

# Vorstudie für das Klima- und Energiefondsprojekt NH<sub>3</sub>-PM-AQ für das Burgenland

Auftraggeber  
Das Land Burgenland

Durchführung  
ZAMG, Fachabteilung Chemische Wettervorhersage  
Veterinärmedizinische Universität Wien

Erstellt von  
Dr. Barbara Scherllin-Pirscher  
Prof. Dr. Günther Schaubberger

Geprüft von  
Dr. Martin Piringer  
Mag. Marcus Hirtl

Wien, am 17.12.2019  
Unser Zeichen: ZI.2199/19-1

[www.zamg.at](http://www.zamg.at)

1191 Wien, Hohe Warte 38  
Tel +43 (0) 1 360 26 - 2380  
Fax +43 (0) 1 360 26 - 74  
E-Mail: [barbara.scherllin-pirscher@zamg.ac.at](mailto:barbara.scherllin-pirscher@zamg.ac.at)



# Inhalt

<b>Inhalt.....</b>	<b>3</b>
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>5</b>
<b>2 Grundlagen.....</b>	<b>5</b>
<b>3 Datengrundlage .....</b>	<b>8</b>
<b>4 Regionale Betrachtungen .....</b>	<b>9</b>
<b>5 Plausibilität der ERA5 2 m Temperatur: Vergleich zu HISTALP und SPARTACUS .....</b>	<b>10</b>
5.1 HISTALP und SPARTACUS Datensätze.....	10
5.2 Langjähriges Mittel von ERA5, SPARTACUS und HISTALP.....	11
5.3 Zeitliche Variabilität von ERA5, SPARTACUS und HISTALP .....	11
<b>6 Temperaturvariabilität und Temperaturveränderungen im Burgenland .....</b>	<b>18</b>
6.1 Methodik.....	18
6.1.1 Statistische Maße .....	18
6.1.2 Meteorologische Kenntage .....	19
6.2 Zeitliche Entwicklung der Temperatur.....	19
<b>7 Entwicklung der Ammoniakemissionen und Abhängigkeit von der Temperatur .....</b>	<b>25</b>
7.1 Jährliche Ammoniakemissionen in Österreich seit 1990.....	25
7.2 Ammoniakquellen in der Landwirtschaft .....	27
7.2.1 Ammoniakemissionen aus Stallungen und Güllelagern .....	29
7.2.2 Ausbringung von Gülle.....	32
7.2.3 Ausbringung von Mineraldünger.....	33
7.2.4 Weidende Rinder.....	34
7.3 Einfluss von Witterung und Klima.....	34
7.3.1 Auswirkungen der meteorologischen Bedingungen auf Ammoniakemissionen .....	34
7.3.2 Auswirkungen des Klimas auf Ammoniakemissionen .....	35
<b>8 Zusammenfassung .....</b>	<b>38</b>
<b>9 Danksagung .....</b>	<b>40</b>
<b>10 Literatur und Quellen.....</b>	<b>41</b>



## 1 Einleitung

Die ZAMG hat im Jänner 2019 gemeinsam mit der Veterinärmedizinischen Universität Wien beim Klima- und Energiefonds einen Projektantrag zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels auf landwirtschaftliche Ammoniakemissionen, Feinstaubbildung und die damit in Verbindung stehende Luftqualität eingereicht. Da die Gutachter den Einfluss der mittleren Temperaturerhöhung um etwa 1 °C über 40 Jahre in Mitteleuropa als nicht relevant für die postulierte Zunahme der Ammoniakemissionen einschätzten, wurde das Projekt NH3-PM-AQ in dieser Ausschreibung als nicht förderungswürdig eingestuft.

Es wurde jedoch die Durchführung einer Vorstudie empfohlen, um die Variabilität der entscheidenden meteorologischen Parameter sowie deren Trends in den meteorologischen Eingangsdaten (der neuesten Version der Reanalysen des europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage, ERA5) besser abzuschätzen und um zu untersuchen, ob mit einer relevanten Änderung der Ammoniakemissionen und der Feinstaubbildung zu rechnen ist.

Diese Vorstudie wurde durch das Amt der Burgenländischen Landesregierung finanziert. Dieser vorliegende Bericht fasst die Ergebnisse zusammen, aufgrund deren im Jänner 2020 ein neuerlicher Projektantrag beim Klima- und Energiefonds eingereicht werden wird.

## 2 Grundlagen

Unter Feinstaub versteht man komplexe Gemische fester und flüssiger Partikel, welche in der Atmosphäre vorkommen. Diese Aerosole sind zwischen einigen zehn Nanometern (ultrafeine Partikel) und einigen zehn Mikrometern (grobe Partikel) groß. Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 2,5 µm bzw. 10,0 µm werden als PM<sub>2,5</sub> bzw. PM<sub>10</sub> bezeichnet und unter dem Begriff „Feinstaub“ oder „feine Partikel“ zusammengefasst. PM steht dabei für „particulate matter“. Aufgrund ihrer gesundheitsschädigenden Wirkung und den europaweit verbindlichen Grenzwerten ist es wichtig, die Konzentration von Feinstaub zu überwachen und bei zu hohen gemessenen Konzentrationen effiziente Maßnahmen zur Reduktion zu setzen.

Feinstaub wird durch natürliche oder anthropogene Quellen freigesetzt (primäre Aerosole), kann aber auch durch Umwandlung von Gasen zu Partikeln entstehen (sekundäre Aerosole).

PM<sub>2.5</sub> beispielsweise wird hauptsächlich durch sekundäre Aerosole gebildet (Seinfeld und Pandis, 1998).

Umwandlungen von Gasen zu Partikeln treten in Folge von physikalischen und/oder chemischen Prozessen auf. Ammoniak (NH<sub>3</sub>) spielt bei chemischen Prozessen eine wichtige Rolle. So reagiert Ammoniak mit Schwefelsäure (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) zu Ammoniumsulfat ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) oder Ammoniumhydrogensulfat (NH<sub>4</sub>HSO<sub>4</sub>), mit Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) zu Ammoniumnitrat (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) und mit Salzsäure (HCl) zu Ammoniumchlorid (NH<sub>4</sub>Cl) (Baek et al., 2004). In den ländlichen Regionen Österreichs zählen Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat zu den wichtigsten sekundären anorganischen Aerosolen (SAA), welche zwischen 30 % und 45 % der gesamten PM<sub>10</sub> bzw. PM<sub>2.5</sub> Belastung ausmachen können (Buxbaum et al., 2014). Erste Untersuchungen zur Bildung sekundärer Aerosole durch Ammoniak in Österreich wurden von Spangl et al. (2006), Buxbaum et al. (2014), Lackner et al. (2014), Uhrner et al. (2014) und Anderl et al. (2016) durchgeführt.

Die Bildung sekundärer Aerosole durch chemische Reaktionen und damit auch die genaue Feinstaubzusammensetzung hängen von der Temperatur, der relativen Feuchte und der Gaszusammensetzung der Atmosphäre ab. So konnte beispielsweise gezeigt werden, dass bei einer relativen Feuchte von 30 % und einer Temperatur von 15 °C bei einer sehr geringen Ammoniakkonzentration (<1,8 µg/m<sup>3</sup>) die Aerosole primär aus Wasser und Schwefelsäure bestehen. Erst bei höheren Ammoniakkonzentrationen werden Ammoniumhydrogensulfat- oder Ammoniumsulfat-Aerosole gebildet (Seinfeld und Pandis, 1998).

Ammoniumnitrat wird nur in Regionen mit gleichzeitig hoher Ammoniak- und hoher Salpetersäurekonzentration, aber geringer Schwefelkonzentration gebildet (Seinfeld und Pandis, 1998). Gibt es ausreichend viel Ammoniak in der Atmosphäre, wird zuerst Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat neutralisiert. Übriggebliebenes Ammoniak kann dann mit Salpetersäure reagieren, um Ammoniumnitrat-Aerosole zu bilden. Durch die Reversibilität dieser Reaktion kann Ammoniak auch wieder freigesetzt werden und andere Reaktionen eingehen (Seinfeld und Pandis, 1998).

Ammoniak spielt also bei der Bildung sekundärer Aerosole eine wesentliche Rolle. Ein Großteil der Ammoniakemissionen (über 90 %) wird in Österreich in der Landwirtschaft freigesetzt (Krüger, 2013; Haider et al., 2018; Titz et al., 2018, siehe auch Kapitel 7). Emissionen durch Verbrennung sowie durch Abfall- und Abwasseraufbereitung sind in Gesamtösterreich deutlich

geringer als in der Landwirtschaft (Haider et al., 2018) und damit für diese Studie vernachlässigbar.

Da bei höheren Temperaturen mehr landwirtschaftliches Ammoniak freigesetzt wird (Sutton et al., 2013, siehe auch Kapitel 7), ist eine Untersuchung, wie sich der Klimawandel auf die Ammoniakemissionen, die Feinstaubbildung und damit auf die Luftqualität auswirken wird, dringend indiziert. Mehr Wissen und besseres Verständnis darüber zu gewinnen sowie effiziente Maßnahmen gegen die vermehrte Feinstaubbildung zu entwickeln, sind Ziele des NH<sub>3</sub>-PM-AQ Projektes, welches beim Austrian Climate Research Program (ACRP) im Jänner 2020 eingereicht werden soll.

Für die Modellierung zeitlich variierender Ammoniakemissionen sowie für die Modellierung der Umwandlung von Ammoniak zu Feinstaub und der daraus resultierenden Luftqualität werden Eingangsdaten verschiedener meteorologischer Parameter mit hoher Qualität benötigt. Um die Unsicherheiten der Klimazukunft zu minimieren, sollen im Rahmen des NH<sub>3</sub>-PM-AQ Projektes Daten der letzten 40 Jahre verwendet werden.

Es gibt nur wenige Datenquellen, die alle für die Modellierung notwendigen meteorologischen Parameter liefern (unter anderem werden Temperatur, Druck, Wind, Feuchte, Dicke der Schneedecke benötigt). Seit kurzem steht ein entsprechender Datensatz der neuesten Version der Reanalysen des europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage (ERA5, steht für ECMWF Reanalysis 5th Generation) zur Verfügung.

Die bis dato noch unbekannte Qualität der ERA5 Daten soll für das Burgenland in dieser Vorstudie untersucht werden. Damit soll herausgefunden werden, ob die Qualität von ERA5 ausreichend hoch ist, um die Modellierung der zeitlich variierenden Ammoniakemissionen sowie die sich daran anschließende Modellierung der Luftqualität gewährleisten zu können.

Da für die Freisetzung von Ammoniak und auch für die Bildung sekundärer Aerosole durch Ammoniak die Höhe der Lufttemperatur entscheidend ist, wird in dieser Studie die Lufttemperatur der ERA5 Daten in 2 m Höhe mit gegitterten Klimadatensätzen validiert. Weiters wird untersucht, wie gut die ERA5 2 m Temperatur jährliche Schwankungen und klimatologische Trends im Burgenland abbildet und wie groß der zu erwartende Effekt auf Ammoniakemissionen und Feinstaubbildung sein wird. Hauptaugenmerk wird auf die Ausbringungsperiode von Ammoniak in der Landwirtschaft, also auf den Zeitraum von März bis Oktober gelegt.

### 3 Datengrundlage

ERA5 Daten stehen derzeit ab 1979 zur Verfügung. Der Datensatz wird mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 2 bis 3 Monaten kontinuierlich verlängert und liegt gegenwärtig bis Juli 2019 (Stand: 16.10.2019) vor.

Der hochaufgelöste Modelllauf hat eine horizontale Auflösung von  $0,28125^\circ$  (etwa 31 km am Äquator, etwa  $21 \text{ km} \times 31 \text{ km}$  in Österreich). Vertikal werden die Daten auf 137 Modellflächen von der Erdoberfläche bis 0,01 hPa (etwa 80 km Höhe) zur Verfügung gestellt.

Analysen meteorologischer Parameter werden mithilfe eines variationellen Verfahrens (4D-Var) für 6 Uhr und 18 Uhr UTC erstellt. Bei der Datenassimilation gehen Beobachtungsdaten von 21 UTC bis 9 UTC für die 6 Uhr Analyse und von 9 UTC bis 21 UTC für die 18 Uhr Analyse ein. Neben den Analysen werden auch kurzfristige stündliche Vorhersagen (bis maximal 18 Stunden in die Zukunft) erstellt.

Für dieses Projekt wurden meteorologische Analysen für 6 UTC und 18 UTC sowie 6 Stunden Vorhersagen für 0 UTC und 12 UTC verwendet. Pro Tag standen damit Daten zu vier verschiedenen Zeitpunkten zur Verfügung.

Die 2 m Lufttemperatur wurde für diese vier Zeitpunkte für jeden Tag von Anfang 1979 bis Ende 2018 mit einer horizontalen Auflösung von  $0,05^\circ \times 0,05^\circ$  (etwa  $5,5 \text{ km}$  am Äquator, etwa  $3,8 \text{ km} \times 5,5 \text{ km}$  in Österreich) heruntergeladen und analysiert. Die räumliche Interpolation der Daten von der ursprünglichen  $0,28125^\circ \times 0,28125^\circ$  Auflösung wurde mittels bi-linearer Interpolation durchgeführt. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist es wichtig, dass die intrinsische horizontale Auflösung des Datensatzes gröber ist und die Daten benachbarter Gitterpunkte stark korrelieren.

Weitere Informationen zum ERA5 Datensatz findet man unter <https://www.ecmwf.int/en/forecasts/datasets/reanalysis-datasets/era5>.



## 4 Regionale Betrachtungen

Nicht in allen Regionen des Burgenlands wird gleich viel Ammoniak freigesetzt. Dies ist in Abbildung 1 zu sehen, welche die jährlichen Ammoniakemissionen, basierend auf Informationen des burgenländischen Emissionskatasters auf einem regelmäßigen 4 km × 4 km Gitter darstellt. Im Vergleich zu anderen Bundesländern Österreichs sind die Ammoniakemissionen sehr gering. Die höchsten Emissionen findet man an einzelnen Standorten im Mittel- und Nordburgenland. Nur wenig Ammoniak wird im Südburgenland freigesetzt. Da die regionalen Unterschiede nicht relevant erscheinen, wenn es um den Zusammenhang zwischen sich zeitlich ändernden Ammoniakemissionen, der Bildung sekundärer Feinstaub aerosole und den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen geht, wurde auf eine separate Analyse der Temperaturentwicklung der letzten 40 Jahre in verschiedene Regionen des Burgenlands verzichtet. Im Folgenden wird die ERA5 2 m Temperatur also für das ganze Burgenland analysiert.



Abbildung 1: Jährliche Ammoniakemissionen (in  $\text{t a}^{-1}$ ) im Burgenland pro 4 km × 4 km Gitterzelle.

## 5 Plausibilität der ERA5 2 m Temperatur: Vergleich zu HISTALP und SPARTACUS

### 5.1 HISTALP und SPARTACUS Datensätze

Zur Validierung der ERA5 2 m Temperatur wurden folgende gegitterte Referenzdatensätze verwendet:

- HISTALP (HISTorical instrumental climatological surface time series of the greater ALPine region): Der homogenisierte Datensatz, welcher die Temperatur und weitere meteorologische Parameter umfasst, liegt für den Großalpenraum (4 °E bis 19 °E, 43 °N bis 49 °N) auf einem regelmäßigen 5 Minuten × 5 Minuten Gitter (in Österreich etwa 6 km × 9 km) vor (Auer et al., 2007; Chimani et al., 2012). Monatsmittel der Temperatur reichen bis 1780 zurück, die Zeitreihe endet derzeit im Jahr 2014. Für den Vergleich mit ERA5 wurden die Daten von 1979 bis 2014 verwendet.

Die Daten können unter [http://www.zamg.ac.at/histalp/dataset/grid/five\\_min.php](http://www.zamg.ac.at/histalp/dataset/grid/five_min.php) frei heruntergeladen werden.

- SPARTACUS: Der gegitterte Beobachtungsdatensatz beschreibt die räumliche Verteilung der täglichen Lufttemperatur (dargestellt durch Minimum- und Maximumtemperatur) und der Niederschlagssumme in Österreich mit einer räumlichen Auflösung von 1 km × 1 km (Hiebl und Frei, 2016). Die Zeitreihe reicht bis 1961 zurück und wird kontinuierlich verlängert. Für den Vergleich mit ERA5 wurden die Daten von 1979 bis 2018 verwendet. Für die Berechnung der Tagesmitteltemperatur der SPARTACUS Daten wurden Maximum- und Minimumtemperatur arithmetisch gemittelt.

Mehr Information über den SPARTACUS Datensatz findet man unter <https://www.zamg.ac.at/cms/de/forschung/klima/klimatografien/spartacus>

Für den Vergleich wurden alle Datensätze auf das 5 Minuten × 5 Minuten HISTALP-Gitter interpoliert. Monatsmittel der SPARTACUS und ERA5 Daten wurden durch arithmetische Mittelbildung der Tagesmittel bzw. der Daten aller vier vorhandenen Zeitschichten eines jeden Tages berechnet.

## 5.2 Langjähriges Mittel von ERA5, SPARTACUS und HISTALP

Abbildung 2 zeigt die mittlere ERA5 Temperatur von 1979 bis 2018 sowie die Differenzen zu HISTALP und SPARTACUS. Aufgrund der Verfügbarkeit der HISTALP Daten wurden für diesen Vergleich nur Daten von 1979 bis 2014 herangezogen.

In großen Teilen des Burgenlands liegen die Temperaturen von ERA5 über denen von HISTALP (positive Temperaturdifferenz). Im Gegensatz dazu ist diese Differenz gegenüber SPARTACUS tendenziell negativ (ERA5 Temperaturen sind geringer als jene von SPARTACUS). Im Mittel stimmen ERA5 Temperaturen im Burgenland jedoch bis auf  $\pm 1,0$  °C mit beiden Vergleichsdatensätzen überein.

## 5.3 Zeitliche Variabilität von ERA5, SPARTACUS und HISTALP

Um die Plausibilität der zeitlichen Variabilität der ERA5 Daten im Burgenland besser abschätzen zu können, zeigt Abbildung 3 die Monatsmitteltemperaturen von ERA5, HISTALP und SPARTACUS von 1979 bis 2014 (bzw. 2018). Die sehr hohen Korrelationen der Zeitreihen sprechen für die ausgezeichnete Übereinstimmung der Datensätze und für die Plausibilität der zeitlichen Variabilität der ERA5 Daten. Wiederum manifestieren sich eine positive Differenz zwischen ERA5 und HISTALP von 0,2 °C und eine negative Differenz zwischen ERA5 und SPARTACUS von 0,3 °C. Die mittlere Temperatur von ERA5 im Burgenland hat von 2014 bis 2018 um 0,1 °C zugenommen.

Im Vergleich zum absoluten mittleren Fehler der SPARTACUS Daten an österreichischen Stationen von 2003 bis 2012 (1,14 °C für die Minimumtemperatur und 0,98 °C für die Maximumtemperatur, Hiebl und Frei, 2016) sind die Differenzen der verschiedenen Datensätze sehr gering.

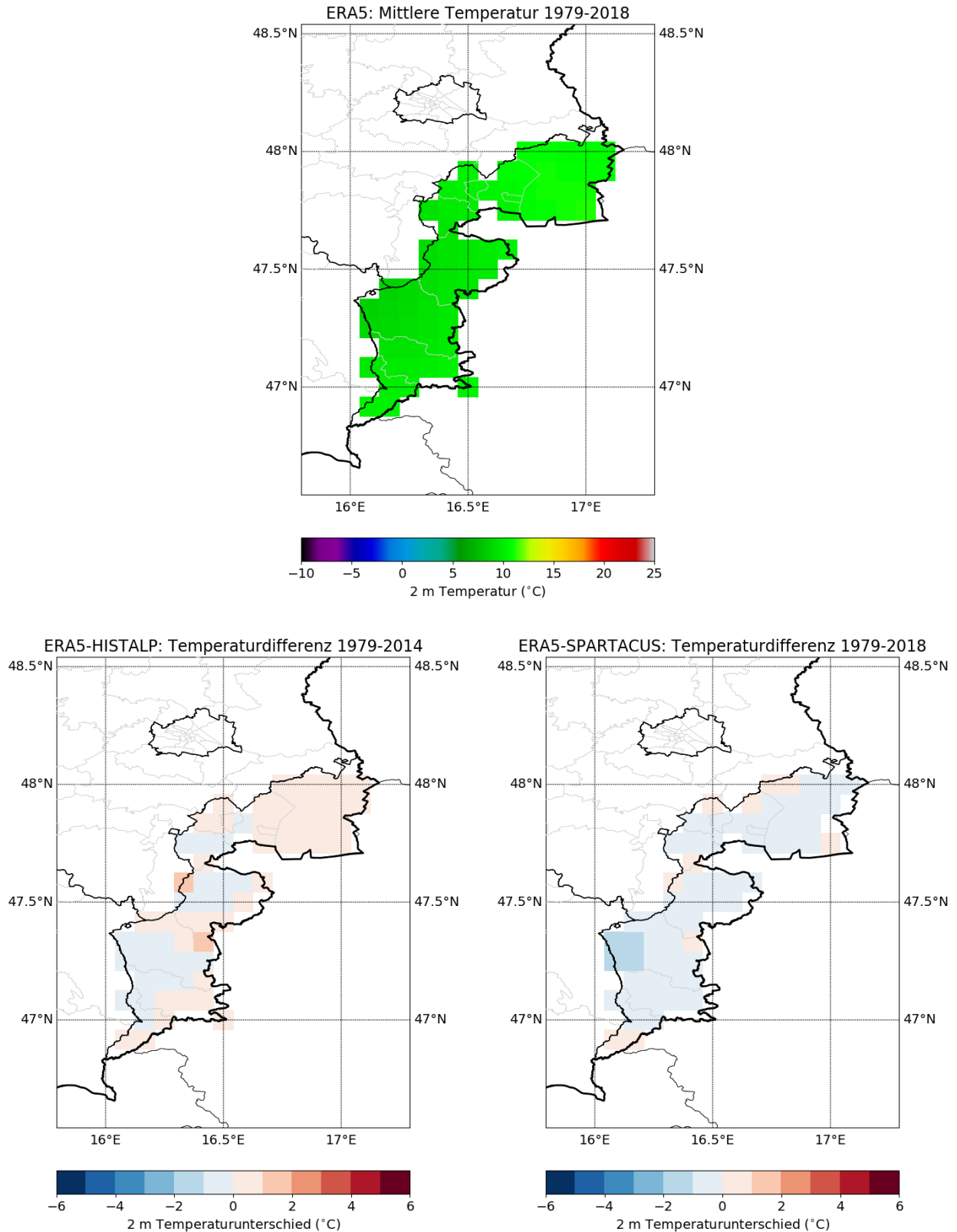


Abbildung 2: Mittlere Temperatur der ERA5 Daten von 1979 bis 2018 (oben) sowie Temperaturdifferenzen zu HISTALP (unten links) und SPARTACUS (unten rechts).

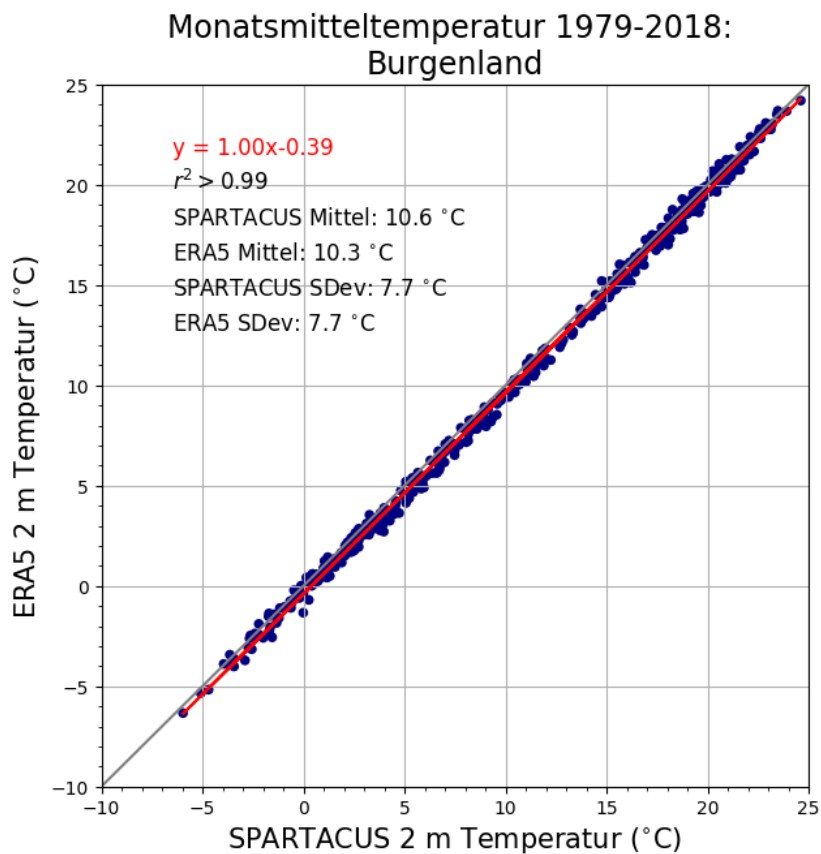
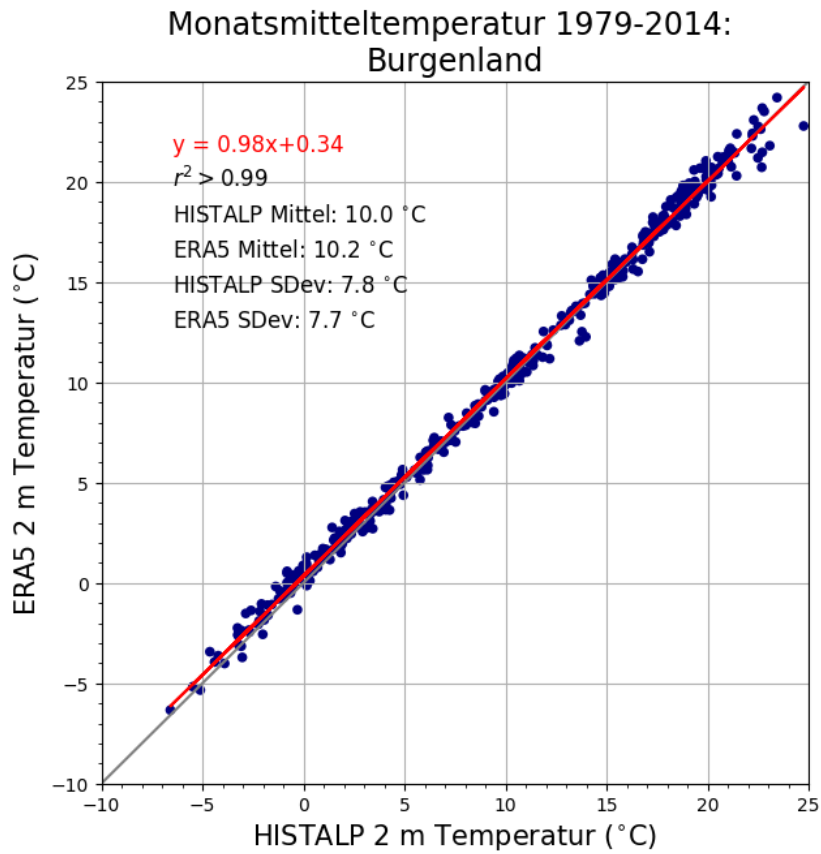


Abbildung 3: Monatsmitteltemperaturen im Burgenland von HISTALP und ERA5 (oben) und SPARTACUS und ERA5 (unten).

Abbildung 4 zeigt die Differenzen der Monatsmitteltemperaturen im Burgenland, welche zwischen ERA5 und HISTALP sowie zwischen ERA5 und SPARTACUS in allen Monaten über alle Jahre auftreten.

Die mittleren Monatstemperaturen unterscheiden sich in allen Monaten um weniger als 2 °C. Während sich in nahezu allen Monaten eine negative Differenz zwischen ERA5 und SPARTACUS manifestiert, sind die Unterschiede zwischen ERA5 und HISTALP tendenziell um Null zentriert. Deutlich ist die saisonale Abhängigkeit der Temperaturdifferenz zwischen ERA5 und SPARTACUS zu erkennen. Die negative ERA5–SPARTACUS Temperaturdifferenz ist in den Frühlings- und Herbstmonaten (März und September) am größten.

In den Frühlings-, Sommer- und Herbstmonaten zeigt sich eine sich langfristig ändernde Temperaturdifferenz. Besonders stark ist dies gegenüber SPARTACUS von Mai bis August zu sehen, wenn die Differenz zu Beginn der Zeitperiode (in blau geplottet) positiv und gegen Ende der Zeitperiode (rot) negativ ist. Ein ähnliches Verhalten sieht man auch in den Temperaturdifferenzen zwischen ERA5 und HISTALP. Besonders auffallend sind beim Vergleich dieser Daten die Monate Juli und August, die gegen Ende der untersuchten Zeitperiode in HISTALP deutlich wärmer waren als in ERA5.

Die mittleren monatlichen Temperaturdifferenzen der Datensätze sind in Tabelle 1 aufgelistet. Deutlich sieht man, dass die negative ERA5–SPARTACUS Differenz (d.h. ERA5 Temperatur ist geringer als jene von SPARTACUS) in allen Monaten auftritt und unabhängig von der betrachteten Zeitperiode (1979 bis 2014 bzw. 1979 bis 2018) ist. Die Differenz beträgt zwischen  $-0,1$  °C im Juni und  $-0,7$  °C (bzw.  $-0,8$  °C) im März. Im Gegensatz dazu ist die ERA5–HISTALP Temperaturdifferenz nur von März bis Juni negativ (Maximum  $-0,3$  °C im April) und von Juli bis Februar positiv (ERA5 Temperatur ist höher als jene von HISTALP, Maximum  $+0,6$  °C im Jänner). Von Februar bis Oktober sind die Unterschiede zwischen ERA5 und HISTALP geringer als jene zu SPARTACUS. Allgemein kann gesagt werden, dass die mittleren monatlichen Temperaturdifferenzen der verschiedenen betrachteten Datensätze gering sind.

Tabelle 2 stellt die Differenzen der linearen Temperaturtrends der verschiedenen Datensätze im Burgenland dar. Eine positive Differenz bedeutet einen größeren linearen Trend der ERA5 Daten, eine negative Differenz tritt bei einem geringeren Trend der ERA5 Daten, verglichen mit dem jeweiligen Referenzdatensatz, auf. In den Frühlings-, Sommer- und Herbstmonaten (Ausnahme: November) findet man größere Temperaturtrends in HISTALP und SPARTACUS

Daten als in ERA5. In den Sommermonaten ist der 40-jährige lineare Trend der HISTALP Daten um über 1 °C höher als jener der ERA5 Daten. Im August beträgt der Unterschied sogar 1,8 °C. Das bedeutet, dass die Temperaturtrends von ERA5 Daten während der höchsten Ammoniakemission in den Monaten März bis Oktober (Ausbringung von Wirtschaftsdünger und Kunstdünger während der Wachstumsphasen, siehe Kapitel 6) eine konservative Abschätzung des tatsächlichen Trends darstellen und die Auswirkungen der Temperaturveränderungen auf die Ammoniakemissionen und Feinstaubbildung, abgeschätzt unter Verwendung der ERA5 Daten, in Wirklichkeit größer sein dürften.

Um die Auswirkungen des Klimawandels auf landwirtschaftliche Ammoniakemissionen, die Umwandlung von Ammoniak zu Feinstaub und die daraus resultierende Luftqualität detailliert zu modellieren und zu untersuchen, werden im Rahmen des NH<sub>3</sub>-PM-AQ Projektes Eingangsdaten verschiedener meteorologischer Parameter von ERA5 herangezogen. Die Qualität der ERA5 Temperatur ist, wie in diesem Kapitel gezeigt wurde, hoch und erlaubt eine realistische Quantifizierung der Temperaturvariabilität und Temperaturveränderungen im Burgenland der letzten 40 Jahre. Diese Ergebnisse, dargestellt in Kapitel 6, werden in weiterer Folge für eine erste Abschätzung der Auswirkungen der Temperaturentwicklung auf die Ammoniakemissionen (Kapitel 7) verwendet.

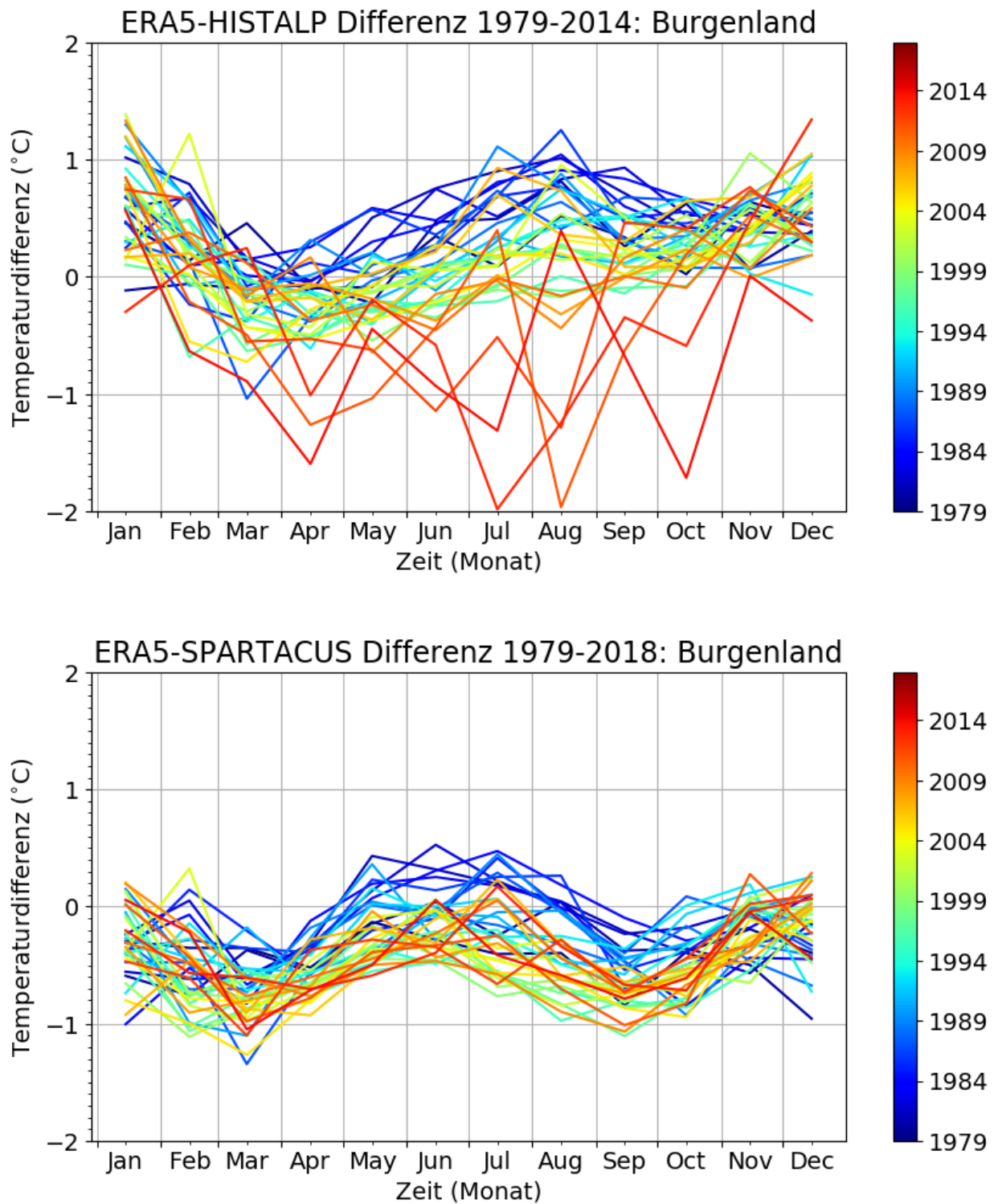


Abbildung 4: Temperaturdifferenzen der Monatsmitteltemperaturen zwischen ERA5 und HISTALP (oben) sowie zwischen ERA5 und SPARTACUS (unten) im Burgenland als Funktion des Monats für alle Jahre von 1979 bis 2014 (HISTALP) bzw. 2018 (SPARTACUS).



Tabelle 1: Monatsmittelwerte der ERA5 2 m Temperatur im Burgenland von 1979 bis 2014 sowie Temperaturdifferenzen zu HISTALP und SPARTACUS. Die Unterschiede der Differenzen zwischen ERA5 und SPARTACUS von 1979 bis 2018 und von 1979 bis 2014 ergeben sich aufgrund einer anderen Mitteltemperatur der beiden Zeiträume.

Monat	$T_{\text{ERA}}$ (1979–2014)	ERA5–HISTALP (1979–2014)	ERA5–SPARTACUS (1979–2014)	ERA5–SPARTACUS (1979–2018)
Jänner	–0,5 °C	+0,6 °C	–0,3 °C	–0,3 °C
Februar	+0,9 °C	+0,2 °C	–0,5 °C	–0,5 °C
März	+5,2 °C	–0,2 °C	–0,7 °C	–0,8 °C
April	+10,2 °C	–0,3 °C	–0,6 °C	–0,6 °C
Mai	+15,3 °C	–0,1 °C	–0,2 °C	–0,2 °C
Juni	+18,6 °C	–0,0 °C	–0,1 °C	–0,1 °C
Juli	+20,6 °C	+0,2 °C	–0,2 °C	–0,2 °C
August	+20,1 °C	+0,3 °C	–0,4 °C	–0,4 °C
September	+15,5 °C	+0,2 °C	–0,6 °C	–0,6 °C
Oktober	+10,3 °C	+0,2 °C	–0,5 °C	–0,5 °C
November	+4,9 °C	+0,4 °C	–0,2 °C	–0,2 °C
Dezember	+0,8 °C	+0,5 °C	–0,2 °C	–0,2 °C

Tabelle 2: 40-jähriger linearer Trend der ERA5 Daten im Burgenland sowie Differenzen dieses Trends relativ zu HISTALP und SPARTACUS. Die letzte Spalte gibt die Differenz des 40-jährigen Trends zwischen ERA5 und SPARTACUS Daten von 1979 bis 2018 an. Die Unterschiede der Differenzen zwischen ERA5 und SPARTACUS von 1979 bis 2018 und von 1979 bis 2014 ergeben sich aufgrund einer anderen Mitteltemperatur der beiden Zeiträume.

Monat	$T_{\text{ERA Trend}}$ (1979–2014)	ERA5–HISTALP (1979–2014)	ERA5–SPARTACUS (1979–2014)	ERA5–SPARTACUS (1979–2018)
Jänner	+3,2 °C	+0,0 °C	+0,3 °C	+0,3 °C
Februar	+1,9 °C	–0,3 °C	–0,2 °C	–0,2 °C
März	+1,1 °C	–0,4 °C	–0,5 °C	–0,4 °C
April	+3,4 °C	–0,9 °C	–0,4 °C	–0,3 °C
Mai	+1,4 °C	–0,8 °C	–0,6 °C	–0,5 °C
Juni	+2,1 °C	–1,2 °C	–0,5 °C	–0,3 °C
Juli	+2,2 °C	–1,4 °C	–0,6 °C	–0,4 °C
August	+0,9 °C	–1,8 °C	–0,8 °C	–0,5 °C
September	–0,3 °C	–0,9 °C	–0,5 °C	–0,4 °C
Oktober	+0,7 °C	–0,8 °C	–0,4 °C	–0,4 °C
November	+3,6 °C	–0,0 °C	+0,1 °C	+0,0 °C
Dezember	+0,5 °C	+0,0 °C	+0,5 °C	+0,3 °C

## 6 Temperaturvariabilität und Temperaturveränderungen im Burgenland

### 6.1 Methodik

#### 6.1.1 Statistische Maße

Um die Temperaturvariabilität und Temperaturentwicklung im Burgenland zu untersuchen, wurden ERA5 Daten von 0 UTC, 6 UTC, 12 UTC und 18 UTC eines jeden Tages von 1979 bis 2018 auf der  $0,05^\circ \times 0,05^\circ$  Auflösung verwendet (siehe Kapitel 3). Folgende statistische Maße wurden für jeden Monat berechnet:

- Median: mittlerer Wert des geordneten Datensatzes (eine Hälfte der Werte liegt darunter, eine darüber);
- arithmetisches Mittel: Mittelwert des Datensatzes;
- Interquartilsabstand (interquartile range, IQR): Bereich, in dem all jene Daten eines geordneten Datensatzes liegen, die größer als das unterste Viertel (unteres Quartil, Q1) und kleiner als das oberste Viertel (oberes Quartil, Q3) sind. Im IQR befinden sich also die mittleren 50 % der Daten. Das obere und untere Quartil wird auch 25er und 75er Perzentil genannt;
- Obere Schwelle für Ausreißer (Maximum):  $Q3 + 1,5 \cdot IQR$ ;
- Untere Schwelle für Ausreißer (Minimum):  $Q1 - 1,5 \cdot IQR$ ;
- Ausreißer: Daten, die außerhalb der beiden Schwellen liegen. Für normalverteilte Daten werden etwa 0,7 % aller Daten als Ausreißer quantifiziert.

Für den Median, das arithmetische Mittel, Maximum und Minimum wurden zusätzlich lineare Trends sowie die Signifikanz der Trends mit Hilfe des Trend-Rausch-Verhältnisses berechnet. Dabei wurde der lineare Trend über 40 Jahre durch die Standardabweichung der Zeitreihe dividiert und dadurch zur Gesamtvariabilität der Zeitreihe in Beziehung gesetzt. Bei normalverteilten Daten ist ein Trend mit einem Trend-Rausch-Verhältnis von 1,645/1,960/2,576 signifikant auf einem Signifikanzniveau von 90%/95%/99% (Irrtumswahrscheinlichkeit = 0,10/0,05/0,01).

In dieser Studie wurden folgende Signifikanzkriterien gewählt:

- nicht signifikant: Trend-Rausch-Verhältnis  $\leq 1,645$

- schwach signifikant:  $1,645 < \text{Trend-Rausch-Verhältnis} \leq 1,960$
- signifikant:  $1,960 < \text{Trend-Rausch-Verhältnis} \leq 2,576$
- stark signifikant:  $2,576 < \text{Trend-Rausch-Verhältnis}$

### 6.1.2 Meteorologische Kenntage

Um nicht nur die langfristige Temperaturvariabilität und Temperaturentwicklung, sondern auch die Häufigkeit des Auftretens gewisser meteorologischer Kenntage zu analysieren, wurde die Anzahl der Eistage, Sommertage, Tropentage und Tropennächte herangezogen. Diese dienen der Charakterisierung des Klimas. Die Anzahl der Sommertage, Tropentage, und Tropennächte gibt Auskunft über Hitzewellen im betrachteten Gebiet. Die Anzahl der Eistage gibt Information über die Strenge des Winters.

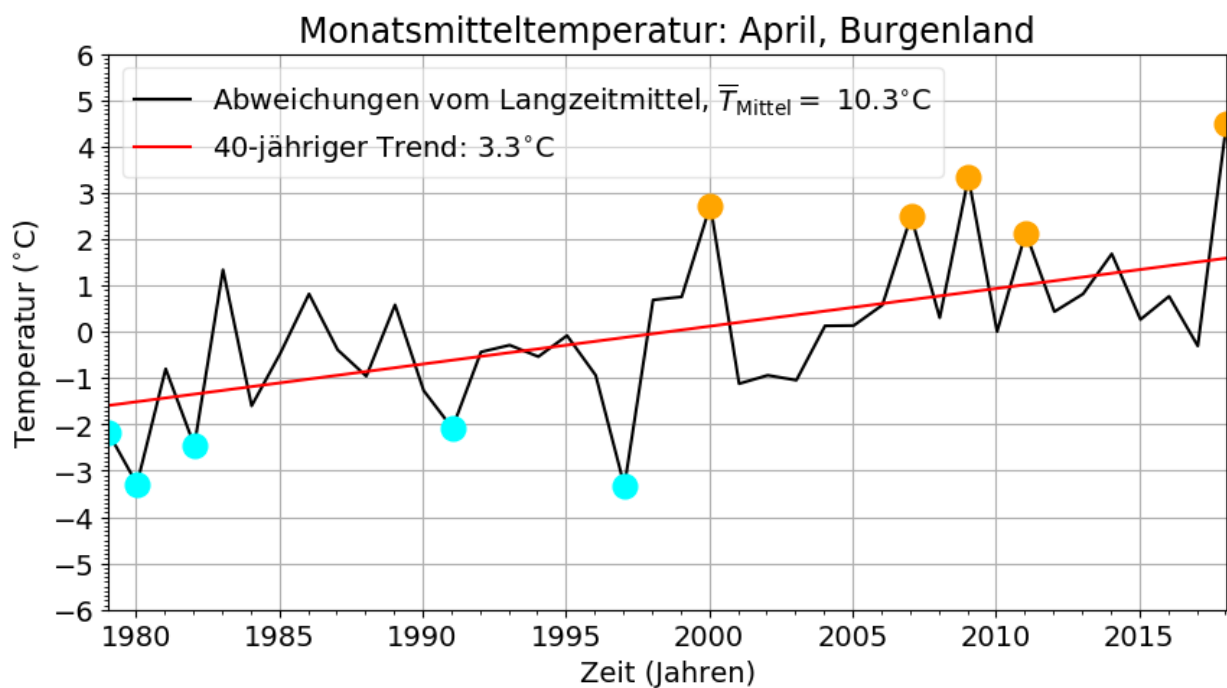
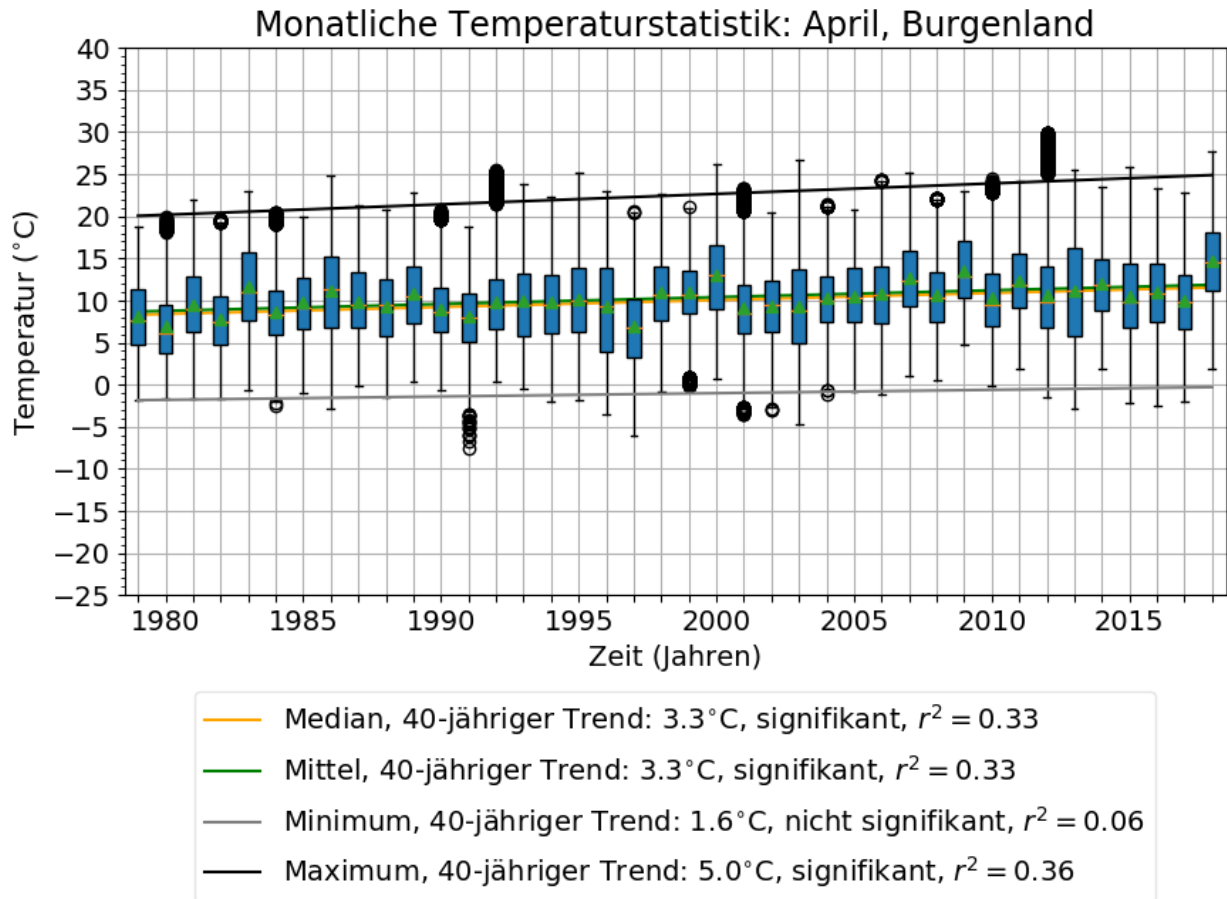
Folgende Schwellenwerte gelten für diese meteorologischen Kenntage:

- Eistag:  $T_{\max} < 0 \text{ °C}$  an mindestens einem Gitterpunkt in der betrachteten Region
- Sommertag:  $T_{\max} > 25 \text{ °C}$  an mindestens einem Gitterpunkt in der betrachteten Region
- Tropentag:  $T_{\max} > 30 \text{ °C}$  an mindestens einem Gitterpunkt in der betrachteten Region
- Tropennacht:  $T_{\min} > 20 \text{ °C}$  an mindestens einem Gitterpunkt in der betrachteten Region

## 6.2 Zeitliche Entwicklung der Temperatur

Abbildung 5 zeigt die zeitliche Entwicklung der Monatsmitteltemperatur sowie ihren linearen Trend für verschiedene statistische Parameter für den Monat April. Zur besseren Veranschaulichung zeigt die untere Graphik in Abbildung 5 ausschließlich die Temperaturentwicklung des arithmetischen Mittels, dessen Trend sowie die fünf kältesten und fünf wärmsten Jahre.

Der statistisch signifikante Trend (95 % signifikant) der 2 m Temperatur im April beträgt etwa  $3,3 \text{ °C}$  (arithmetisches Mittel). Während die Maximumtemperatur einen deutlich höheren Trend aufweist ( $5,0 \text{ °C}$ , statistisch signifikant), beträgt jener der Minimumtemperatur nur  $1,6 \text{ °C}$  und ist nicht signifikant. Die zeitliche Entwicklung des arithmetischen Mittels (untere Graphik in Abbildung 5) zeigt, dass die fünf kältesten Jahre in der ersten Hälfte des Datensatzes zu finden sind (1979, 1980, 1982, 1991 und 1997), die fünf wärmsten Jahre in der zweiten Hälfte der Zeitreihe (2000, 2007, 2009, 2011, 2018).



**Abbildung 5:** Zeitliche Entwicklung der Temperatur im Burgenland. Box-Whisker Plot der Temperaturen für April (oben) und lineare Trends der Monatsmitteltemperatur für April (unten). Die großen orangen Punkte in der unteren Abbildung zeigen die fünf wärmsten, die blauen Punkte die fünf kältesten Jahre an.

Tabelle 3: 40-jähriger linearer Trend des Medians, arithmetischen Mittels, Minimums und Maximums der Temperatur (in °C) im Burgenland in Abhängigkeit des Monats. Der Trend der gelb unterlegten Felder ist schwach signifikant, jener der orange unterlegten Felder signifikant.

Monat/Trend (°C)	Median	Mittel	Minimum	Maximum
Jänner	+2,8	+2,9	+3,7	+1,3
Februar	+1,9	+2,0	+1,6	+2,2
März	+1,1	+1,0	-0,7	+2,4
April	+3,3	+3,3	+1,6	+5,0
Mai	+1,3	+1,6	+1,5	+1,9
Juni	+2,6	+2,5	+1,4	+3,5
Juli	+2,4	+2,5	+1,6	+3,2
August	+1,6	+1,7	+1,7	+1,1
September	+0,3	+0,3	+0,6	+0,4
Oktober	+0,5	+0,9	+2,2	-0,4
November	+3,7	+3,4	+2,2	+4,3
Dezember	+1,0	+1,1	+1,5	+1,2

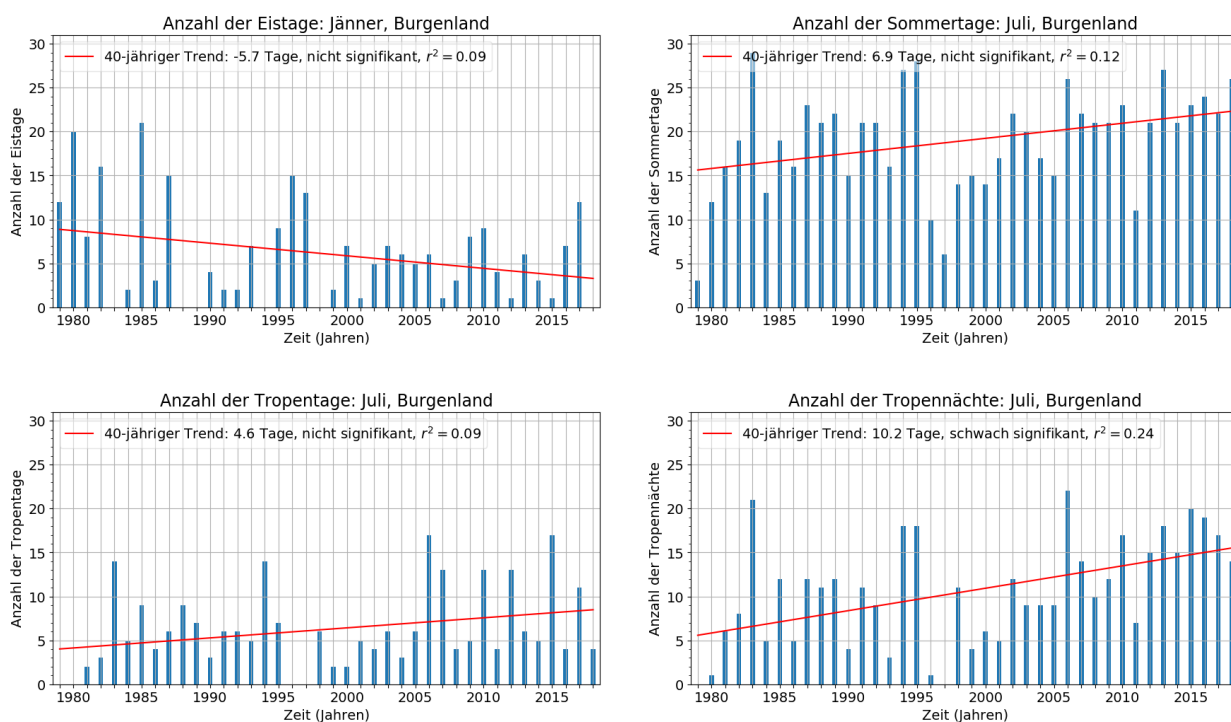


Abbildung 6: Anzahl der Eistage im Jänner (links oben) sowie Anzahl der Sommertage, Tropentage und Tropennächte im Juli von 1979 bis 2018 im Burgenland sowie der lineare Trend und das Signifikanzniveau.

Die 40-jährigen linearen Trends des Medians, arithmetischen Mittels, Minimums und Maximums aller Monate sind in Tabelle 3 dargestellt. Während nahezu alle Trends (mit Ausnahme der Trends der Minimumtemperatur im März und der Maximumtemperatur im Oktober) positiv sind (d.h. höhere Temperaturen gegen Ende der Zeitreihe), findet man statistisch signifikante Trends nur im April, Juni, Juli und November. In den anderen Monaten ist die Temperaturvariabilität so stark, dass keine statistisch signifikanten Ergebnisse gefunden werden.

Unterschiede der linearen Temperaturtrends im Median und im arithmetischen Mittel, welche durch eine große Anzahl an Ausreißern verursacht wird, sind im Mai, Oktober und November am höchsten, jedoch immer geringer als 0,5 °C. In den anderen Monaten stimmen die Trends im Median und im arithmetischen Mittel bis auf 0,1 °C überein.

Betrachtet man das arithmetische Mittel, so findet man die stärkste Zunahme der Temperatur im November (+3,4 °C in 40 Jahren), April (+3,3 °C in 40 Jahren) und Jänner (+2,9 °C in 40 Jahren). Im April und November beträgt die Zunahme der Maximumtemperatur sogar +5,0 °C in 40 Jahren bzw. +4,3 °C in 40 Jahren.

Unterschiede zu den Trends der ERA5 Daten, welche in Tabelle 2 angegeben sind, lassen sich durch die unterschiedliche zugrunde liegende horizontale Auflösung des ERA5 Datensatzes sowie durch den unterschiedlichen Berechnungszeitraum erklären. Während Trends, welche in Tabelle 2 angegeben sind, auf ERA5 Daten von 1979 bis 2014 auf dem 5 Minuten × 5 Minuten HISTALP Gitter beruhen, beruhen die in Tabelle 3 angegebenen Trends auf ERA5 Daten auf dem 0,05° × 0,05° Gitter von 1979 bis 2018.

Abbildung 6 zeigt den zeitlichen Verlauf der Anzahl der Eistage (für Jänner), Sommertage, Tropentage und Tropennächte (für Juli) im Burgenland. Deutlich sieht man die Abnahme der Eistage mit der Zeit sowie die Zunahme der Sommer- und Tropentage sowie der Tropennächte. Aufgrund der starken Variabilität ist nur die Zunahme der Tropennächte (+10,2 Tage von 1979 bis 2018) schwach statistisch signifikant. Für die anderen meteorologischen Kenntage konnten aufgrund der starken Variabilität der verschiedenen Jahre keine statistisch signifikanten linearen Trends gefunden werden. Ähnliche Ergebnisse findet man in SPARTACUS Daten, jedoch ist die Stärke und Signifikanz der Trends etwas anders als jene der ERA5 Daten, was auf den systematischen Unterschied zwischen ERA5 und SPARTACUS sowie auf die unterschiedliche intrinsische räumliche und zeitliche Auflösung der beiden Datensätze zurückzuführen ist.

Tabelle 4: Monatsmittelwerte der Temperatur von 1979 bis 2018 für alle Monate sowie die fünf kältesten und fünf wärmsten Jahre eines jeden Monats und deren mittleren Temperaturen im Burgenland.

Monat	Kälteste Jahre	Mittlere Temperatur	Wärmste Jahre	Mittlere Temperatur
<b>Jänner:</b> -0,5 °C	1985	-6,3 °C	2007	+4,0 °C
	1987	-5,2 °C	1994	+3,4 °C
	1980	-4,0 °C	2018	+3,2 °C
	1979	-4,0 °C	1983	+3,1 °C
	2017	-4,0 °C	2014	+2,6 °C
<b>Februar:</b> +1,0 °C	1986	-5,4 °C	2016	+5,2 °C
	1996	-3,7 °C	2007	+4,9 °C
	1991	-3,3 °C	2002	+4,9 °C
	2012	-2,7 °C	1998	+4,8 °C
	2005	-2,6 °C	1990	+4,8 °C
<b>März:</b> +5,2 °C	1987	-1,4 °C	2014	+8,4 °C
	1996	+1,3 °C	2017	+8,3 °C
	2005	+2,6 °C	1990	+8,1 °C
	1986	+2,6 °C	1994	+7,9 °C
	2013	+2,8 °C	2012	+7,9 °C
<b>April:</b> +10,3 °C	1997	+6,9 °C	2018	+14,8 °C
	1980	+7,0 °C	2009	+13,6 °C
	1982	+7,8 °C	2000	+13,0 °C
	1979	+8,1 °C	2007	+12,8 °C
	1991	+8,2 °C	2011	+12,4 °C
<b>Mai:</b> +15,3 °C	1991	+11,3 °C	2018	+17,8 °C
	1980	+11,7 °C	2003	+17,7 °C
	1987	+12,7 °C	1986	+17,4 °C
	2004	+13,2 °C	1993	+17,2 °C
	1984	+13,7 °C	2002	+17,1 °C
<b>Juni:</b> +18,7 °C	1985	+16,0 °C	2003	+22,2 °C
	1989	+16,5 °C	2017	+21,7 °C
	1995	+16,9 °C	2007	+20,8 °C
	1984	+17,1 °C	2002	+20,3 °C
	2001	+17,2 °C	2018	+20,2 °C
<b>Juli:</b> +20,7 °C	1979	+17,3 °C	2015	+23,5 °C
	1996	+18,0 °C	2006	+23,3 °C
	1980	+18,1 °C	1983	+22,9 °C
	2000	+18,6 °C	2013	+22,6 °C
	1984	+18,6 °C	1994	+22,6 °C
<b>August:</b> +20,1 °C	2006	+17,6 °C	1992	+24,0 °C
	1987	+17,7 °C	2003	+23,6 °C
	1979	+17,8 °C	2015	+22,9 °C
	2005	+18,0 °C	2018	+22,6 °C
	1996	+18,5 °C	2017	+22,1 °C

<b>September:</b> <b>+15,4 °C</b>	1996	+11,8 °C	1982	+18,1 °C
	2001	+13,3 °C	1987	+17,8 °C
	1990	+13,4 °C	2011	+17,7 °C
	2007	+13,5 °C	2016	+17,6 °C
	1995	+13,8 °C	1994	+17,2 °C
<b>Oktober:</b> <b>+10,2 °C</b>	2003	+7,5 °C	2001	+13,2 °C
	1997	+7,7 °C	2018	+12,5 °C
	2010	+7,9 °C	2000	+12,5 °C
	1994	+8,4 °C	2006	+12,4 °C
	1979	+8,4 °C	2014	+12,2 °C
<b>November:</b> <b>+4,9 °C</b>	1988	+0,7 °C	2014	+8,2 °C
	1993	+1,2 °C	2000	+8,1 °C
	1983	+2,0 °C	2002	+7,8 °C
	1985	+2,1 °C	2012	+7,1 °C
	1980	+2,1 °C	2015	+7,1 °C
<b>Dezember:</b> <b>+0,8 °C</b>	2001	-2,5 °C	1979	+3,4 °C
	1996	-2,5 °C	2015	+3,2 °C
	2010	-1,9 °C	2006	+3,0 °C
	1998	-1,6 °C	1985	+3,0 °C
	1991	-1,1 °C	2011	+2,7 °C

In Tabelle 4 sind die fünf kältesten und fünf wärmsten Jahre bezogen auf den jeweiligen Monat von 1979 bis 2018 sowie deren mittlere Temperaturen aufgelistet. Das zugrunde liegende statistische Maß ist das arithmetische Mittel der Temperatur im Burgenland.

Nicht in allen Monaten liegen die fünf kältesten Jahre in der ersten Beobachtungshälfte und die fünf wärmsten Jahre in der zweiten Beobachtungshälfte, wie man für April in Abbildung 5 gesehen hat, doch findet man die Mehrzahl der kältesten Jahre vor der Jahrtausendwende, die Mehrzahl der wärmsten Jahre nach der Jahrtausendwende.

Die Unterschiede zwischen den wärmsten und kältesten Jahren betragen zwischen 5,7 °C im Oktober und 10,6 °C im Februar.



## 7 Entwicklung der Ammoniakemissionen und Abhängigkeit von der Temperatur

### 7.1 Jährliche Ammoniakemissionen in Österreich seit 1990

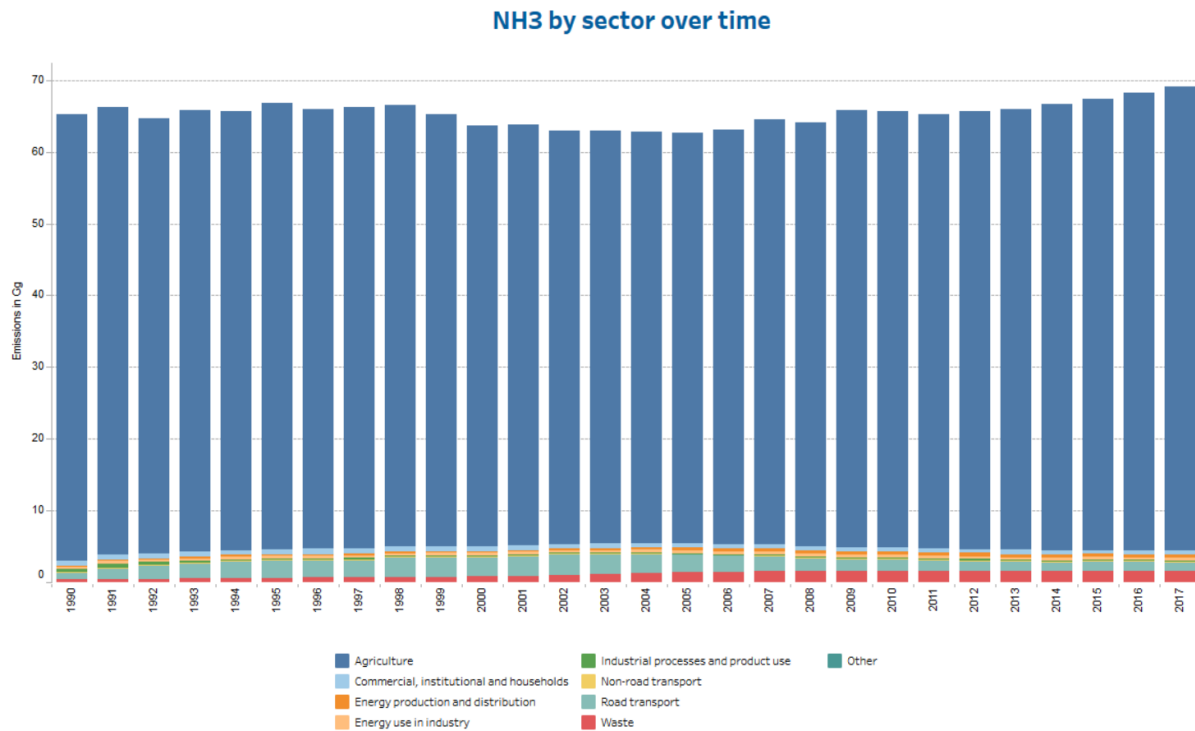
In Österreich werden Informationen über anthropogene Emissionen einerseits durch die Bundesländer, andererseits auch durch das Umweltbundesamt (UBA) erhoben. Da sich die Methodik der Erhebung der Emissionen grundsätzlich unterscheidet (Bundesländer erheben Emissionen nach dem „bottom-up“ Prinzip, das UBA leitet die Emissionen über das „top-down“ Prinzip ab), stimmen die beiden Datensätze nicht exakt überein (siehe beispielsweise López-Aparicio et al., 2017). Während die an der ZAMG für die Modellierung der Luftqualität verwendeten Emissionsdaten auf Informationen der Bundesländer basieren (dargestellt beispielsweise in Abbildung 1), werden die vom UBA ermittelten Emissionsabschätzungen an die europäische Umweltagentur (EEA, für European Environmental Agency) weitergeleitet. Die EEA sammelt und überwacht die Emissionen der europäischen Mitgliedsstaaten. Die Emissionsdaten, welche von der EEA auch öffentlich zugänglich gemacht werden, werden nun im Folgenden näher betrachtet.

In den letzten Jahren haben sich die Emissionen vieler Schadstoffe deutlich reduziert (Haider et al., 2018; Titz et al., 2018). Im Gegensatz dazu kann man in Österreich eine Zunahme der Ammoniakemissionen beobachten (Abbildung 7). Von 1990 bis 2017 nahmen die Ammoniakemissionen in Österreich von 62 kt auf 65 kt (+4 %) zu. Da die geringste Menge an Ammoniak in den Jahren 2004 und 2005 (57 kt) freigesetzt wurde, kam es im Zeitraum von 2005 bis 2017 sogar zu einer Zunahme um über 10 %.

Das meiste Ammoniak wird in der Landwirtschaft emittiert (blaue Balken in Abbildung 7). Auch die Zunahme der Emissionen von 2005 bis 2017 ist primär durch vermehrte landwirtschaftliche Emissionen zu erklären. Weiters beobachtete man eine Zunahme der Ammoniakemissionen in den Bereichen der Energieproduktion und -verteilung (orange Balken in Abbildung 7), beim Transport abseits der Straßen<sup>1</sup> (dunkelgelb) sowie in der Abfallwirtschaft (rot). Eine Reduktion der Ammoniakemissionen seit 1990 wurden in den Bereichen industrielle Prozesse und Produktverwendung (grün), Straßentransport (türkis) und kommerzielle, institutionelle und private Aktivitäten (hellblau) beobachtet.

---

<sup>1</sup> Transport abseits der Straßen umfasst die Bahn, Binnenschifffahrt, bestimmte Flugbewegungen sowie Maschinen in der Land- und Forstwirtschaft.



**Abbildung 7: Jährliche Ammoniakemissionen in Österreich von 1990 bis 2017. Die unterschiedlichen Farben geben Information über die spezifischen Ammoniakquellen an. Quelle: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/necd-directive-data-viewer-2>, Zugriff am 25. November 2019.**

Die Reduktion der Ammoniakemissionen in Österreich von 1990 bis in die frühen 2000er Jahren kann durch den reduzierten Tierbestand, vor allem von Rindern, erklärt werden (Haider et al., 2018). Seit damals wirkt sich jedoch die vermehrte Haltung der Rinder in Laufstallungen, der Trend zu Milchkühen mit höherer Milchleistung und die vermehrte Verwendung von Harnstoff als Stickstoffdünger emissionserhöhend aus (Anderl et al., 2016). Der Einfluss der vorherrschenden meteorologischen Bedingungen wird in diesen Abschätzungen nicht berücksichtigt.

Europa hat sich der Reduktion von Schadstoffemissionen verpflichtet. Die Ziele sind in der NEC (NEC steht für „National Emission Ceilings“) Richtlinie (EU Richtlinie 2016/2284) niedergeschrieben. Laut NEC Richtlinie muss Österreich bis 2030 seine Ammoniakemissionen um 12 %, verglichen mit dem Basiswert des Jahres 2005 (57,2 kt), reduzieren. Bis 2020 müssen die Emissionen um 1 % (wiederum verglichen mit 2005) reduziert werden (d.h. Reduktion auf 56,6 kt). Da die Emissionen zwischen dem Referenzjahr 2005 und 2017 deutlich gestiegen sind, müssen zeitnahe effiziente Maßnahmen gesetzt werden, um die NEC Ziele zu erreichen.

**Tabelle 5: Ammoniakquellen, der geschätzte Anteil der Emissionen in Österreich sowie die Variabilität der Emissionen innerhalb eines Jahres. Datengrundlage: Skjøth et al. (2011)**

	Ammoniakquelle	Geschätzter Anteil in Österreich	Variabilität innerhalb eines Jahres
1	Stallungen mit mechanischer Lüftung	23 %	Kontinuierliche Emission, Höchstwert im Sommer
2	Stallungen mit natürlicher Lüftung	11 %	Kontinuierliche Emission, Höchstwert im Sommer
3	Lagerstätten für Gülle und Mist	16 %	Kontinuierliche Emission, Höchstwert im Sommer
4	Pflanzliche Winterkulturen	vernachlässigbar	
5	Pflanzliche Frühlingskulturen	vernachlässigbar	
6	Pflanzliche Spätfrühlingskulturen	vernachlässigbar	
7	Grünland	vernachlässigbar	
8	Ausbringung von Gülle auf kahlem Boden	7 %	Höchstwert im Frühling
9	Ausbringung von Gülle auf pflanzliche Kulturen	7 %	Höchstwert im Frühling
10	Ausbringung von Gülle im Sommer	7 %	Höchstwert im Sommer
11	Ausbringung von Gülle im Herbst	12 %	Höchstwert im Herbst
12	Verwendung von mineralischen Stickstoffdünger im Frühling	6 %	Höchstwert im Frühling
13	Verwendung von mineralischen Stickstoffdünger im Sommer	1 %	Höchstwert im Sommer
14	Weidende Rinder	10 %	Frühling bis Herbst
15	Ammoniak behandeltes Stroh	1 %	
16	Fahrzeuge mit Katalysatoren	vernachlässigbar	
17	Industrie	vernachlässigbar	

## 7.2 Ammoniakquellen in der Landwirtschaft

Tabelle 5 listet die verschiedenen Ammoniakquellen, deren geschätzte prozentuelle Verteilung in Österreich sowie die zeitliche Variabilität innerhalb eines Jahres auf. Von allen gelisteten Ammoniakquellen können 15 Kategorien der Landwirtschaft zugeordnet werden. Emissionen durch Fahrzeuge mit Katalysatoren und Industrie (Kategorien 16 und 17) sind vernachlässigbar gering.

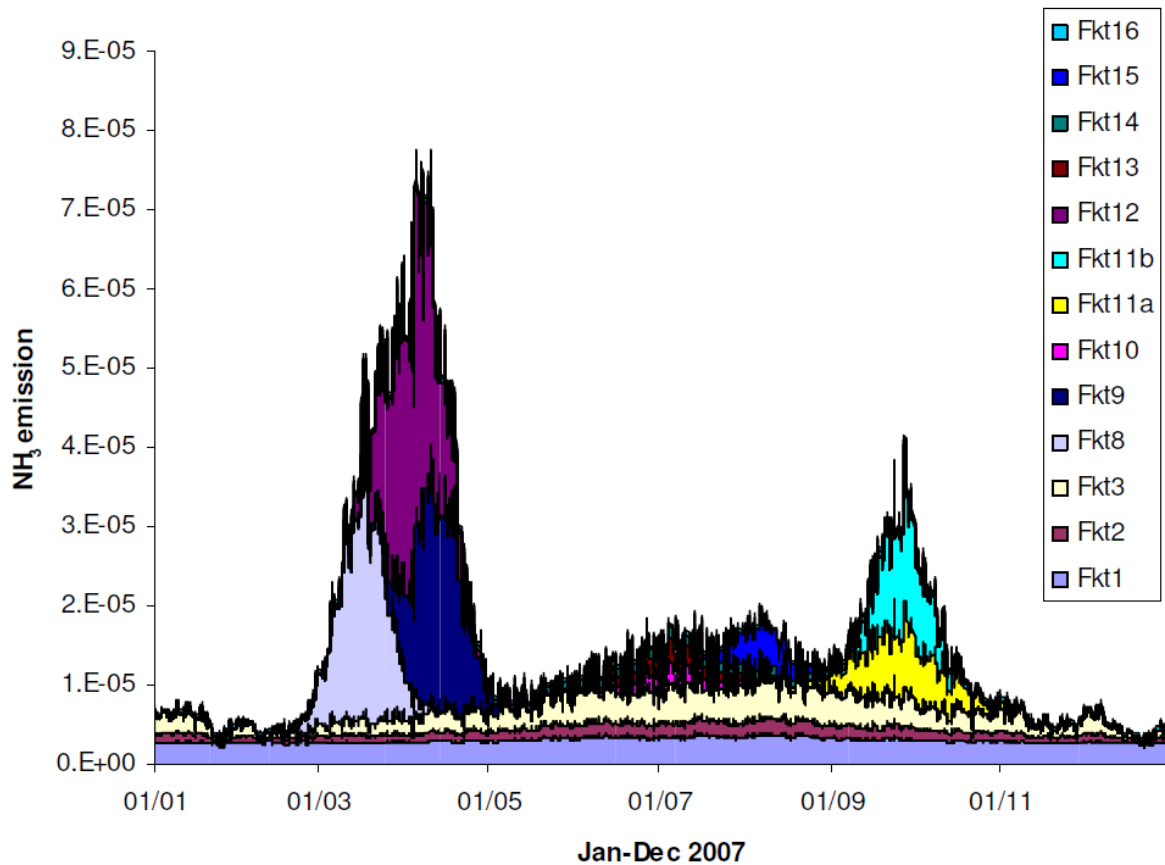


Abbildung 8: Zeitlicher Verlauf der Ammoniakemissionen im Jahr 2007 in Zingst in Deutschland. Quelle: Skjøth et al. (2011).

Der größte Anteil an den Ammoniakemissionen ist durch die Tierhaltung bedingt. In Österreich wurden im Jahr 2013 56 % der nationalen Gesamtemissionsmenge von Ammoniak durch Rinder, 17 % durch Schweine und 9 % durch Geflügel freigesetzt (Anderl et al., 2016). Die vermehrte Haltung in tiergerechten Laufstallungen gegenüber einer Anbindehaltung hat in der Rinderhaltung zu einer höheren Emission in den letzten Jahren beigetragen (Titz et al., 2018).

Bei vielen Emissionsquellen findet man eine starke Jahreszeitabhängigkeit der Quellstärke. Die zeitliche Variabilität von Emissionen  $E(t)$  kann durch Anwendung eines zeitlich variierenden Gewichtungsfaktors  $R(t)$  modelliert werden:

$$E(t) = E_a R(t),$$

wobei  $E_a$  die jährlich emittierten Emissionen sind und die Gewichtungsfaktoren  $R(t)$  für ein Referenzjahr auf eins normiert werden. Der zeitliche Verlauf von Emissionen, welche primär während einer bestimmten Zeitperiode freigesetzt werden, kann durch eine Gaußfunktion beschrieben werden, welche den Zeitpunkt der maximalen Emission sowie die Breite der

Verteilung beschreibt. Diese Parameter müssen für jede Emissionskategorie separat gewählt werden.

Abbildung 8 zeigt die zeitliche Variabilität verschiedener Ammoniakquellen am Beispiel Zingst in Deutschland. Die verschiedenen Kategorien entsprechen jenen von Tabelle 5 (Ausnahme: Kategorien 11a und 11b sind in Tabelle 5 als Kategorie 11 zusammengefasst). Die höchsten Ammoniakemissionen findet man im Frühjahr und Herbst. Grund dafür ist das vermehrte Ausbringen von Gülle in diesen beiden Jahreszeiten. Emissionen aus Stallungen und Güllelagern sind im Vergleich dazu über das Jahr gesehen relativ konstant.

Im Folgenden werden die zeitlichen und meteorologischen Abhängigkeiten der wichtigsten Ammoniakemissionsquellen analysiert.

### *7.2.1 Ammoniakemissionen aus Stallungen und Güllelagern*

Ammoniakemissionen, welche in Stallungen freigesetzt werden, hängen von der Lufttemperatur in den Stallungen, der Luftbewegung nahe der Ammoniakquelle und der Aktivität der Tiere ab (Ni, 1999, Jeppsson, 2003; Bjerg et al., 2013b; Schauburger et al., 2013).

Um die Lufttemperatur in den Stallungen sowie in Güllelagern abzuschätzen (Kategorien 1 bis 3 in Tabelle 5), haben Skjøth et al. (2004) eine Parametrisierung entwickelt, welche die Abhängigkeit der Innentemperatur von Stallungen und Güllelagern von der Außentemperatur beschreibt. In Abbildung 9 sind die jeweiligen Temperaturen in Abhängigkeit von der Außentemperatur dargestellt. In Stallungen mit mechanischer Lüftung (dunkelblaue Linie), welche vorwiegend in Schweine- und Geflügelhaltung Verwendung findet, kann die Stalltemperatur bis zu einer Außentemperatur von 12,5 °C konstant auf 18 °C gehalten werden. Darüber steigt die Stalltemperatur linear mit +0,77 °C pro +1,0 °C Außentemperatur an.

In Stallungen mit natürlicher Lüftung (hellblaue Linie), welche zumeist in der Rinderhaltung verwendet werden, kann die Stalltemperatur bis zu einer Außentemperatur von 1 °C konstant auf 4 °C gehalten werden. Darüber steigt die Stalltemperatur mit +1 °C pro +1 °C Außentemperatur an. Ähnlich ist auch die Abhängigkeit der Temperatur in Güllelagern, welche jedoch nur bis zu einer Außentemperatur von +1 °C konstant auf +1 °C gehalten werden.

Durch die zeitliche Variabilität der Außentemperatur kommt es also auch innerhalb von Stallungen und Güllelagern zu unterschiedlichen Temperaturen, welche für die Emission von Ammoniak berücksichtigt werden müssen.

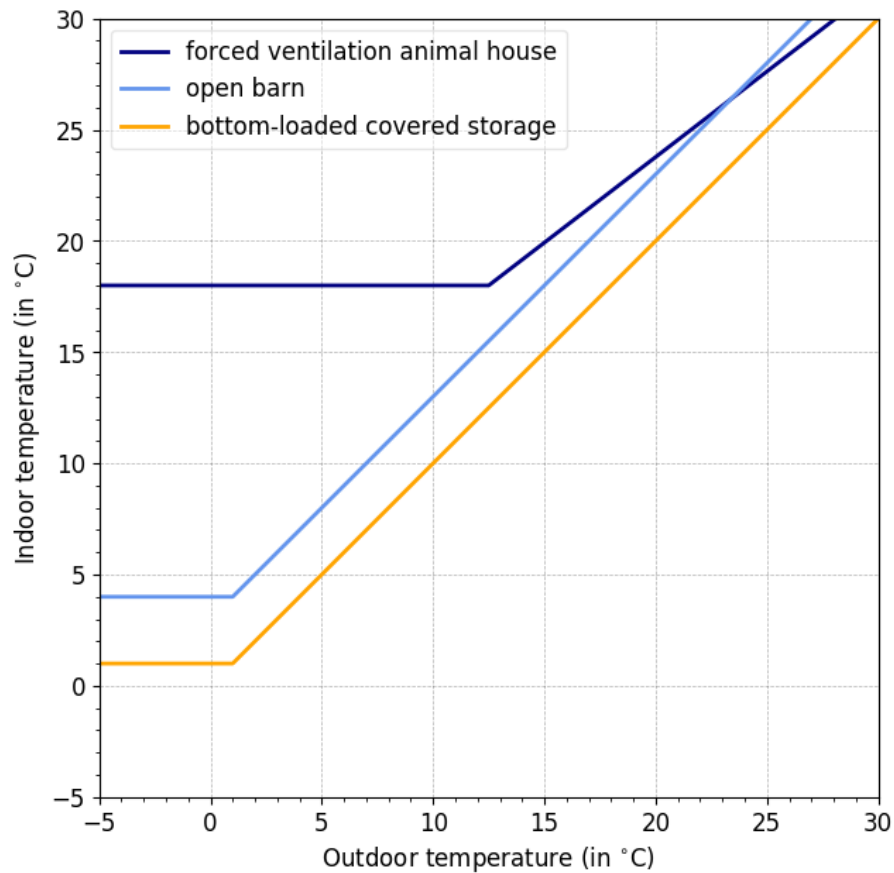


Abbildung 9: Abhängigkeit der Temperatur in Ställen mit mechanischer Lüftung (dunkelblaue Linie), offenen Ställen mit natürlicher Lüftung (hellblaue Linie), und in Güllelagern (orange Linie) von der Außentemperatur. Modell von Skjøth et al. (2004).

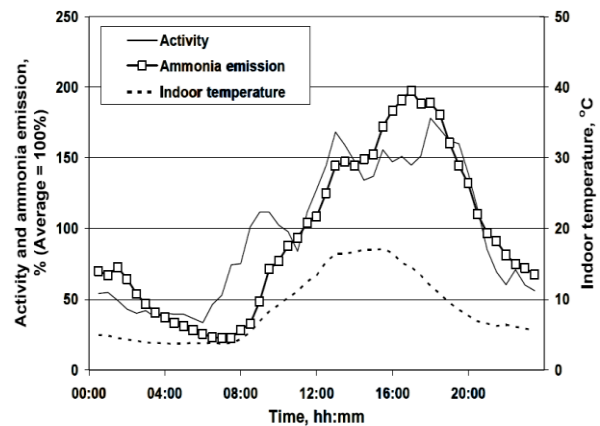
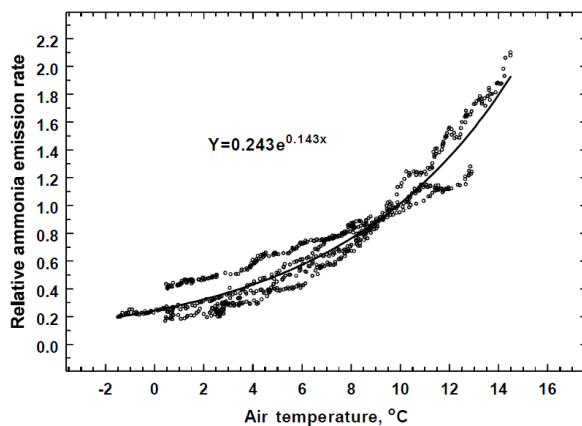


Abbildung 10: Ammoniakemissionen in Abhängigkeit von der Innentemperatur eines Stalls (links, Quelle: Jeppsson, 2002) und in Abhängigkeit von der Zeit (rechts, Quelle: Jeppsson, 2003).

Berücksichtigt man neben der Stalltemperatur auch die Luftgeschwindigkeit im Tierbereich, so kann der zeitlich variierende Gewichtungsfaktor der Ammoniakemissionen von Stallungen  $R(t)$  als

$$R(t) = c T_{\text{in}}(t)^a v_{\text{in}}(t)^b$$

modelliert werden, wobei  $c$  eine Konstante ist,  $T_{\text{in}}$  die Stalltemperatur und  $v_{\text{in}}$  die Luftgeschwindigkeit (Gyldenkaerne et al., 2005). Die beiden Parameter  $a$  und  $b$  können entweder durch einfache Parametrisierungen oder durch Anwenden komplexer Modelle abgeschätzt werden (Vranken et al., 1997; Schaubberger et al., 2000; Schaubberger et al., 2014). Diese Modelle basieren auf quasi-stationären Bilanzgleichungen für die sensiblen und latenten Wärmeströme.

Abbildung 10 (links) zeigt relative freigesetzte Ammoniakemissionen für Tiefstreustallungen für Mastschweine mit mechanischer Lüftung als Funktion der Stalltemperatur. Ein an Messdaten angepasstes Regressionsmodell zeigt einen exponentiellen Anstieg der Emissionen bei steigender Temperatur, in der sich die Emission alle 4,8 °C verdoppelt. Der Tagesverlauf der Ammoniakemission wird stark durch die Aktivität der Tiere geprägt, mit einem deutlichen Maximum während der Wachphase tagsüber (Abbildung 10, rechts).

Die Abschätzung der Ammoniakemissionen aus Stallungen mit natürlicher Lüftung ist schwieriger als in jenen mit mechanischer Lüftung (Cooper et al., 1998; Li et al., 2000; Li and Delsante, 2001; Liberati and Zappavigna, 2007; Bjerg et al., 2013a). Hempel et al. (2016) erstellten ein Regressionsmodell für die Freisetzung von Ammoniak aus Stallungen mit natürlicher Lüftung unter Berücksichtigung der Außentemperatur  $T$ , der relativen Feuchte  $q$ , der Windgeschwindigkeit  $v$ :

$$\log E = \mu + a_1 \sin(h) + a_2 \cos(h) + a_3 \sin(d) + a_4 \cos(d) + a_5 T + a_6 q + a_7 v$$

mit der Emissionsrate  $E$ , der mittleren Emission  $\mu$ , der Stunde des Tages  $h$ , dem Tag des Jahres  $d$  und den Regressionskoeffizienten  $a_1$  bis  $a_7$ . Mit steigender Temperatur wurde wiederum ein exponentieller Anstieg der Ammoniakemissionen gefunden.

Hertel et al. (2012) haben Ammoniakemissionen in Abhängigkeit der Umgebungstemperatur und der Luftgeschwindigkeit simuliert. In geschlossenen Schweine- und Geflügelstallungen mit mechanischer Lüftung (schwarze Linie in Abbildung 11) fanden die Autoren während des ganzen Jahres vergleichsweise hohe Emissionen aufgrund der hohen Temperaturen innerhalb des Stalls (Warmstallungen).

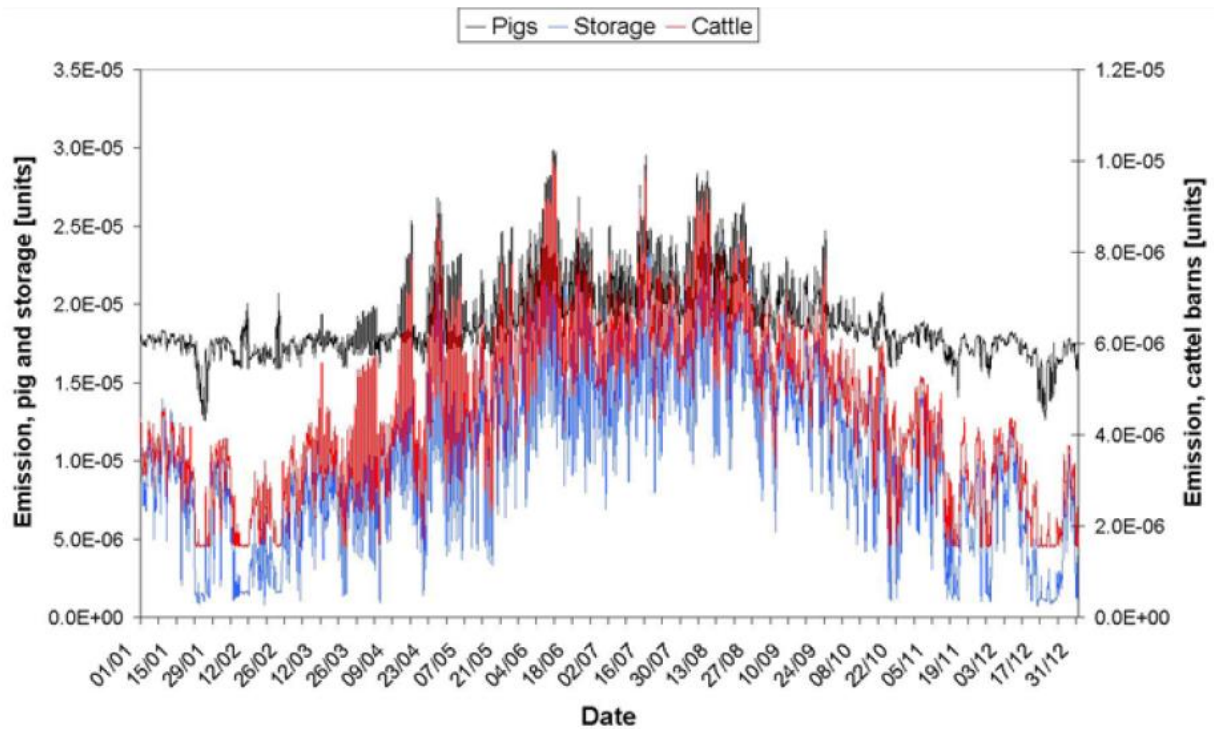


Abbildung 11: Simulierte Ammoniakemissionen für offene Rinder- (rot) und geschlossene Schweinestallungen (schwarz) sowie für Güllelager (blau). Quelle: Hertel et al. (2012)

In offenen Gebäuden mit natürlicher Lüftung, wie sie für Rinderstallungen (rote Linie in Abbildung 11) verwendet werden, oder in Güllelagern (blaue Linie in Abbildung 11), gibt es eine stark jahreszeitabhängige Emission von Ammoniak mit deutlich geringeren Emissionen während der kalten Jahreszeit im Vergleich zum Sommer.

### 7.2.2 Ausbringung von Gülle

Ammoniakemissionen durch die Ausbringung von Gülle werden in den Kategorien 8 bis 11 (Tabelle 5) zusammengefasst. Die zeitabhängige Emission kann durch eine Gaußfunktion mit einer relativ geringen Standardabweichung (zwischen 9 und 16 Tagen) modelliert werden. Der Zeitpunkt der maximalen Emission wird mithilfe von Grenzwerten der akkumulierten Temperatur  $T_{\text{sum}}$  abgeschätzt. Dabei handelt es sich um die Fläche unter der Temperaturkurve relativ zu einer konstanten vorgegebenen Temperaturschwelle (in diesem Fall 0 °C), angegeben in Kd (Kelvin × Tage). Für die einzelnen Emissionskategorien lauten die akkumulierten Temperaturen:  $T_{\text{sum}} = 110$  Kd für Ausbringung von Gülle auf kahlem Boden,  $T_{\text{sum}} = 362$  Kd für Ausbringung von Gülle auf pflanzlichen Kulturen,  $T_{\text{sum}} = 1400$  Kd für Ausbringung von Gülle im Sommer (Skjøth et al., 2004). Für Ausbringung von Gülle im Herbst wurde der Zeitpunkt



maximaler Ammoniakemissionen auf den 250ten Tag des Jahres (7. September, wenn das Jahr kein Schaltjahr ist) gesetzt. Durch die Erhöhung der Temperatur durch den Klimawandel werden sich die Zeitpunkte aller durch Ausbringung von Gülle verursachten Emissionen nach vorne verschieben.

Neben der Temperatur bestimmen auch andere Parameter die Höhe der freigesetzten Menge an Ammoniak durch die Ausbringung von Gülle (Anderl et al., 2016). Diese sind:

- Eigenschaften des Düngers (z.B. Flüssigkeitsgrad, pH-Wert)
- Ausbringungsart des Düngers (z.B. breite Verteilung, Injektion bzw. direktes Einführen der Gülle in den Boden)
- Bodenbeschaffenheit (pH-Wert, Pufferkapazität, Kationenaustauschkapazität, Wasser- und Kalziumgehalt, Porenanteil)
- Die Höhe und Dichte des Pflanzenbewuchses am Feld
- Meteorologische Bedingungen (z.B. Niederschlag, Sonneneinstrahlung, Bodenfeuchte, Windgeschwindigkeit)

### 7.2.3 *Ausbringung von Mineraldünger*

Die Ausbringung von mineralischem Stickstoffdünger (Kategorien 12 und 13) findet vor allem im Frühjahr statt (90 %). Im Sommer werden die restlichen 10 % ausgebracht (Skjøth et al., 2004).

Die Modellierung dieser Ammoniakemissionen kann auch über eine Gaußfunktion erfolgen. Für die Frühlings-/Sommeremissionen wird der Zeitpunkt der Überschreitung des Grenzwerts der akkumulierten Temperatur  $T_{\text{sum}}$  von 200 Kd/300 Kd gewählt, die Standardabweichungen liegen bei 9 Tagen/16 Tagen.

Generell hängt die Freisetzung von Ammoniak durch Mineraldünger neben der Temperatur auch von anderen Parametern wie der Strahlung, dem Niederschlag, der relativen Feuchte und der Windgeschwindigkeit ab (Fu et al., 2015).

Zusätzlich sind die Art des Düngers, der Bodentyp (in erster Linie der pH-Wert) und der Zeitpunkt der Ausbringung im Wachstumszyklus für die Höhe der Ammoniakemissionen durch die Ausbringung von Mineraldüngern verantwortlich (Anderl et al., 2016).

### 7.2.4 *Weidende Rinder*

Ammoniakemissionen durch weidende Rinder (Kategorie 14) können auch durch eine Gaußfunktion beschrieben werden. Dafür berechnet man den Zeitpunkt der Überschreitung des Grenzwerts der akkumulierten Temperatur  $T_{\text{sum}}$  von 1400 Kd und nimmt eine Standardabweichung von 60 Tagen an (Skjøth et al., 2004). In der Klimazukunft kann damit gerechnet werden, dass die akkumulierte Temperatur von 1400 Kd früher erreicht wird, sich die Standardabweichung von 60 Tagen vergrößert und damit mehr Ammoniak durch weidende Rinder freigesetzt wird.

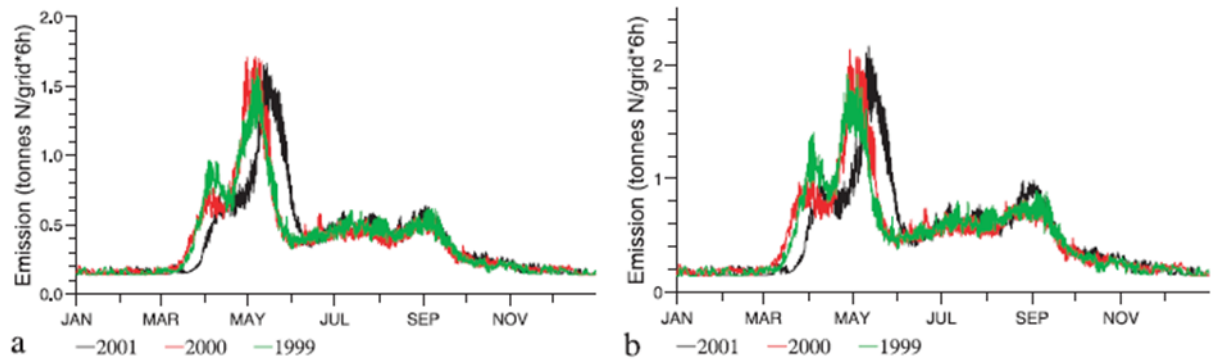
Aufgrund der unterschiedlichen klimatologischen Bedingungen sollten in Österreich die Ammoniakemissionen durch weidende Rinder separat für die Weiden und Grünflächen im Alpenvorland und für Almen im Alpenraum berechnet werden.

## 7.3 Einfluss von Witterung und Klima

### 7.3.1 *Auswirkungen der meteorologischen Bedingungen auf Ammoniakemissionen*

Abbildung 12 stellt simulierte Ammoniakemissionen an zwei dänischen Standorten in den Jahren 1999, 2000 und 2001 dar. Die beiden dänischen Orte Tange und Lindet befinden sich in Gegenden mit einer hohen landwirtschaftlichen Aktivität. Aus diesem Grund sind die Emissionen an beiden Standorten relativ hoch (in Regionen mit einem geringen Anteil landwirtschaftlicher Aktivität ist die Ammoniakemission bis zu einem Faktor 10 geringer). Maximale Emissionen, verursacht durch das Ausbringen von Gülle und mineralischem Stickstoffdünger, findet man Mitte März und Anfang Mai.

Vergleicht man den zeitlichen Verlauf der Emissionen der verschiedenen Jahre an diesen beiden Standorten, so findet man die Spitze der Emissionen im Jahr 2001 etwas später als in den Jahren 1999 und 2000. Ursache dafür war der kühlere Frühling 2001 und das damit in Verbindung stehende spätere Pflanzenwachstum. Die Abhängigkeit der gesamten Ammoniakemissionen von den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen kann dadurch gezeigt werden.



**Abbildung 12:** Jahresgang der Ammoniakemission an den zwei dänischen Standorten Tange (links) und Lindet (rechts) in 1999, 2000 und 2001 (unterschiedliche Farben). Quelle: Skjøth et al. (2004).

### 7.3.2 Auswirkungen des Klimas auf Ammoniakemissionen

Skjøth und Geels (2013) haben die Auswirkungen des Klimas und des Klimawandels auf Ammoniakemissionen in Europa untersucht. Die Autoren dieser Studie fanden für nahezu alle landwirtschaftlichen Ammoniakquellen eine Abhängigkeit der Emission von der Temperatur (siehe Tabelle 6). Die Emissionen aller Quellen, welche einen hohen Beitrag zur Gesamtemission von Ammoniak in Österreich haben (Stallungen, Güllelager, Ausbringung von Gülle und mineralischem Stickstoffdünger sowie weidende Tiere, siehe Tabelle 5), sind besonders klimasensitiv. Ihre Emissionen werden bei durch den Klimawandel induzierten höheren Umgebungstemperaturen ansteigen. Diese Abhängigkeit muss in Zukunft bei der Erstellung der jährlichen Emissionsinventare mitberücksichtigt werden.

Da Ammoniakemissionen nicht linear mit der Temperatur ansteigen, kann der Einfluss der globalen Erwärmung nicht nur über Änderungen der Jahresmitteltemperatur analysiert werden. Als Beispiel dafür seien die Ammoniakemissionen aus Stallungen genannt, welche unter anderem von der Aktivität der Tiere und der Temperatur in den Stallungen – und damit auch von der Außentemperatur – abhängen (siehe Abbildung 9 und Abbildung 10). Würde man einen linearen Anstieg dieser Emissionen bei steigender Temperatur annehmen, käme es zu einer deutlichen Unterschätzung der tatsächlich freigesetzten Menge an Ammoniak. Besonders groß ist dieser Effekt während Hitzewellen (Schauberger et al., 2018; Mikovits et al., 2019).

Vergleicht man die Ammoniakemissionen im relativ kühlen Jahr 1984 (von Mai bis Juli war dieses Jahr unter den fünf kältesten Jahren im Burgenland, siehe Tabelle 4) mit dem relativ warmen Jahr 2015 (2015 zählte im Juli, August, November und Dezember zu den fünf wärmsten Jahren im Burgenland), so findet man einen deutlichen Unterschied (siehe Abbildung 13).

Während 1984 nur 98 % der sonst üblichen Menge an Ammoniak freigesetzt wurde, betrug dieser Faktor im Jahr 2015 108 % (Schauberger et al., 2018). Aufgrund des nicht-linearen Zusammenhangs zwischen der Ammoniakemission und der Temperatur liegt diese Schwankungsbreite auch deutlich außerhalb des relativen Trends der Zunahme der Ammoniakemissionen von 1981 bis 2017 von 0,16 % pro Jahr.

Simulationsergebnisse von Schauburger et al. (2018) zeigten, dass eine Temperaturerhöhung von 5 °C eine Zunahme der Ammoniakemissionen aus Stallungen von 17 % mit sich bringen würde. Diese Abschätzung ist konservativ gegenüber jener von Sutton et al. (2013), welche eine Zunahme der Ammoniakemissionen von 42 % bei einer Erwärmung von 5 °C postuliert. In dieser Untersuchung wurden jedoch auch Ammoniakemissionen berücksichtigt, welche nicht in der Landwirtschaft freigesetzt wurden.

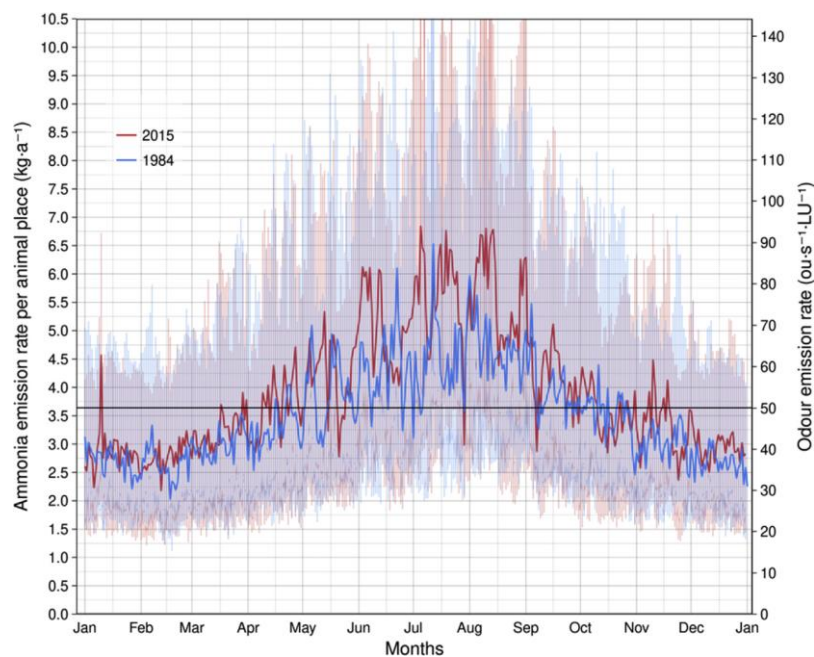
Für Emissionen mit einer besonders starken Jahreszeitabhängigkeit müssen die Gewichtsfaktoren, welche die zeitliche Variabilität der Emissionen innerhalb eines Jahres beschreiben, für die spezifischen Bedingungen in Österreich angepasst werden. Das bezieht sich nicht nur auf die landwirtschaftliche Praxis, sondern auch auf die meteorologische Situation in Österreich (z.B. akkumulierte Temperatursummen).

Aufgrund der unterschiedlichen Schwerpunkte der wissenschaftlichen Untersuchungen, der unterschiedlichen Fokusregionen, Datengrundlagen, Modelle und Simulationszeiträume, ist es schwierig, die genauen Änderungen der gesamten Ammoniakemissionen durch den Klimawandel im Burgenland abzuschätzen. Dadurch ist es auch nicht möglich, detaillierte Vorhersagen über die Auswirkungen der Bildung sekundärer Feinstaubpartikel zu treffen. Ziel des Hauptprojektes ist es jedoch, diese Unsicherheiten zu reduzieren und das Verständnis über den Einfluss des Klimawandels auf einzelne Ammoniakquellstärken, der gesamten freigesetzten Ammoniakmenge und der Bildung sekundärer Aerosole zu verbessern. Damit sollen effiziente Gegenmaßnahmen getroffen werden können, um die in der NEC Richtlinie vorgeschriebenen Ammoniakemissionen nicht zu überschreiten, um die Bildung sekundärer Aerosole einzudämmen und um damit der Gesundheit und dem Wohl der Menschen zu dienen.

Um die Förderung dieses Hauptprojektes werden die ZAMG und die Veterinärmedizinische Universität Wien gemeinsam im Jänner 2020 beim österreichischen Klimaforschungsprogramm (ACRP für Austrian Climate Research Program) ansuchen.

**Tabelle 6: Klimasensitivität und zeitliche Abhängigkeit von Ammoniakemissionen verschiedener Quellen. Quelle: Skjøth und Geels (2013)**

Ammoniakquelle	Klimasensitivität	Zeitliche Abhängigkeit
1 Stallungen mit mechanischer Lüftung	stark in warmen Regionen, gering in kalten Regionen	Folgt zum Teil der Umgebungstemperatur
2 Stallungen mit natürlicher Lüftung	Sensitiv	Folgt der Umgebungstemperatur
3 Lagerstätten für Gülle und Mist	Sensitiv	Folgt der Umgebungstemperatur
4 bis 7 Pflanzliche Winterkulturen	Unbekannt	
8 bis 11 Ausbringung von Gülle	Sensitiv	Folgt der Umgebungstemperatur während der Ausbringung
12 & 13 Verwendung von mineralischem Stickstoffdünger	Sensitiv	Folgt der Umgebungstemperatur während der Ausbringung
14 Weidende Rinder	Sensitiv	Folgt der Umgebungstemperatur
15 Ammoniak-behandeltes Stroh	Unabhängig	
16 Fahrzeuge mit Katalysatoren	Unabhängig	
17 Industrie	Unabhängig	



**Abbildung 13: Jahresgang der Ammoniak- und Geruchsemissionen im kühlen Jahr 1984 sowie im warmen Jahr 2015. Quelle: Schauburger et al. (2018).**

## 8 Zusammenfassung

Ammoniak spielt bei der Bildung sekundärer Aerosole eine wesentliche Rolle. In Regionen mit hohen Ammoniakemissionen kann der Anteil der sekundären Aerosole hoch in Bezug auf die Gesamtaerosolbelastung sein. Aufgrund der gesundheitsschädigenden Wirkung ist es wichtig, die Konzentration dieser Aerosole – und im Besonderen jener der kleinen Partikel (Feinstaub) – zu überwachen und effiziente Maßnahmen zur Reduktion zu setzen.

Etwa neun Zehntel der Ammoniakemissionen in Österreich werden in der Landwirtschaft freigesetzt. Obwohl sich Österreich im Jahr 2016 zur Reduktion von Schadstoffemissionen verpflichtet hat, nahmen die Ammoniakemissionen in den letzten Jahren weiter zu. Große Quellen landwirtschaftlicher Ammoniakemissionen in Österreich sind das Ausbringen von Gülle (33 %), Stallungen mit mechanischer Lüftung (23 %), Lagerstätten für Gülle und Mist (16 %) und Stallungen mit natürlicher Lüftung (11 %). Die Menge des freigesetzten Ammoniaks hängt dabei von den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen ab. Da alle oben genannten Quellen besonders klimasensitiv sind, werden die Emissionen bei durch den Klimawandel induzierten höheren Umgebungstemperaturen ansteigen. Durch die nicht-lineare Abhängigkeit der Ammoniakemissionen von der Temperatur kann der Einfluss der globalen Erwärmung nicht nur über die Änderungen der Jahresmitteltemperatur analysiert werden. Würde man einen linearen Anstieg der Emissionen bei steigender Temperatur annehmen, käme es zu einer deutlichen Unterschätzung der tatsächlich freigesetzten Menge an Ammoniak. Besonders groß ist dieser Effekt bei Hitzewellen.

In dieser Studie haben wir den erst seit kurzem zur Verfügung stehenden Datensatz ERA5 von Anfang 1979 bis Ende 2018 verwendet, um jährliche Schwankungen und klimatologische Trends der 2 m Temperatur im Burgenland zu untersuchen. Dass ERA5 Daten die zeitliche Variabilität der Temperatur im Burgenland gut widerspiegeln, konnte durch die Evaluierung der Qualität der Daten und Vergleiche mit anderen Klimadatensätzen (HISTALP und SPARTACUS) gezeigt werden. Weiters wurde gezeigt, dass Temperaturtrends von ERA5 Daten während der Hauptausbringungsperiode von Ammoniak (Frühling bis Herbst) eine konservative Abschätzung des tatsächlichen Trends darstellen.

Die Temperatur im Burgenland ist in den letzten 40 Jahren angestiegen. Statistisch signifikante Ergebnisse findet man für die Monate April, Juni, Juli und November. In den anderen Monaten

ist die Temperaturvariabilität so stark, dass keine statistisch signifikanten Trends gefunden werden.

Die stärkste Zunahme der Temperatur findet man im November (+3,4 °C in 40 Jahren), April (+3,3 °C) und Jänner (+2,9 °C). Im April und November beträgt die Zunahme der Maximumtemperatur sogar +5,0 °C bzw. +4,3 °C in 40 Jahren.

Betrachtet man die kältesten bzw. wärmsten Jahre der letzten 4 Jahrzehnte, so findet man die Mehrzahl der kältesten Jahre vor der Jahrtausendwende und die Mehrzahl der wärmsten Jahre nach der Jahrtausendwende. Durch diese Änderungen findet man auch eine Zunahme der Anzahl der Sommertage, Tropentage und Tropennächte im Sommer und eine Abnahme der Anzahl der Eistage in der kalten Jahreszeit.

Es muss damit gerechnet werden, dass diese Temperaturänderungen wesentliche Auswirkungen auf die Ammoniakemissionen und Feinstaubbildung haben. Aufgrund der vorliegenden Studien ist es jedoch nicht möglich, detaillierte Aussagen über Änderungen der gesamten Ammoniakemissionen in Österreich und die Auswirkungen der Bildung sekundärer Feinstaubpartikel zu treffen. Diese Untersuchung soll durch Modellierung im Hauptprojekt NH<sub>3</sub>-PM-AQ durchgeführt werden, um dessen Förderung die ZAMG und die Veterinärmedizinische Universität Wien gemeinsam im Jänner 2020 beim österreichischen Forschungsprogramm ACRP ansuchen werden.

## 9 Danksagung

An dieser Stelle bedanken wir uns sehr herzlich bei Claudia Flandorfer (ZAMG, KS Umwelt) für ihre Hilfe und Unterstützung in diesem Projekt.

Barbara Chimani und Angelika Höfler (ZAMG, Abteilung für Klimaforschung) danken wir für HISTALP und SPARTACUS Daten. Barbara Chimani hat zusätzlich mit wertvollen Hinweisen und Verbesserungsvorschlägen zum Gelingen dieses Berichts beigetragen.

Unser Dank geht auch an das Europäische Zentrum für mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF) für die zur Verfügungstellung der ERA5 Daten.

Finanziell wurde diese Studie durch das Land Burgenland ermöglicht.



## 10 Literatur und Quellen

- Anderl M., S. Haider, G. Zethner, M. Kropsch, A. Pöllinger, E. Zentner (2016), Maßnahmen zu sekundären Partikeln aus der Landwirtschaft: Ammoniakemissionen, Umweltbundesamt, Report 0569, ISBN 978-3-99004-382-0, <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REPO569.pdf>
- Auer, I., R. Böhm, A. Jurkovic, W. Lipa, A. Orlik, R. Potzmann, W. Schöner, M. Ungersböck, C. Matulla, K. Briffa, P. D. Jones, D. Efthymiadis, M. Brunetti, R. Nanni, M. Maugeri, L. Mercalli, O. Mestre, J. M. Moisselin, M. Begert, G. Müller-Westermeier, V. Kveton, O. Bochnicek, P. Stastny, M. Lapin, S. Szalai, T. Szentimrey, T. Cegnar, M. Dolinar, M. Gajic-Capka, K. Zaninovic, Z. Majstorovic, E. Nieplova (2007), HISTALP—historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region 1760–2003, *Int. J. Climatol.*, 27, 17–46, doi:10.1002/joc.1377
- Baek, B. H., V. P. Aneja, Q. Tong (2004), Chemical coupling between ammonia, acid gases, and fine particles, *Environ. Pollut.*, 129, 89–98, doi:10.1016/j.envpol.2003.09.022
- Bjerg, B., P. Liberati, A. Marucci, G. Zhang, T. Banhazi, T. Bartzanas, G. Cascone, I. B. Lee, T. Norton (2013a), Modelling of ammonia emissions from naturally ventilated livestock buildings: Part 2, air change modeling, *Biosys. Eng.*, 116, 246–258.
- Bjerg, B., T. Norton, T. Banhazi, G. Zhang, T. Bartzanas, P. Liberati, G. Cascone, I. B. Lee, A. Marucci (2013b), Modelling of ammonia emissions from naturally ventilated livestock buildings. Part 1: Ammonia release modelling. *Biosys. Eng.*, 116, 232–245.
- Buxbaum, I., C. Nagl, W. Spangl (2014), Sekundäres anorganisches Aerosol. Beiträge zur PM-Belastung in Österreich, Umweltbundesamt, Report 0591, ISBN 978-3-99004-405-6, <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0591.pdf>
- Chimani, B., C. Matulla, R. Böhm, M. Hofstätter (2013), A new high resolution absolute temperature grid for the Greater Alpine Region back to 1780, *Int. J. Climatol.*, 33, 2129–2141, doi:10.1002/joc.3574
- Cooper, K., D. J. Parsons, T. Demmers (1998), A thermal balance model for livestock buildings for use in climate change studies. *J. Agri. Eng. Res.*, 69, 43–52
- Fu, X., S. Wang, L. Ran, J. Pleim, E. Cooter, J. Bash, V. Benson, J. Hao (2015), Estimating NH<sub>3</sub> emissions from agricultural fertilizer application in China using the bi-directional CMAQ model coupled to an agro-ecosystem model. *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 6637–6649, doi:10.5194/acp-15-6637-2015
- Gyldenkerne, S., C. A., Skjøth, O. Hertel, T. Ellermann (2005), A dynamical ammonia emission parameterization for use in air pollution models. *J. Geophys. Res. Atmos.*, D07108, 1–14, doi: 10.1029/2004JD005459

- Haider, S., M. Anderl, J. Burgstaller, E. Kampel, T. Köther, C. Lampert, M. Pinterits, S. Poupa, M. Purzner, W. Schieder, G. Schmidt, B. Schodl, G. Stranner, M. Titz, A. Zechmeister (2018), Austria's Informative Inventory Report (IIR) 2018. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and Directive (EU) 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, Umweltbundesamt, Report 0641, ISBN 978-3-99004-459-9, <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REPO641.pdf>
- Hempel, S., C. K. Saha, M. Fiedler, W. Berg, C. Hansen, B. Amon, T. Amon (2016), Non-linear temperature dependency of ammonia and methane emissions from a naturally ventilated dairy barn. *Biosys. Eng.*, 145, 10–21.
- Hertel, O., C. A. Skjøth, S. Reis, A. Bleeker, R. M. Harrison, J. N. Cape, D. Fowler, U. Skiba, D. Simpson, T. Jickells, M. Kulmala, S. Gyldenkerne, L. L. Sørensen, J. W. Erisman, M. A. Sutton (2012), Governing processes for reactive nitrogen compounds in the European atmosphere, *Biogeosciences*, 9, 4921–4954, doi: 10.5194/bg-9-4921-2012
- Hiebl, J., C. Frei (2016), Daily temperature grids for Austria since 1961—concept, creation and applicability, *Theor. Appl. Climatol.*, 124, 161, doi:10.1007/s00704-015-1411-4
- Jeppsson, K.-H. (2002), Diurnal variation in ammonia, carbon dioxide and water vapour emission from an uninsulated, deep litter building for growing/finishing pigs, *Biosys. Eng.*, 81(2), 213–223
- Jeppsson, K.-H. (2003), Diurnal variation in ammonia, carbon dioxide and water vapour emission from a deep litter house for fattening pigs, *Int. Symposium Gaseous and Odor Emissions from Animal Production Facilities*, Horsens, Denmark
- Krüger, B. C., 2013: A new program system for the preparation of model emissions. Report from the project "Extension of the air-quality model for Austria with satellite based particulate matter estimates (AQA-PM)". BOKU
- Lackner, B. C., R. Reifeltshammer, U. Uhrner (2014), Sekundäraerosolbildung in Luftgütesanierungsgebieten: Einfluss von NH<sub>3</sub> aus landwirtschaftlichen und sonstigen Quellen auf PM<sub>10</sub> Immissionen in der Steiermark: Untersuchung zur Abgrenzung von Luftgütesanierungsgebieten, Bericht Nr. I-17/14/RR V&U I-14/01/630 v1.0, TU Graz
- Li, Y., A. Delsante (2001), Natural ventilation induced by combined wind and thermal forces. *Build. Environ.* 36, 59–71
- Li, Y., A. Delsante, J. Symons (2000), Prediction of natural ventilation in buildings with large openings. *Build. Environ.* 35, 191–206
- Liberati, P., P. Zappavigna (2007), A dynamic computer model for optimization of the internal climate in swine housing design. *Transactions of the ASABE* 50, 2179–2188

- López-Aparicio, S., M. Guevarab, P. Thunisc, K. Cuvelierd, L. Tarrasón (2017), Assessment of discrepancies between bottom-up and regional emission inventories in Norwegian urban areas, *Atmos. Env.*, 154, 285–296, doi:10.1016/j.atmosenv.2017.02.004
- Mikovits, C., W. Zollitsch, S. J. Hörtenhuber, J. Baumgartner, K. Niebuhr, M. Piringer, I. Anders, K. Andre, I. Hennig-Pauka, M. Schönhart, G. Schaubberger (2019), Impacts of global warming on confined livestock systems for growing-fattening pigs: simulation of heat stress for 1981 to 2017 in Central Europe. *Int. J. Biometeorol.*, 63, 221–230
- Ni, J. (1999), Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: A review, *J. Agric. Eng. Res.*, 72, 1-17
- Schaubberger, G., M. Piringer, E. Petz (2000), Steady-state balance model to calculate the indoor climate of livestock buildings, demonstrated for fattening pigs, *Int. J. Biometeorol.*, 43, 154–162
- Schaubberger, G., T. T. Lim, J. Q. Ni, D. S. Bundy, B. L. Haymore, C. A. Diehl, R. K. Duggirala, A. J. Heber (2013), Empirical model of odor emission from deep-pit swine finishing barns to derive a standardized odor emission factor, *Atmos. Env.*, 66, 84–90
- Schaubberger, G., M. Piringer, A. J. Heber (2014), Odour emission scenarios for fattening pigs as input for dispersion models: A step from an annual mean value to time series. *Agr., Ecosys. Env.*, 193, 108–116
- Schaubberger, G., M. Piringer, C. Mikovits, W. Zollitsch, S. J. Hörtenhuber, J. Baumgartner, K. Niebuhr, I. Anders, K. Andre, I. Hennig-Pauka, M. Schönhart (2018), Impact of global warming on the odour and ammonia emissions of livestock buildings used for fattening pigs, *Biosys. Eng.*, 175, 106–114
- Seinfeld, J. H., S. N. Pandis (1998), *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, Wiley-Interscience
- Skjøth, A. C., O. Hertel, S. Gyldenkerne, T. Ellermann (2004), Implementing a dynamical ammonia emission parameterization in the large-scale air pollution model ACDEP. *J. Geophys. Res. Atmos.* 109, D06306, 6301–6313
- Skjøth, C. A., C. Geels, H. Berge, S. Gyldenkaerne, H. Fagerli, T. Ellermann, L. M. Frohn, J. Christensen, K. M. Hansen, K. Hansen, O. Hertel (2011), Spatial and temporal variations in ammonia emissions - a freely accessible model code for Europe. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 5221–5236
- Skjøth, C. A., C. Geels (2013), The effect of climate and climate change on ammonia emissions in Europe. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 117–128
- Spangl, W., C. Nagl, J. Schneider, A. Kaiser (2006), *Herkunftsanalyse der PM10-Belastung in Österreich: Ferntransport und regionale Beiträge*, Umweltbundesamt, Report 0034, ISBN

3-85457-833-4,

<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0034.pdf>

Sutton, M. A., S. Reis, S. N. Riddick, U. Dragosits, E. Nemitz, M. R. Theobald, Y. S. Tang, C. F. Braban, M. Vieno, A. J. Dore, R. F. Mitchell, S. Wanless, F. Daunt, D. Fowler, T. D. Blackall, C. Milford, C. R. Flechard, B. Loubet, R. Massad, P. Cellier, E. Personne, P. F. Coheur, L. Clarisse, M. Van Damme, Y. Ngadi, C. Clerbaux, C. A. Skjøth, C. Geels, O. Hertel, R. J. W. Kruit, R. W. Pinder, J. O. Bash, J. T. Walker, D. Simpson, L. Horváth, T. H. Misselbrook, A. Bleeker, F. Dentener, W. de Vries (2013), Towards a climate-dependent paradigm of ammonia emission and deposition, *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.*, 368, 1621, doi:10.1098/rstb.2013.0166

Titz, M., M. Anderl, M. Gangl, S. Haider, S. Poupa, M. Purzner, W. Schieder, G. Stranner, A. Zechmeister (2018), Emissionstrends 1990–2016: Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich (Datenstand 2018), Report 0658, ISBN 978-3-99004-476-6, <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0658.pdf>

Uhrner, U., B. C. Lackner, R. Reifeltshammer, M. Steiner, R. Forkel, P. J. Sturm (2014), Inter-Regional Air Quality Assessment: Bridging the Gap between Regional and Kerbside PM Pollution Results of the PMinter Project, Reports of the Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, Graz University of Technology, 98, ISBN 978-3-85125-364-1, Verlag der Technischen Universität Graz

Vranken, E., D. Berckmans, V. Goedseels (1997), Analysis of livestock environment control by simulation technique and field data, CLIMA 2000