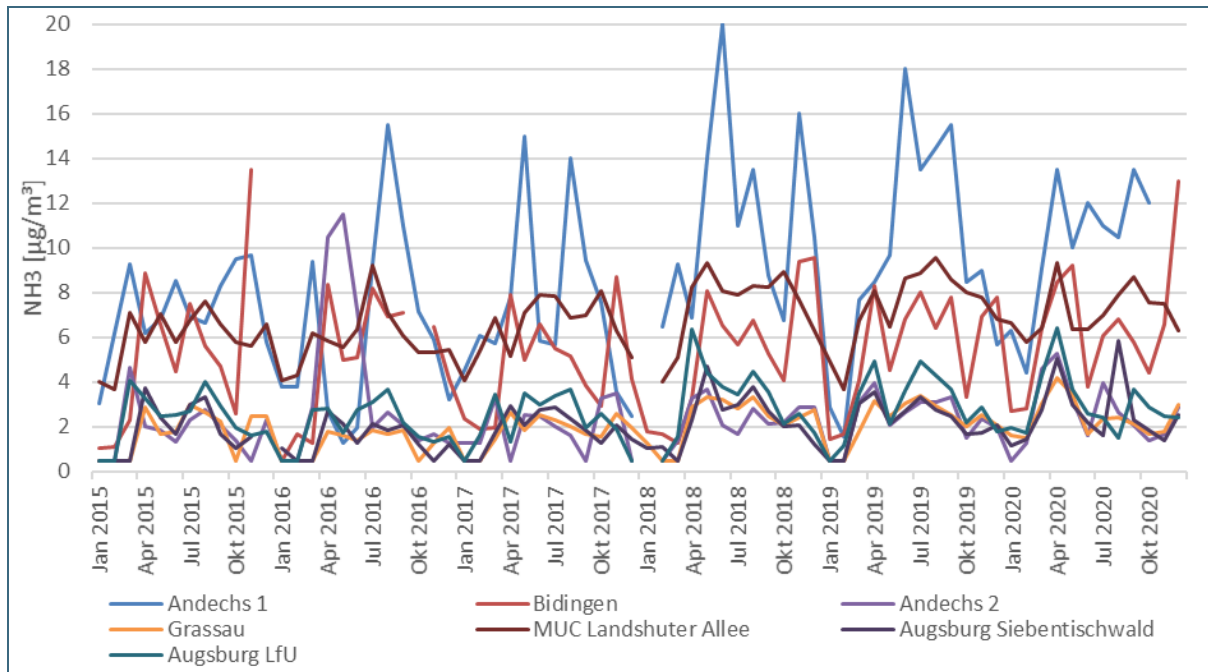


Abb. 19: Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) an allen Standorttypen, vertreten durch jeweils einen Standort, im Zeitraum von 2015 bis 2020

Die in den einzelnen Unterabschnitten von Kapitel 3 angesprochenen jahreszeitlichen Schwankungen sind in der Zusammenstellung ebenfalls gut erkennbar. Dies deutet auf großräumige landwirtschaftliche Einflüsse hin, welche während der Düngeperioden verstärkt stattfinden.

Die Auswertungen der Messungen im vorliegenden Bericht zeigen, dass die Ammoniak-Immissionswerte im Durchschnitt seit 2017 eine steigende Tendenz aufweisen. Dabei stellt sich die Frage nach der Ursache für die zunehmende Immissionsbelastung. In Bezug auf die Tierhaltung sind bayernweit rückläufige Tierplatzzahlen zu verzeichnen (Statistisches Bundesamt 2021). Laut Thünen-Report (Rösemann et al. 2021) vermindern sich die Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung seit 10 beziehungsweise 5 Jahren kontinuierlich. Im Betrachtungszeitraum neu hinzugekommene NH_3 -Emittenten sind Biogasanlagen und Gärresttrocknungsanlagen. Die Anzahl an Biogasanlagen in Bayern erhöhte sich von 2.385 in 2015 um knapp 240 (entspricht einer Erhöhung um etwa 10 %) auf 2.623 in 2019; im gleichen Zeitraum verdreifachte sich fast die Anzahl an Genehmigungen von Gärresttrocknungsanlagen in Bayern von insgesamt 32 Genehmigungen bis 2015 auf insgesamt 91 bis 2019 (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2022). Die Ammoniak-Emissionen aus Biogas- und Gärresttrocknungsanlagen steigen gemäß Thünen-Report (Rösemann et al. 2021) kontinuierlich an und waren 2019 auf einem Höchststand von 14,1 Gg NH_3/a in Bayern. Dies entspricht etwa 12 % der jährlich in Bayern anfallenden Ammoniak-Emissionen.

Eine generelle Temperaturerhöhung durch den Klimawandel kann aufgrund der Temperaturabhängigkeit des Ammoniak/Ammonium-Gleichgewichts tendenziell zu steigenden Ammoniakimmissionen in den warmen Monaten führen. Die bereits festgestellten sowie prognostizierten Temperaturanstiege (siehe dazu [Erwartete Temperaturveränderung für Bayern](#)) könnten zu einem weiteren Anstieg an Ammoniakimmissionen in den kommenden Jahren führen.

Bei der Auswertung der Messungen im Rahmen dieses Berichtes ist jedoch festzustellen, dass an fast allen Messorten ein den Düngeperioden folgender Ammoniak-Konzentrationsverlauf mit hohen Monatsmittelwerten in den Düngeperioden festzustellen ist. Die Düngeperioden haben deshalb einen maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der Ammoniak-Immissionsbelastung.

Insgesamt sind die zuletzt zunehmenden Immissionskonzentrationen an Ammoniak zwar nicht eindeutig erklärbar. Allerdings ist die Relevanz der Düngeperioden im Hinblick auf die Höhe der Ammoniak-Immissionsbelastung offensichtlich. Aufgrund der zunehmenden Ammoniak-Immissionsbelastung sollten Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen im landwirtschaftlichen Bereich konsequent verfolgt werden. Wegen des hohen Anteils der Wirtschaftsdünger- und Gärrestausbringung an den landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen (siehe Abb. 2) und des festgestellten Einflusses der Düngeperioden sollten emissionsarme bodennahe Ausbringungstechniken, wie in der Düngeverordnung ab 2025 gefordert (BMU 2017a), forciert werden. Verschiedene, vom vorliegenden Projekt unabhängige Untersuchungen zeigen, dass spezielle Ausbringungsverfahren von organischem Dünger z. B. durch sogenannte Injektoren eine starke Reduktion von Ammoniak-Emissionen zur Folge haben können.

Zur weiteren Ammoniak-Emissionsminderung im landwirtschaftlichen Bereich trägt die Umsetzung der neuen Vorgaben der TA Luft 2021 bei. Insbesondere die dort geforderten Maßnahmen zur Minderung der Emissionen bei der Lagerung von Gülle und Gärresten (Abdeckung) sowie die Emissionsminderungsmaßnahmen im Bereich der Tierhaltung sind zu nennen. Das LfU wird vor diesem Hintergrund die Ammoniak-Immissionsmessungen fortführen und die weitere Entwicklung der Immissionssituation beobachten.

Neben der Dokumentation der Ammoniak-Immissionsbelastung wurden im Bericht auch die bayerischen Messdaten mit den vom UBA modellierten Daten verglichen. Aus den Gegenüberstellungen der modellierten Ammoniak-Immissionsdaten und Stickstoff-Depositionsdaten des UBA mit Mess- und berechneten Daten des LfU geht hervor, dass aufgrund der festgestellten mehr oder weniger deutlichen Abweichungen im Einzelfall manuell die Anwendbarkeit der UBA-Daten mittels Rechnung überprüft werden sollte. Dabei kann auf aktuelle Messdaten des LfU zurückgegriffen werden. Die Vorgehensweise findet sich auf der Internetseite des LfU ([Stickstoff-Deposition aus dem Niederschlag zur Anwendung in Genehmigungsverfahren - LfU Bayern](http://www.lfu.bayern.de)) (www.lfu.bayern.de).

5 Literaturverzeichnis

- Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2022. Untersuchung zum Emissionsverhalten und Stand der Technik von bayerischen Wirtschaftsdüngeraufbereitungsanlagen.
- Biswanath Dari, Christopher W. Rogers, Olga S. Walsh, 2019. Understanding Factors Controlling Ammonia Volatilization from Fertilizer Nitrogen Applications.
- BMU, 2017a. Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist, 25.10.2022. Abgerufen am 25.10.2022, https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/
- BMU, 2017b. Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit), 2019. Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland.
- Cofie O, Nikiema J, Impraim R, Adamtey A, Paul J, Kone D, 2016. Co-composting of solid waste and fecal sludge for nutrient and organic matter recovery, unveröffentlicht, 53 S.
- Gabrielsson P, 2004. Urea-SCR in Automotive Applications. Topics in Catalysis, 28.
- IPNI (International Plant Nutrition Institute), 2018. Ammonia Volatilization. Nitrogen Notes 4.
- Köhler W, Schachtel G, Voleske P, 2012. Biostatistik. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Landesamt für Umwelt, 2021. Stickstoff-Deposition aus dem Niederschlag zur Anwendung in Genehmigungsverfahren - LfU Bayern, 22.03.2022. Abgerufen am 22.03.2022, https://www.lfu.bayern.de/luft/schadstoffe_luft/eutrophierung_versauerung/n_deposition/index.htm
- Montgomery DC, 2013. Design and analysis of experiments (Eighth edition). John Wiley & Sons Inc, Hoboken NJ, xvii, 730 pages.
- Projekte Hohenthann - LfU Bayern, 2022, 22.03.2022. Abgerufen am 22.03.2022, https://www.lfu.bayern.de/wasser/gw_gefaehrdung_schutz/gwschutz_landwirtschaft/projekte_hohenthann/index.htm
- Rösemann C, Haenel H-D, Vos C, Dämmgen U, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Freibauer A, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B, Fu R, 2021. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2019.
- Statistisches Bundesamt, 2021. Tiere und tierische Erzeugung. Statistisches Bundesamt, 12.08.2019. Abgerufen am 25.10.2022, https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Tiere-Tierische-Erzeugung/_inhalt.html;jsessionid=104156C67BF9C41E580D01539CA32096.live742#sprg475810
- Umweltbundesamt, 2021. Ammoniak-Emissionen, 22.03.2022. Abgerufen am 22.03.2022, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/ammoniak-emissionen#entwicklung-seit-1990>
- Bayerische Vermessungsverwaltung, 2022. Geobasisdaten: Bayerische Vermessungsverwaltung – www.geodaten.bayern.de, Lizenz: CC BY 4.0, 2022 (Luftbilder zum Teil beschriftet)

6 Anhang

Der Kruskal-Wallis-Test (auch H-Test genannt; einfaktorielle Varianzanalyse - ANOVA) für stetige und unabhängige Zufallsvariablen. Es wurde ermittelt, inwiefern ein gegebenenfalls erhöhter Ammoniak-Konzentrationswert mit einem erhöhten Verkehrsaufkommen während des Mittelungszeitraumes (1 Tag) korreliert. Die Nullhypothese H_0 ist dabei die Annahme, dass die Verkehrszahlen keinen Einfluss auf die NH_3 -Konzentration haben. Die Alternativhypothese H_A ist dementsprechend, dass die Verkehrszahlen einen Einfluss haben. Das Signifikanzniveau soll 1 % ($\alpha = 0,01$) betragen.

Dazu wurden die jeweiligen Stichprobenergebnisse (Ammoniak-Konzentrationswerte) zunächst aufsteigend geordnet und ihnen ein Rang, beginnend bei 1, zugeordnet. Der kleinste NH_3 -Wert bekam dementsprechend Rang 1, der nächstgrößere Rang 2 usw.

Anschließend wurden vier Verkehrszahlengruppen anhand ihrer Quartile gebildet. Das bedeutet, dass sich jeweils 25 % der Zahlenwerte in einer Gruppe befinden.

Die Teststatistik wurde dann wie folgt berechnet:

$$H = \frac{1}{S^2} * \left(\sum_{i=1}^a \frac{R_i^2}{n_i} - \frac{N*(N+1)^2}{4} \right) \quad (\text{Gl. 1})$$

Dabei entspricht a der Anzahl der Gruppen, R_i der Rangsumme der jeweiligen Gruppe, n_i der Anzahl Beobachtungen der jeweiligen Gruppe, N ist die gesamte Anzahl an Beobachtungen und S^2 die Rangvarianz, welche im Falle einer geringen Bindungsanzahl (Dopplungen) wie folgt berechnet wird:

$$S^2 = \frac{N*(N+1)^2}{12} \quad (\text{Gl. 2})$$

Der Ergebniswert für H wurde dann mit dem entsprechenden Eintrag in der χ^2 -Tabelle verglichen ($\chi^2_{\alpha; a-1}$). Ist der für H ermittelte Wert größer als der Tabellenwert, wird H_0 verworfen und H_A angenommen.

III Percentage Points of the χ^2 Distribution^a

$\nu \backslash \alpha$	0.995	0.990	0.975	0.950	0.500	0.050	0.025	0.010	0.005
1	0.00 +	0.00 +	0.00 +	0.00 +	0.45	3.84	5.02	6.63	7.88
2	0.01	0.02	0.05	0.10	1.39	5.99	7.38	9.21	10.60
3	0.07	0.11	0.22	0.35	2.37	7.81	9.35	11.34	12.84
4	0.21	0.30	0.48	0.71	3.36	9.49	11.14	13.28	14.86
5	0.41	0.55	0.83	1.15	4.35	11.07	12.38	15.09	16.75
6	0.68	0.87	1.24	1.64	5.35	12.59	14.45	16.81	18.55
7	0.99	1.24	1.69	2.17	6.35	14.07	16.01	18.48	20.28
8	1.34	1.65	2.18	2.73	7.34	15.51	17.53	20.09	21.96
9	1.73	2.09	2.70	3.33	8.34	16.92	19.02	21.67	23.59
10	2.16	2.56	3.25	3.94	9.34	18.31	20.48	23.21	25.19
11	2.60	3.05	3.82	4.57	10.34	19.68	21.92	24.72	26.76
12	3.07	3.57	4.40	5.23	11.34	21.03	23.34	26.22	28.30
13	3.57	4.11	5.01	5.89	12.34	22.36	24.74	27.69	29.82
14	4.07	4.66	5.63	6.57	13.34	23.68	26.12	29.14	31.32
15	4.60	5.23	6.27	7.26	14.34	25.00	27.49	30.58	32.80
16	5.14	5.81	6.91	7.96	15.34	26.30	28.85	32.00	34.27
17	5.70	6.41	7.56	8.67	16.34	27.59	30.19	33.41	35.72
18	6.26	7.01	8.23	9.39	17.34	28.87	31.53	34.81	37.16
19	6.84	7.63	8.91	10.12	18.34	30.14	32.85	36.19	38.58
20	7.43	8.26	9.59	10.85	19.34	31.41	34.17	37.57	40.00
25	10.52	11.52	13.12	14.61	24.34	37.65	40.65	44.31	46.93
30	13.79	14.95	16.79	18.49	29.34	43.77	46.98	50.89	53.67
40	20.71	22.16	24.43	26.51	39.34	55.76	59.34	63.69	66.77
50	27.99	29.71	32.36	34.76	49.33	67.50	71.42	76.15	79.49
60	35.53	37.48	40.48	43.19	59.33	79.08	83.30	88.38	91.95
70	43.28	45.44	48.76	51.74	69.33	90.53	95.02	100.42	104.22
80	51.17	53.54	57.15	60.39	79.33	101.88	106.63	112.33	116.32
90	59.20	61.75	65.65	69.13	89.33	113.14	118.14	124.12	128.30
100	67.33	70.06	74.22	77.93	99.33	124.34	129.56	135.81	140.17

^a ν = Degrees of freedom.

Quelle: (Montgomery 2013)



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

