

Konzentrationen und Emissionen von PM10 aus sechs freigelüfteten Milchviehställen mit Liegeboxen und Laufhof

Sabine Schrade, Kerstin Zeyer, Lukas Emmenegger, Margret Keck

Um die Datengrundlage für Emissionsinventare zu verbessern, wurden PM10-Emissionen in der am weitesten verbreiteten Laufstallhaltung der Schweiz bestimmt. Dazu wurden in sechs freigelüfteten Liegeboxen-Laufställen für Milchvieh mit planbefestigten Laufflächen und Laufhof jeweils in zwei von drei Jahreszeiten (Sommer, Übergangszeit, Winter) Emissionsmessungen durchgeführt. Die Beprobung von PM10 erfolgte über 72 h anreichernd mit Impaktoren an 9 bis 14 Positionen im Stall, Laufhof und Hintergrund. Die Emissionen wurden mit einer Tracer-Ratio-Methode mit zwei Tracergasen (SF_6 , SF_5CF_3) bestimmt. Die PM10-Konzentrationen vom Tierbereich lagen meist knapp über oder im Bereich des Hintergrunds. Über alle Betriebe hinweg variierten die PM10-Emissionen zwischen $0,02$ und $2,1 \text{ g GV}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Mit dem vorliegenden Datenumfang war kein Zusammenhang mit den untersuchten Einflussgrößen nachweisbar. Der abgeleitete PM10-Emissionsfaktor liegt mit $0,64 \text{ g Kuh}^{-1} \text{ d}^{-1}$ deutlich tiefer als die Emissionsfaktoren, die derzeit in den Inventaren verwendet werden.

Schlüsselwörter

PM10-Emission, PM10-Konzentration, freie Lüftung, Milchvieh-Laufstall, Laufhof

Nach Schätzungen des Bundesamtes für Umwelt (FOEN 2013) betragen im Jahr 2010 die gesamten PM10-Emissionen der Schweiz 20.000 t. Der Land- und Forstwirtschaft waren nach diesen Berechnungen 27 % der PM10-Emissionen zuzuschreiben, wovon wiederum rund 34 % aus der Milchviehhaltung stammten. Die Milchviehhaltung spielt dabei mit 45 % der Großvieheinheiten (GVE) eine bedeutende Rolle, bezogen auf das Jahr 2012 mit dem größten Anteil am gesamten Nutztierbestand der Schweiz (SCHWEIZERISCHER BAUERNVERBAND 2012).

Kenntnisstand

Die Datengrundlage für PM10-Emissionen aus Laufställen für Milchvieh ist bisher gering. Feinstaub aus der Nutztierhaltung wurde bisher vor allem aus dem Blickwinkel Tiergesundheit und Arbeitsschutz betrachtet (HINZ 2002). Häufig wurden mit Blick auf die Gesundheitsbelastung für Mensch und Tier lediglich die Konzentrationen verschiedener Staubfraktionen oder Bioaerosole in bestimmten Einzelsituationen wie bei der Futtervorlage oder beim Einstreuen gemessen (HANHELA et al. 1995, LOUHELAINEN et al. 1987, LOUHELAINEN et al. 1997). PURDY et al. (2009) untersuchte in den USA Staubemissionen auf vier Milchviehbetrieben von verschiedenen Bereichen (z.B. Melkstand, Aktivitätsfläche, Futterlager, Festmist-Kompostierungsplätze). Messergebnisse von Feedlots in Amerika (GONZALES et al. 2011, HUANG et al. 2013, RAZOTE et al. 2004, SWEETEN et al. 1988, SWEETEN et al. 1998) sind nicht auf Haltungsbedingungen für Milchvieh mit Laufhöfen in der Schweiz übertragbar. PM10-Emissions-

daten von TAKAI et al. (1998) weisen eine Spannbreite von 0,12 bis 4,05 g GV⁻¹ d⁻¹ auf. Diese Daten wurden lediglich von PM_{2,5}- und PM₁₀₀-Messungen in Laufställen für Milchvieh in den Niederlanden, Großbritannien, Deutschland und Dänemark abgeleitet. Diese Datengrundlage bildet bisher die Basis für PM₁₀-Emissionsfaktoren zur Rindviehhaltung, die in mehreren Inventaren verwendet werden (DÖHLER et al. 2002, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2013, HAENEL et al. 2014).

SEEDORF (2004) führte in acht Milchviehställen in Norddeutschland Messungen sowohl zu einatembaren und alveolengängigen Staubfraktionen als auch zu Bioaerosolen (einatembare Endotoxine, alveolengängige Endotoxine, mesophile Bakterien, Enterobakterien und Pilze) durch. Allerdings wurden von diesen Messungen wegen Unsicherheiten bei der Umrechnung der Fraktionen keine PM₁₀-Emissionen abgeleitet (SEEDORF 2004).

Eine Literaturübersicht zu PM₁₀-Konzentrationen und -Emissionen aus Milchviehställen bietet Tabelle 1. Unterschiede bei der Bestimmungsmethode der PM₁₀-Konzentration, beim Messkonzept, bei den Haltungssystemen, bezüglich der Jahreszeit, bei der Messdauer und Kalkulation des Emissionsfaktors sowie bei den Bezugsgrößen erschweren den Vergleich der Untersuchungen aus der Literatur.

Von KAASIK und MAASIKMETS (2013) liegen Konzentrationen zu den Staubfraktionen TSP, PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ aus neun Liegeboxenlaufställen für Milchvieh vor. Allerdings handelt es sich dabei um kurzzeitige Messungen über 1,2 bis 2,5 h. Dagegen führten SCHMIDT et al. (2002) 24-Stunden-Messungen über zehn Tage pro Jahreszeit auf nur einem Milchviehbetrieb in den Vereinigten Staaten durch.

Die PM₁₀-Konzentrationen variieren von 4 µg m⁻³ (HENSELER-PASSMANN 2010) bis 370 µg m⁻³ (SCHMIDT et al. 2002). In einer Erhebung auf drei Milchviehbetrieben in Deutschland waren die PM₁₀-Konzentrationen eines Tiefstreustalls deutlich höher als in zwei Liegeboxen-Laufställen (HENSELER-PASSMANN 2010). DOLEJŠ et al. 2006 ermittelten in einem Tiefstreustall einer tschechischen Studie deutlich tiefere PM₁₀-Konzentrationen im Sommer mit Tagesmittelwerten von 42 bis 132 µg m⁻³ als die von HENSELER-PASSMANN (2010) gemessenen Konzentration eines Tiefstreustalls in Deutschland von 198 µg m⁻³.

Einen Effekt der Temperatur auf die PM₁₀-Konzentrationen zeigten Joo et al. (2013) auf. In dieser Studie stiegen die PM₁₀-Konzentrationen mit zunehmender Temperatur (Joo et al. 2013). Staubbmessungen von Feedlots zeigten einen Effekt des Wassergehalts der Bodenoberfläche und von Bewässerung auf PM₁₀. Die PM₁₀-Konzentrationen gingen mit einer Zunahme des Wassergehalts der Lauffläche zurück (GONZALES et al. 2011). Niederschlag oder Beregnung führten zu einer signifikanten Reduktion der PM₁₀-Konzentration (BONIFACIO et al. 2011).

Die PM₁₀-Emissionsdaten für Milchviehlaufställe aus der Literatur weisen eine hohe Streuung auf. Die Streubreite ist sowohl innerhalb als auch zwischen den einzelnen Studien groß. PM₁₀-Emissionen aus einem Liegeboxenlaufstall für Milchvieh in den Niederlanden erstreckten sich von 0,08 bis 0,41 g Tierplatz⁻¹ d⁻¹ (MOSQUERA et al. 2012). Höhere Emissionswerte von Liegeboxenlaufstall-Systemen in Deutschland lagen zwischen 0,10 und 1,44 g Tierplatz⁻¹ d⁻¹ (HEIDENREICH et al. 2008) sowie in den USA zwischen 0,38 und 1,99 g GV⁻¹ d⁻¹ (SCHMIDT et al. 2002). Bei weiteren Messungen in zwei freigelüfteten Milchviehställen mit und ohne überdachtetem Laufbereich resultierten mit 11,9 bis 15,0 g Kuh⁻¹ d⁻¹ deutlich höhere PM₁₀-Emissionen (Joo et al. 2013).

Tabelle 1: Literaturübersicht: PM10-Konzentration und -Emission aus Milchviehställen
(So = Sommer; Üb = Übergangszeit; Wi = Winter; GV = Großvieheinheit, 1 GV = 500 kg Lebendmasse)

Stallhaltungssystem	PM10-Konzentration in $\mu\text{g m}^{-3}$	PM10-Emission	Methoden	Messzeiträume	Region	Quelle
Tiefstreustall	So: 42–132	Nicht dargestellt	DustTrak-Aerosol-Monitor	3 Tage	Tschechien	DOLEJŠ et al. (2006)
Liegeboxen-Laufstall mit Stroh-Mist-Matratze	So: 14,4; 49,9 Üb: 35,5; 63,6; 107,3 Wi: 20,5; 42,2	So: 0,96 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ Üb: 1,44 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ Wi: 0,24 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹	Aerosol-Spektrometer, Flügelrad-Anemometer, Ultraschall Anemometer, Tracergas-Abkling-Methode (Kr ⁸⁵)	2 Tage pro Jahreszeit und Stall	Deutschland	HEIDENREICH et al. (2008)
Liegeboxen-Laufstall mit Gummimatte	Wi: 13,7; 25,5	Wi: 0,10 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹				
Tiefstreustall	So: 198 Üb: 170 Wi: 206	So: 2,06 g GV ⁻¹ d ⁻¹ Üb: 2,35 g GV ⁻¹ d ⁻¹ Wi: 2,78 g GV ⁻¹ d ⁻¹				
Liegeboxen-Laufstall	So: 15 Üb: 13 Wi: 4	Nicht dargestellt	Aerosol-Spektrometer, Tracergas-Abkling-Methode (SF ₆)	Mehrere Tage pro Jahreszeit und Stall	Deutschland	HENSELER-PASSMANN (2010)
Liegeboxen-Laufstall	Üb: 11 Wi: 8	Nicht dargestellt				
Anbindestall, zwangsgelüftet	Nicht dargestellt	0,19 g Kuh ⁻¹ d ⁻¹	Isokinetische Probenahme, gravimetrische Methoden, Anemometer	Mehrere Tage im Juli und November	Polen	HINZ et al. (2007)
Liegeboxen-Laufställe mit bzw. ohne überdachte Lauffläche (2 Ställe)	So und Üb: 64–240 Wi: 22–29	11,9–15,0 g Kuh ⁻¹ d ⁻¹	TEOM (Tapered element oscillating microbalance), 3D-Ultraschall-Anemometer	Länger als ein Jahr	USA	JOO et al. (2013)
Liegeboxen-Laufstall (9 Betriebe)	27–123	Nicht dargestellt	Aerosol-Spektrometer	Kurzzeit-Messung: 1,2–2,5 h	Estland	KAASIK UND MAASIKMETS (2013)
Liegeboxen-Laufstall, ganzjährige Stallhaltung	So: 31; 41 Üb: 11; 23 Wi: 25; 29	So: 0,27; 0,29 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ Üb: 0,31; 0,41 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹ Wi: 0,08; 0,21 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹	Gravimetrischer Zyklon-Abscheider, CO ₂ -Bilanz	6 einzelne Tage verteilt übers Jahr	Niederlande	MOSQUERA et al. (2012)
Liegeboxen-Laufstall mit Matratzen und Sandeinstreu	So: 370 Wi: 60	So: 0,12; 0,38 g GV ⁻¹ d ⁻¹ Wi: 0,70; 1,99 g GV ⁻¹ d ⁻¹	Transportierbarer Luftprobensammler, CO ₂ -Bilanz	10 Tage pro Jahreszeit	USA	SCHMIDT et al. (2002)

Emissionsdaten für PM10 sind für die in der Schweiz verbreiteten Milchvieh-Laufställe mit Liegeboxen und Laufhof und somit entsprechend größeren Aktivitätsflächen bisher nicht vorhanden. Ziele dieser Untersuchung waren, die PM10-Emissionen für die in der Schweiz häufigste Laufstall-Situation für Milchvieh mit freier Lüftung, Liegeboxen und Laufhof zu bestimmen und einen PM10-Emissionsfaktor abzuleiten, um damit einen Beitrag für Emissionsinventare zu leisten.

Material und Methoden

Betriebe

Für die Messungen wurde das in der Schweiz weit verbreitete Haltungssystem für Milchvieh im Laufstall mit Liegeboxen und Laufhof ausgewählt. Dabei handelte es sich um freigelüftete Eingebäudelaufställe mit Liegeboxen ohne Wärmedämmung, planbefestigten Laufflächen und längs zum Stallgebäude angeordnetem Laufhof (SCHRADE et al. 2011). Auf drei Betrieben war der Laufhof (LH) räumlich vom Stallgebäude getrennt, auf drei weiteren Betrieben als kombinierter Liegegang/Laufhof (LG/LH) erstellt (Abbildung 1). Die Liegeboxen waren als Tiefboxen mit Langstroh, Häckselstroh oder einer Kombination von Stroh und Sägemehl ausgeführt (Tabelle 2). Fressgang, Liegegang bzw. kombinierter Liegegang/Laufhof wurden drei- bis viermal pro Tag mit stationären Entmistungsschiebern gereinigt, während der separate Laufhof nur etwa jeden dritten Tag manuell entmistet wurde (Abbildung 1).

Die Bestandsgrößen variierten zwischen 20 und 74 Tieren. Neben Milchkühen und Kälbern wurden auf Betrieb 3 die weibliche Nachzucht sowie auf den Betrieben 2 und 4 zusätzlich Zuchtbullen gehalten. Die mittlere Milchleistung während der Messperioden lag zwischen 19 und 31 kg Kuh⁻¹ d⁻¹. Bei den Betrieben 1, 2 und 3 bestand die Futtermischung hauptsächlich aus Silagen, Heu und Kraftfutter. Betrieb 4 war silofrei. Die Betriebe 5 und 6 verfütterten jeweils eine Totalmischung. Während der Messungen sowie einer dreitägigen Adaptationsphase vor den Messungen wurden die Tiere nicht geweidet. Die Betriebe sind in SCHRADE et al. (2012) sowie SCHRADE (2009) detaillierter beschrieben.

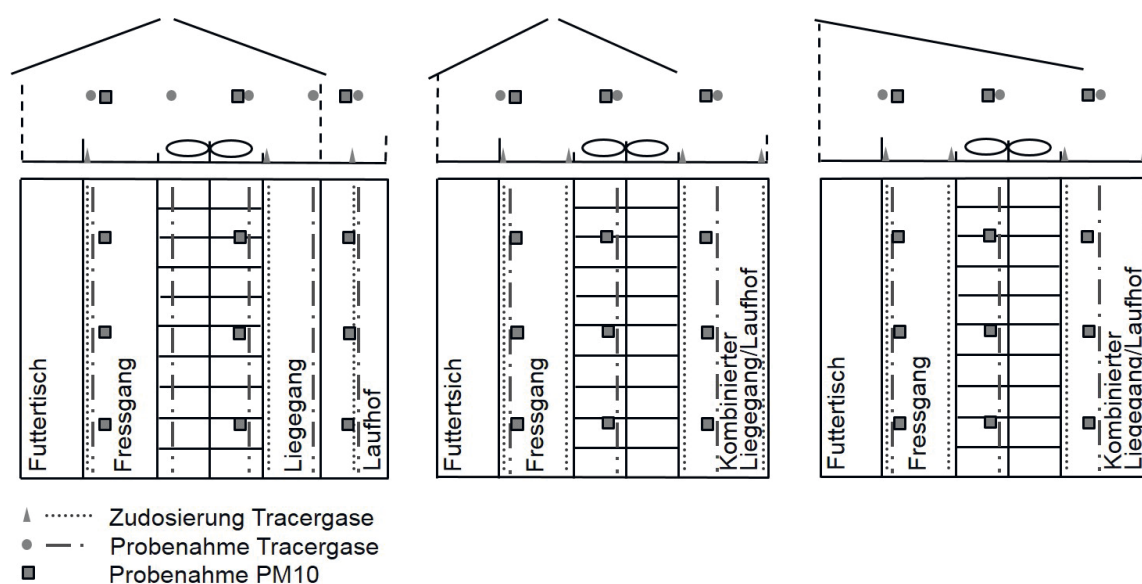


Abbildung 1: Schematische Darstellung von Grundriss und Schnitt der beiden Stallkonzepte der Praxisbetriebe mit Zudosierungs- und Probenahmeachsen: Laufhof getrennt vom Stallgebäude (links); kombinierter Liegegang/Laufhof (Mitte und rechts) (gestrichelte Linien im Schnitt geben offene oder halboffene Fassadenausführung an)

Messkonzept, Analytik, Tracer-Ratio-Methode und Berechnung der Emissionen

Emissionsdaten von Messungen auf nur einem einzelnen Betrieb können nicht auf ein gesamtes Stallsystem übertragen werden (SEIPELT 1999). Erst Messungen eines Stallsystems auf mehreren Betrieben ermöglichen belastbare Werte (AARNINK and OGINK 2006, GROOT KOERKAMP et al. 1998). Um die klimatische Variation in vom Außenklima beeinflussten Ställen zu berücksichtigen, sind mehrere

Messtermine übers Jahr verteilt zwingend (AARNINK and OGINK 2006, GROOT KOERKAMP et al. 1998). Dazu erfolgten Messungen auf sechs Betrieben in je zwei von drei Jahreszeiten (Sommer, Übergangszeit, Winter) von August 2007 bis August 2008. Jede Kombination der Jahreszeiten kam auf zwei Betrieben vor (SCHRADER et al. 2011, SCHRADER et al. 2012).

Feinstaub der Partikelgrößenfraktion PM10 wurde anreichernd gravimetrisch mit Impaktoren (PEM-200-4-10, MSP Corp., USA) bestimmt. Diese Impaktoren wurden ursprünglich für Anwendungen im Bereich der Arbeitsplatzhygiene entwickelt und zusätzlich für tiefe Luftgeschwindigkeiten validiert (LAI and CHEN 2000). In früheren Untersuchungen wurden sie bereits zur Bestimmung von PM10-Konzentrationen in Mast Schweineställen eingesetzt (BERRY et al. 2005).

Die Probenahme ermöglichten geregelte Membranpumpen (GilAir 5, Sensidyne, USA) mit einem gleichmäßigen Volumenstrom von 4 l min^{-1} . Sie befanden sich jeweils in maximal 2 m Abstand zum Impaktor in einer Kiste, um sie vor Nässe und Staub zu schützen. Die Impaktoren selbst waren durch eine kleine Aluminiumkappe vor grobem Staub, Insekten, Regen oder hohen Luftgeschwindigkeiten geschützt. In diese waren ringförmig Einlassöffnungen gefräst, um die Anströmung unabhängig von der Windrichtung analog zur DIN EN 12341 (2014) von allen Seiten zu gewährleisten. Die aerosolhaltige Probe wird mit einem definierten Volumenstrom in einer Düse deutlich beschleunigt und danach umgelenkt. Partikel größer als $10 \mu\text{m}$ treffen aufgrund ihrer Trägheit auf eine geölte Prallplatte und werden darauf mit einer 50%igen Abscheideeffizienz abgeschieden. Kleinere Partikel (PM10) bleiben im Gasstrom und werden auf dem nachfolgenden Filter (S & S, GF 10 HY, $\varnothing 37 \text{ mm}$; Whatman Membranfilter, PTFE beschichtet, $5,0 \mu\text{m}$, $\varnothing 37 \text{ mm}$) zurückgehalten. Die PM10-Masse auf dem Filter wurde im Labor gravimetrisch bestimmt. Die Filter wurden jeweils vor und nach der Messung mindestens 24 Stunden bei $22 \text{ }^\circ\text{C}$ und 50% relativer Luftfeuchtigkeit konditioniert. Als Nachweisgrenze wurde aufgrund ähnlicher Untersuchungen im Schweinestall (BERRY et al. 2005) $10 \mu\text{g m}^{-3}$ übernommen. Um ausreichend Staubmasse zu akkumulieren, wurden die Filter während 72 h belegt. Diese Expositionszeit wurde von Vorversuchen in einem freigelüfteten Milchviehstall mit Laufhof abgeleitet, mit systematisch variiert Dauer der Exposition.

Für eine repräsentative Beprobung des Stallbereichs und Laufhofs wurden an jeder Messachse drei bis fünf Impaktoren in etwa 3 m Höhe gleichmäßig verteilt und zeitgleich betrieben. Je nach Stall ergaben sich so 9 bis 14 Messpunkte (Abbildung 1). Zur Ermittlung der Hintergrundkonzentration dienten zwei Impaktoren an einem vom Stall unbeeinflussten Standort.

Um die Emissionen bei freier Lüftung und von Flächenquellen zu bestimmen, wurde eine Tracer-Ratio-Methode mit zwei Tracergasen entwickelt. Neben dem bereits bei Messungen in freigelüfteten Ställen etabliertem Tracergas Schwefelhexafluorid, SF_6 , (BERRY et al. 2005, HENSELER-PASSMANN 2010, MÜLLER et al. 2006, NANNEN et al. 2006, NIEBAUM 2001, SCHIEFLER 2013, SEIPELT 1999) wurde Trifluormethylschwefelpentafluorid, SF_5CF_3 , (HO et al. 2008, STURGES et al. 2000) als zweites Tracergas eingesetzt. Die verdünnten Tracergase wurden über ein Metall-Rohr-System ($\varnothing 4,53 \text{ mm}$; Interally, Schweiz) mit kritischen Kapillaren aus Stahl ($\varnothing 30 \mu\text{m}$; Lenox Laser, Glen Arn, USA) an den Laufflächen kontinuierlich zudosiert (Abbildung 1). Der Abstand zwischen den kritischen Kapillaren zur Zudosierung betrug innerhalb der Längsachsen jeweils 3 oder 6 m. Aufgrund der Zudosierungskonzentration (jeweils 600–800 ppm für SF_6 bzw. SF_5CF_3) betrug der Dichteunterschied der Tracergase zur Umgebungsluft weniger als 1%, was eine gute Durchmischung mit der Stallluft gewährleistete.

Ein Luftsammlersystem, bestehend aus Teflonschläuchen ($\varnothing 6 \text{ mm}$) und kritischen Kapillaren aus Glas ($\varnothing 250 \mu\text{m}$; Thermo-Instruments, Germany and Louwers, The Netherlands) im Abstand von je

3 m, ermöglichte in den weiträumigen Ställen eine repräsentative Probenahme der Tracergase in unmittelbarer Nähe zu den Impaktoren. Ein ähnliches System war bei Untersuchungen von NIEBAUM (2001) und SEIPELT (1999) im Einsatz. Die Probenahmeleitungen der Betriebe 2, 3, 4, 5 und 6 waren auf 3 m Höhe in den Längsachsen installiert (Abbildung 1). Bei Betrieb 1 war das Luftsammlersystem in den Gebäudeöffnungen (Tore, First, Fenster) sowie in 3 m Höhe in der Mittelachse des Laufhofs positioniert. Die Analyse der beiden Tracergase erfolgte simultan mittels Gaschromatographie (GC-ECD, 3400Cx Series, Varian, USA). Bei SCHRADE et al. (2012) und ZEYER et al. (2012) ist die Tracer-Ratio-Methode ausführlicher beschrieben.

Grundlage für die Berechnung der PM10-Emissionen waren die jeweils über einen Messzeitraum von drei Tagen erfassten PM10-Konzentrationen. Aus den PM10-Konzentrationen der einzelnen Messorte im Tierbereich (Stallbereich und Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof) wurde der Median gebildet. Die Emissionsberechnung erfolgte über eine summarische Bestimmung der über drei Tage gemittelten Tracergas-Konzentrationen und -Massenströme. Diese Tracer-Ratio-Methode beruht auf der Annahme, dass sich die Tracergase (T) ähnlich verhalten wie die zu messende emittierende Partikelfraktion PM10 (PM10) und somit die emittierende Quelle abbildet. Das Verhältnis der Konzentration (c) der beiden Größen entspricht dann dem Verhältnis von deren Massenstrom (\dot{m}).

$$\frac{\dot{m}_{PM10}}{\dot{m}_T} = \frac{c_{PM10}}{c_T} \quad (\text{Gl. 1})$$

So gilt:

$$\dot{m}_{PM10} = \frac{\dot{m}_T \cdot c_{PM10}}{c_T} \quad (\text{Gl. 2})$$

Die verwendete Tracer-Ratio-Methode ist detailliert in SCHRADE (2009) und SCHRADE et al. (2012) beschrieben.

Begleitparameter

Zur Charakterisierung der jeweiligen Messsituation, zur Plausibilisierung der Messdaten, als Bezugsgrößen und zur Ableitung von wichtigen Einflussgrößen auf die Emissionen wurden zusätzlich zu den beschreibenden Betriebsdaten (Tabelle 2) die Laufflächenverschmutzung, der Tieraufenthalt in den jeweiligen Bereichen, und eine große Bandbreite von Klimaparametern erhoben:

- Außenklima (1 min^{-1}): Eine Wetterstation, 100–200 m vom Stallgebäude entfernt, erfasste Lufttemperatur (NTC, Testo, Deutschland), relative Luftfeuchtigkeit (Kapazitiver Dünnsfilmsensor, Testo, Deutschland), Windgeschwindigkeit und Windrichtung (2-Achsen-Ultraschallanemometer, WindObserverTM, GILL, Großbritannien) in einer Höhe von ca. 2,5 m. Die Sensoren für Luftdruck (absoluter Drucksensor, Dickfilmkeramik), Globalstrahlung (Pyranometer) und Niederschlag (selbstentleerende Wippe mit Impulssensor) waren im Abstand von etwa 15 m zum Stallgebäude in ca. 2 m Höhe positioniert.
- Klima im Stallbereich und Laufhof bzw. kombiniertem Liegegang/Laufhof (1 min^{-1}): In den einzelnen Bereichen (Fressgang, Liegegang, kombinierter Liegegang/Laufhof und Laufhof) wurden neben Lufttemperatur (NTC, Testo, Deutschland) und relativer Luftfeuchtigkeit (Kapazitiver Dünnsfilmsensor, Testo, Deutschland) die Windgeschwindigkeit (Hitzdrahtanemometer, Schmidt Technology, Deutschland) sowohl in Bodennähe (50 cm über der Lauffläche) als auch in Höhe

der Probenahme (3 m über dem Boden) erhoben. Zusätzlich wurden Windgeschwindigkeit und Windrichtung (3-Achsen-Ultraschallanemometer, WindMasterTM, GILL, Großbritannien) zwischen Stallbereich und Laufhof (bei getrenntem Laufhof) oder innerhalb des Stalls (bei kombiniertem Liegegang/Laufhof) gemessen.

In SCHRADE et al. (2012) sind die Begleitparameter detailliert erläutert.

Tabelle 2: Beschreibung der Praxisbetriebe und Messperioden: Tierbestand, Futterration, Anordnung von Stallgebäude und Laufhof, Fassadenausführung, Einstreu, Zudosierung und Probenahme, Klima (FG = Fressgang; LG = Liegegang; LG/LH = kombinierter Liegegang/Laufhof; LH = Laufhof; MW = Mittelwert; So = Sommer; Üb = Übergangszeit; Wi = Winter; GV = Großvieheinheit, 1 GV = 500 kg Lebendmasse; TS = Trockensubstanz; TMR = Totalmischration)

Parameter	Betrieb 1		Betrieb 2		Betrieb 3		Betrieb 4		Betrieb 5		Betrieb 6	
	So	Üb	So	Wi	Üb	Wi	Üb	Wi	So	Wi	So	Üb
Tierbestand	Milchkühe		Milchkühe, Zuchtbullen		Milchkühe, Jungvieh		Milchkühe, Zuchtbulle		Milchkühe		Milchkühe	
Anzahl Tiere	20	20	40	40	74	71	27/28	28	47	46	50/53	50
Anzahl GV	28	28	58	70	94	97	39/40	41	77	78	85/90	83
Futterration	Grassilage, Heu, Kraftfutter		Grassilage, Maissilage, Heu, Kraftfutter; So: Grünfutter		Grassilage, Maissilage, Heu, Kraftfutter		Heu, Kraftfutter		TMR: Grassilage, Rapskuchen, Sojaextraktionsschrot, Lieschkolbensilage; So: Harnstoff, Wi: Kartoffeln, Maissilage, Luzerne-silage, Luzerneheu, Zuckerrübenschnitzel-Silage		TMR: Grassilage, Lieschkolbensilage, Luzerneheu, Sojaextraktionsschrot, Rapsextraktionsschrot, Maiskleber, Corn-Cob-Mix, Kraftfutter	
Einstreu (Tiefboxen)	Stroh und Sägemehl		Langstroh		Langstroh		Häckselstroh		Langstroh		Langstroh	
Anordnung von Stallgebäude und LH	LH getrennt		LH getrennt		LG = LH		LH getrennt		LG = LH		LG = LH	
Fassadenausführung zum Laufhof	Mauer und offene Fenster		Rundholzwand, oben offen		offen		Mauer und Cur-tains (offen)		offen		offen	
Gesamtfläche in m²	289		575		858		412		529		568	
davon Lauffläche	215		440		624		295		377		388	
davon LH bzw. LG/LH	82		197		360		99		168		180	
Tracergas-Zudosierung (Anzahl Achsen und Gas)												
FG	1 x SF ₆		1 x SF ₆		1 x SF ₅ CF ₃		2 x SF ₆		2 x SF ₆		-	
LG	1 x SF ₆		1 x SF ₆		-		2 x SF ₆		-		2 x SF ₆	
LG/LH	-		-		2 x SF ₆		-		2 x SF ₅ CF ₃		-	
LH getrennt	1 x SF ₅ CF ₃		1 x SF ₅ CF ₃		-		1 x SF ₅ CF ₃		-		2 x SF ₅ CF ₃	
Position Probenahme Tracergase (Anzahl Achsen)	Tore, First, Fenster, LH (3)		Fressgitter, 2 x Liegeboxen, LH (4)		FG, Liegeboxen, LG/LH (3)		FG, LG, LH (3)		FG, Liegeboxen, LG/LH (3)		FG, Liegeboxen, LG/LH (3)	
PM10-Probenahme, Anzahl Impaktoren												
Stallgebäude	9		10		8		6		8		8	
LG/LH, LH getrennt	5		3		5		3		4		4	
Hintergrund	2		2		2		2		2		2	
Klima: 3-Tagesmessung 1 und 2												
Lufttemperatur (Hintergrund) MW in °C	14	15	15	5	8	4	8	0	19	1	18	13
Windgeschwindigkeit (Stall) MW in m s ⁻¹	0,2	0,2	0,5	0,5	0,5	0,4	0,3	0,2	0,5	0,3	0,3	0,4
Relative Luftfeuchtigkeit (Stall) MW in %	88	85	83	90	60	87	91	80	72	71	57	89
Niederschlags-summe in l m ⁻²	0,5	6,4	0,1	2,0	2,3	3,0	62,7	8,9	9,3	0	3,3	2,8
	3,0	2,0	0				0,4	0				

Statistische Auswertung

Die statistische Analyse erfolgte mit dem Statistikprogramm S-Plus[®] Version 7.0 für Windows auf der Ebene der dreitägigen Messzeiträume. Dazu wurden für die zeitlich hoch aufgelösten Klimadaten (z. B. Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit, Luftdruck, Globalstrahlung, Niederschlag) Mittelwerte über den jeweiligen Messzeitraum gebildet.

Zunächst wurde mit einer Varianzanalyse untersucht, wie sich die PM10-Konzentrationen der einzelnen Messorte im Tierbereich (Stallbereich und Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof) von den Hintergrundwerten unterscheiden. Dabei ist ein hierarchisch geschachtelter Effekt von Mehrfachmessungen b_{ijkl} im Messzeitraum b_{ijk} in der Messperiode b_{ij} im Betrieb b_i berücksichtigt. Der Bereich $\beta_1 B$ (Tierbereich versus Hintergrund) ging als fixer Effekt ein. Die Zielvariable PM10-Konzentration c_{ijklm} (in $\mu\text{g m}^{-3}$) wurde logarithmiert. Außerdem erfolgte eine Korrektur der Varianzhomogenität:

$$c_{ijklm} = \mu + b_i + b_{ij} + b_{ijk} + b_{ijkl} + \beta_1 B + \varepsilon_{ijklm} \quad (\text{Gl. 3})$$

Weiter wurde mit einem linearen Gemischte-Effekte-Modell, welches den Betrieb als zufälligen Effekt berücksichtigt, der Einfluss der Jahreszeit $\beta_1 JZ$, der Außentemperatur $\beta_2 AT$ (in $^{\circ}\text{C}$) und der relativen Luftfeuchtigkeit $\beta_3 RF$ (in %) auf die PM10-Emission E_{ij} (in $\text{g GV}^{-1} \text{d}^{-1}$) überprüft:

$$E_{ij} = \mu + b_i + \beta_1 JZ + \beta_2 AT + \beta_3 RF + \varepsilon_{ij} \quad (\text{Gl. 4})$$

Die Zielvariable E_{ij} wurde logarithmisch transformiert. Zur Überprüfung der Modellannahmen diente eine graphische Residuenanalyse. Das Signifikanzniveau wurde bei 5 % festgelegt.

Kalkulation des PM10-Emissionsfaktors und Hochrechnung der Emissionen für die Schweizer Milchviehhaltung

Als Emissionsfaktor wurde der arithmetische Mittelwert über die PM10-Emissionen der einzelnen Messperioden bezogen auf Großvieheinheiten (GV) festgelegt. Lediglich die Messung der Übergangszeit von Betrieb 6, bei der die Messdauer aufgrund eines Stromausfalls nur 24 h betrug, konnte nicht berücksichtigt werden.

Zur Hochrechnung der PM10-Emissionen aus der Milchviehhaltung der Schweiz und Darstellung der Entwicklung von 1990 bis 2012 wurden die Daten der „Statistischen Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung des Schweizerischen Bauernverbandes“ (SBV) verwendet (SCHWEIZERISCHER BAUERNVERBAND 2012). Eine Differenzierung zwischen den verschiedenen Haltungssystemen in der Milchviehhaltung ist nicht möglich, da für die Anbindehaltung im internationalen Emissionsinventar keine PM10-Emissionsfaktoren vorliegen. Daher wurden für die Hochrechnung der PM10-Emissionen auf den Schweizer Milchviehbestand die aus den dargestellten Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren verwendet.

Ergebnisse

Klimaparameter

Der Temperaturbereich über alle Messperioden erstreckte sich auf Minutenebene zwischen -8 und 37 °C (SCHRADE et al. 2012). Über alle Betriebe variierte der Mittelwert der Lufttemperatur im Hintergrund in den Messperioden im Sommer von 14 bis 19 °C, in der Übergangszeit von 8 bis 15 °C und im Winter von 1 bis 5 °C (Tabelle 2). Zwischen den einzelnen Messorten Hintergrund, Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof und Stallbereich gab es nur geringe Temperaturunterschiede: Im Winter war die mittlere Lufttemperatur im Stallbereich teils bis zu 2 K über dem Hintergrund, im Sommer waren die Temperaturen nahezu gleich (SCHRADE et al. 2012). Im Vergleich zum arithmetischen Mittelwert der Windgeschwindigkeit im Stall in 3 m Höhe mit $0,2$ und $0,5$ m s^{-1} über alle Betriebe und Jahreszeiten waren die Windgeschwindigkeiten (Minutenmittelwerte) im Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof gefolgt von der Windgeschwindigkeit im Hintergrund deutlich höher (SCHRADE et al. 2012). Die mittlere relative Luftfeuchtigkeit im Stall pro dreitägigem Messzeitraum erstreckte sich von 57 bis 94 %. In zehn der 17 dreitägigen Messzeiträume lag die mittlere relative Luftfeuchtigkeit im Stall bei 80 % oder darüber. Bei der relativen Luftfeuchtigkeit waren die Unterschiede zwischen den einzelnen Bereichen Hintergrund, Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof und Stallbereich sehr gering (SCHRADE 2009). Drei der dreitägigen Messzeiträume waren niederschlagsfrei (Sommer Betrieb 2; Winter Betriebe 4 und 5). Die höchste Niederschlagsmenge mit rund 63 l m^{-2} innerhalb von drei Tagen fiel in der Übergangszeit auf Betrieb 4.

PM10-Konzentrationen

Abbildung 2 zeigt die PM10-Konzentrationen von insgesamt 17 dreitägigen Messzeiträumen in zwölf Messperioden getrennt nach den einzelnen Bereichen (Stallbereich, Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof, Hintergrund) gemessen über jeweils drei Tage. Die PM10-Konzentrationen über alle Messungen, Bereiche und Probenahmeorte variierten zwischen $< 10 \mu\text{g m}^{-3}$ (Nachweisgrenze) und $40 \mu\text{g m}^{-3}$ im Hintergrund bis $69 \mu\text{g m}^{-3}$ im Tierbereich (Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof und Stallbereich). Abweichend war bei der Sommermessung von Betrieb 5 die Hintergrundkonzentration deutlich höher als die Werte im Tierbereich. Ursache dafür könnte die Getreideernte auf Ackerflächen in der Umgebung oder ein verstärktes Staubaufkommen von einem zirka 20 m vom Hintergrundmessort entfernten geschotterten Wirtschaftsweg sein. Deshalb wurde für diese Messperiode als Hintergrundwert ein über diesen Zeitraum gemittelter Wert aus Immissionsmessungen eines unbeeinflussten Standorts Winterthur Obertor (OSTLUFT 2008) herangezogen. Bei Betrieb 6 erfolgte in der Übergangszeit nach einem gewitterbedingten Stromausfall nur eine 24-stündige Messung. Die große Streuung dieser Werte kann auf die kurze Expositionszeit der Filter und die daraus resultierende Messunsicherheit zurückgeführt werden.

In der Mehrzahl der Messperioden waren die PM10-Konzentrationen im Stallbereich leicht höher als im Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof (SCHRADER et al. 2014). Eine Varianzanalyse zeigte, dass sich über alle Messperioden hinweg die Konzentration des Hintergrunds signifikant von der Konzentration des Tierbereichs (Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof und Stallbereich) unterscheidet ($F_{1,17} = 14,62$; $p = 0,001$). Dabei lag der Mittelwert der Hintergrundkonzentration bei $17 \mu\text{g m}^{-3}$ und die PM10-Konzentration im Tierbereich bei $26 \mu\text{g m}^{-3}$.

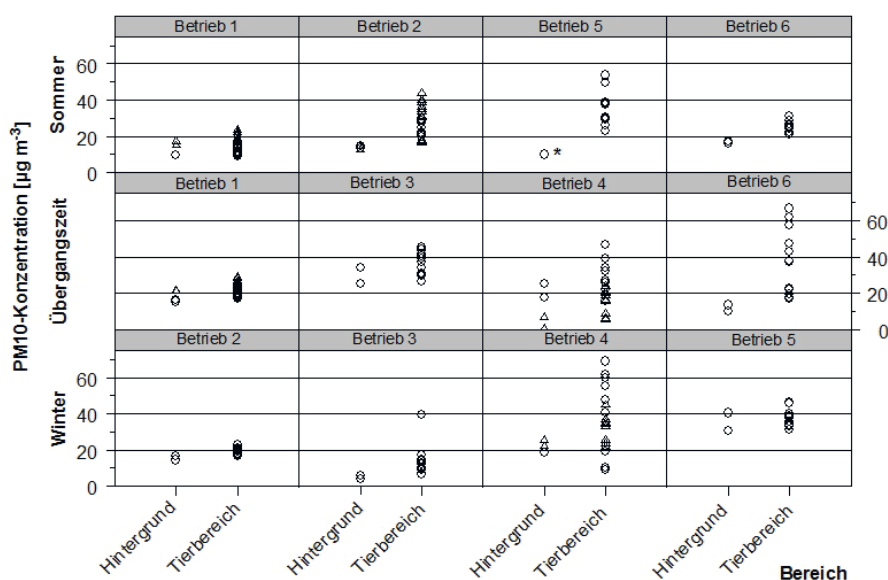


Abbildung 2: PM10-Konzentrationen in $\mu\text{g m}^{-3}$ im Tierbereich und Hintergrund nach Betrieb und Jahreszeit, innerhalb der Messperiode als dreitägige Messzeiträume (O = dreitägiger Messzeitraum 1; Δ = dreitägiger Messzeitraum 2) dargestellt; * kennzeichnet den Wert aus Immissionsmessungen am Ostluft-Standort Winterthur Obertor (OSTLUFT 2008)

PM10-Emissionen

Die PM10-Emissionen lagen über alle Betriebe und Jahreszeiten hinweg zwischen 0,02 und 2,1 g GV⁻¹ d⁻¹ (Abbildung 3). Innerhalb der Betriebe sind Unterschiede in der Emissionshöhe zwischen den Jahreszeiten, Messperioden und dreitägigen Messzeiträumen erkennbar. Der Jahreszeiteffekt ist jedoch nicht systematisch. Bei Betrieb 5 waren beispielsweise die Emissionen im Sommer mit 1,27 g GV⁻¹ d⁻¹ deutlich höher als im Winter mit 0,07 g GV⁻¹ d⁻¹. Dagegen lagen bei Betrieb 4 der Emissionswert des einen Wintermesszeitraums (1,42 g GV⁻¹ d⁻¹) deutlich über denen der Übergangszeit (0,32 g GV⁻¹ d⁻¹; 0,52 g GV⁻¹ d⁻¹). Bei den Betrieben 1 und 3 waren jahreszeitliche Unterschiede der PM10-Emissionen schwächer ausgeprägt bzw. zu vernachlässigen. Der hohe Wert in der Übergangszeit von Betrieb 6 ist möglicherweise auf die große Streuung der Konzentrationen zurückzuführen, bedingt durch die kürzere 24-h-Messung aufgrund eines durch ein Gewitter ausgelösten Stromausfalls.

Dieses uneinheitliche Bild spiegelt auch die statistische Analyse der Einflussgrößen wider. Nach einem linearen Gemischte-Effekte-Modell, welches den Betrieb als zufälligen Effekt berücksichtigt, deutete keine der untersuchten Einflussgrößen (Jahreszeit, Außentemperatur, relative Luftfeuchtigkeit im Stall) auf einen signifikanten Einfluss auf die PM10-Emission hin. Da die PM10-Konzentrationen im Stall und Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof meist knapp über oder im Bereich der Hintergrundkonzentration lagen, sind möglicherweise auch die berechneten Emissionen mit einer großen relativen Unsicherheit behaftet.

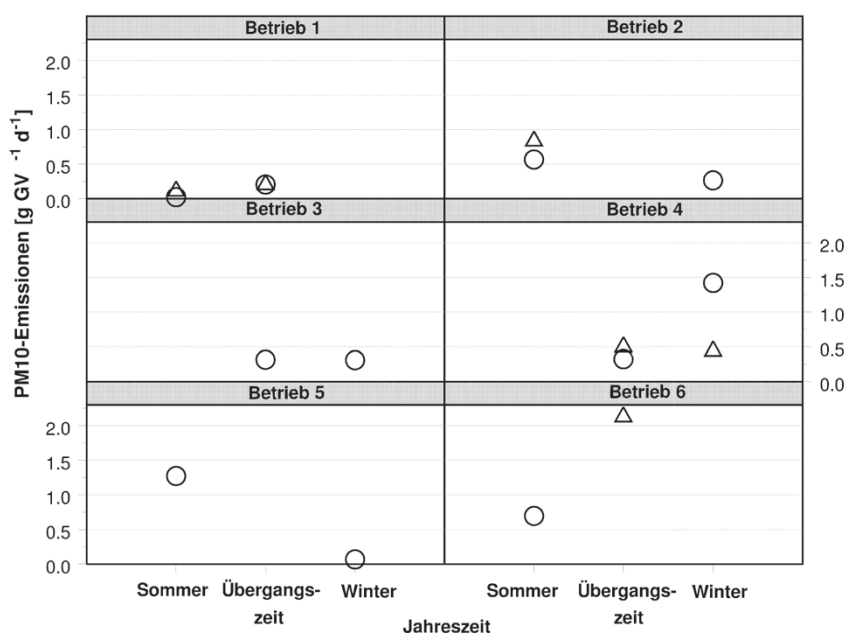


Abbildung 3: PM10-Emissionen in g GV⁻¹ d⁻¹ nach Betrieben und Jahreszeiten, angegeben pro dreitägigem Messzeitraum, berechnet auf Grundlage des Medians der PM10-Konzentration aus dem Tierbereich (Stallbereich, Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof) und der Tracergas-Messungen, (O = dreitägiger Messzeitraum 1; Δ = dreitägiger Messzeitraum 2)

PM10-Emissionsfaktor und Hochrechnung der Emissionen

Die PM10-Emissionen variierten über alle Messperioden hinweg zwischen 0,07 und 1,27 g GV⁻¹ d⁻¹. Der daraus berechnete arithmetische Mittelwert und somit der PM10-Emissionsfaktor liegt bei 0,48 g GV⁻¹ d⁻¹ (0,18 kg GV⁻¹ a⁻¹) bzw. 0,64 g Tier⁻¹ d⁻¹ (0,23 kg Tier⁻¹ a⁻¹). Die Umrechnung erfolgte mit dem Großvieheinheitenrechner des KTBL (2014).

Die Anzahl der Milchkühe in der Schweiz ging von ca. 684.000 Tiere im Jahr 1999 bis zum Jahr 2004 auf ca. 620.000 Tiere zurück, bewegte sich in den Folgejahren auf dem Niveau von 2004, stieg im Jahr 2008 wieder leicht an (ca. 630.000) und lag in den Jahren 2010 bis 2012 bei etwa 590.000 Tieren (SCHWEIZERISCHER BAUERNVERBAND 2012).

Da bei der Hochrechnung der PM10-Emissionen zwischen den Haltungssystemen aufgrund ungenügender Datengrundlage nicht differenziert werden konnte, verlaufen die PM10-Emissionen parallel zum Milchviehbestand. Demnach gingen die hochgerechneten PM10-Emissionen der Milchviehhaltung basierend auf den eigenen Emissionsmessungen von 160 t a⁻¹ im Jahr 1999 auf 138 t a⁻¹ im Jahr 2012 zurück (Abbildung 4). Die hochgerechneten PM10-Emissionen – basierend auf den eigenen Messungen – liegen deutlich unter denen basierend auf Emissionsfaktoren, die derzeit in den Inventaren verwendet werden (CEPMEIP 2014, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2013). Aufgrund mangelnder Datengrundlage konnte bei der Hochrechnung die Weidehaltung und Alpung nicht berücksichtigt werden.

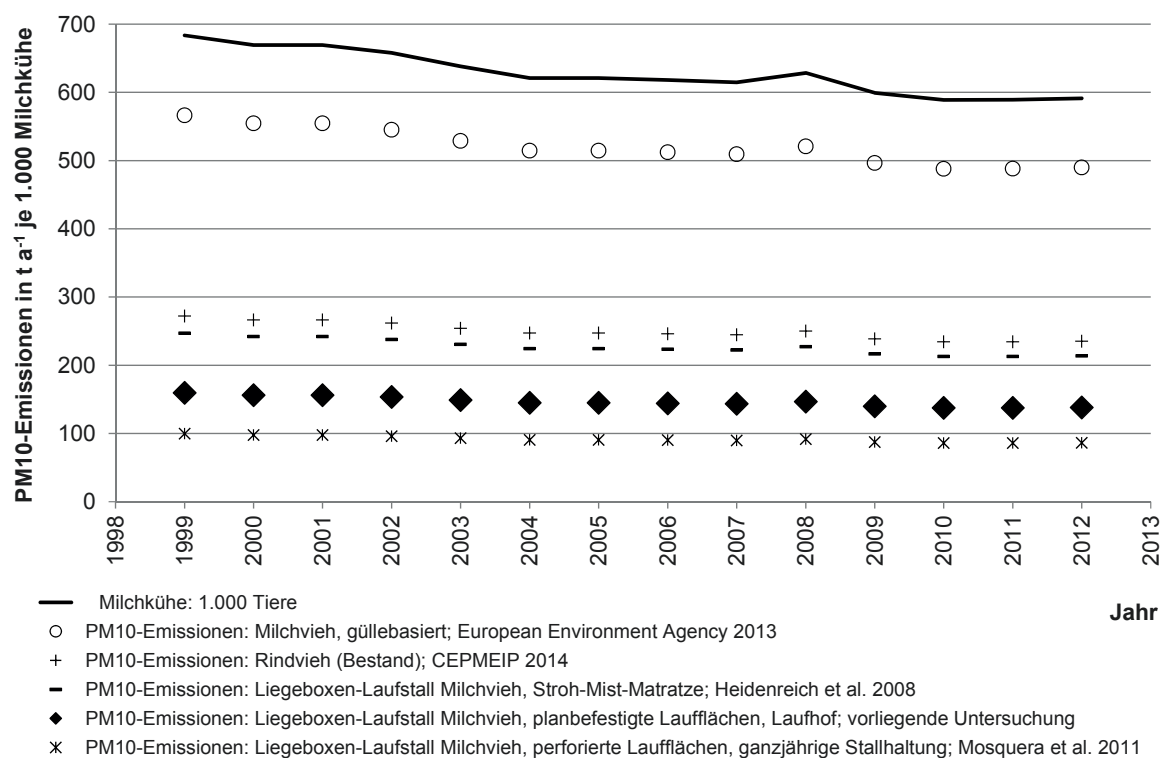


Abbildung 4: Entwicklung des Milchviehbestandes und der PM10-Emissionen in t a⁻¹ aus der Milchviehhaltung der Schweiz von 1990 bis 2012; dargestellt sind die Hochrechnung basierend auf dem von den eigenen Messungen abgeleiteten Emissionsfaktor sowie Hochrechnungen unter Verwendung unterschiedlicher Emissionsfaktoren (CEPMEIP 2014, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2013, HEIDENREICH et al. 2008, MOSQUERA et al. 2011)

Diskussion

Messkonzept und Methoden

Mit systematischen Emissionsmessungen bei Laufställen mit Liegeboxen, planbefestigten Laufflächen und Laufhof auf sechs Praxisbetrieben in insgesamt zwölf Messperioden konnten in dieser Untersuchung für ein Haltungssystem betriebliche Effekte abgebildet und praxisübliche Messbedingungen gewährleistet werden. Die sechs gewählten Betriebe unterschieden sich bezüglich Fütterung, Management, Bewirtschaftungsweise, Herdenleistung, Größe sowie baulichen Details wie beispielsweise Ausführung der planbefestigten Laufflächen und Fassaden. Damit ist für dieses Haltungssystem ein breites Spektrum der Praxisvielfalt abgedeckt.

Mit Messungen in je zwei der drei Jahreszeiten pro Betrieb konnten jeweils innerhalb der Betriebe zwei unterschiedliche klimatische Situationen erfasst und über alle Betriebe hinweg das Klima im Jahresverlauf abgedeckt werden. Bei der vorliegenden Untersuchung mit Außentemperaturen von -8 bis 37 °C war der Temperaturbereich sehr groß.

Die für die vorliegenden Untersuchungen entwickelte Tracer-Ratio-Methode mit konstanter Zudosierung, Luftsammelproben und Online-Analytik konnte erfolgreich bei Laufställen mit Laufhof eingesetzt werden. Neben dem bereits etablierten SF₆ erwies sich SF₅CF₃ als geeignetes Tracergas (ZEYER et al. 2012).

Die gravimetrische Bestimmung von PM₁₀ mit Impaktoren ermöglichte zeitgleich eine räumlich hoch aufgelöste Probenahme in den weiträumigen Ställen und Laufhöfen. Die Verwendung von geregelten Pumpen sowie der Schutz der Impaktoren durch eine Aluminiumkappe bewährte sich wie schon bei Messungen in Schweineställen (BERRY et al. 2005).

Die PM₁₀-Konzentration der untersuchten Milchviehbetriebe lag im Vergleich zu Messungen von BERRY et al. (2005) in Schweineställen deutlich niedriger, zum Teil im Bereich der Nachweisgrenze von $10 \mu\text{g m}^{-3}$. Zudem war die Differenz zum Hintergrund in einigen Messzeiträumen sehr klein. Die Unsicherheit der Messungen könnte durch eine längere Expositionszeit oder den Einsatz von High-Volume-Samplern, wie sie typischerweise in Immissions-Messnetzen verwendet werden, verbessert werden. Mit Letzteren könnte jedoch kaum eine ähnlich hohe Anzahl von Messpunkten beprobt werden, was wiederum die Aussagekraft der resultierenden Daten schmälern würde.

Ergebnisse

PM₁₀-Konzentrationen

Die PM₁₀-Konzentrationen im Tierbereich der eigenen Messungen variierten zwischen $< 10 \mu\text{g m}^{-3}$ (Nachweisgrenze) und $69 \mu\text{g m}^{-3}$ (Mittelwert: $26 \mu\text{g m}^{-3}$). In einem ähnlichen Bereich mit 11 bis $41 \mu\text{g m}^{-3}$ erstreckten sich PM₁₀-Konzentrationen eines Liegeboxenlaufstalls in den Niederlanden (MOSQUERA et al. 2012). Bei Messungen von KAASIK und MAASIKMETS (2013) in neun nicht wärmege-dämmten Liegeboxenlaufställen für Milchvieh in Estland waren die PM₁₀-Konzentrationen deutlich höher: Die mittleren monatlichen PM₁₀-Konzentrationen erstreckten sich von 27 bis $123 \mu\text{g m}^{-3}$ (Mittelwert: $65 \mu\text{g m}^{-3}$).

Bei Untersuchungen von HENSELER-PASSMANN (2010) lagen die PM₁₀-Konzentrationen in beiden Liegeboxenlaufställen mit 4 bis $15 \mu\text{g m}^{-3}$ unter den eigenen Werten, dagegen waren die Konzentrationen eines Tiefstreustalls mit 170 bis $206 \mu\text{g m}^{-3}$ um ein Vielfaches höher.

Während die PM₁₀-Konzentrationen der eigenen Daten sowie die von HEIDENREICH et al. (2008) und MOSQUERA et al. (2012) keine eindeutigen jahreszeitlichen Unterschiede zeigten, lagen die PM₁₀-Kon-

zentrationen bei Untersuchungen von JOO et al. (2013) und SCHMIDT et al. (2002) in der warmen Jahreszeit deutlich über denen im Winter. Unterschiede in der Konzentration könnten sowohl auf die Größe, Stärke und Partikelzusammensetzung der Quellen als auch auf die Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit oder die Luftwechselrate zurückgeführt werden.

Während bei Staubmessungen in Feedlots für Mastrinder nach Niederschlägen (Regen) ein deutlicher Rückgang der PM10-Emissionen über mehrere Tage erkennbar war (BONIFACIO et al. 2011), hatten in unseren Untersuchungen Regenfälle keinen sichtbaren Effekt auf die PM10-Konzentration.

Da die mittleren Hintergrundkonzentrationen für PM10 tiefer als die jeweiligen dazugehörigen Mediane des Tierbereichs waren, entstanden keine negativen Emissionswerte. Dies deutet darauf hin, dass die Analytik verhältnismäßig robust und ausreichend präzise ist.

PM10-Emissionen

Die PM10-Emissionen wiesen über die Betriebe, Jahreszeiten und dreitägige Messzeiträume hinweg eine große Streuung auf. Mit 0,03 bis 2,8 g Tier⁻¹ d⁻¹ lagen die Werte in einem ähnlichen Bereich oder waren etwas höher wie Literaturwerte von Liegeboxen-Laufställen von HEIDENREICH et al. (2008) mit 0,10 bis 1,44 g Tierplatz⁻¹ d⁻¹ und SCHMIDT et al. (2002) mit 0,12 bis 1,99 g GV⁻¹ d⁻¹. PM10-Emissionswerte von MOSQUERA et al. (2012), von einem Liegeboxen-Laufstall in den Niederlanden an sechs unabhängigen Messtagen übers Jahr verteilt, erstreckten sich von 0,08 bis 0,41 g Tierplatz⁻¹ d⁻¹. Etwas höher sind PM10-Emissionen mit 2,06 bis 2,78 g LU⁻¹ d⁻¹, die einem Tiefstreustall in Deutschland gemessen wurden (HENSELER-PASSMANN 2010). Deutlich höhere mittlere PM10-Emissionen resultierten aus Messungen bei zwei freigelüfteten Milchviehställen in den USA mit 11,9 bis 15,0 g Kuh⁻¹ d⁻¹ (JOO et al. 2013). Bei diesen Untersuchungen nahmen die PM10-Emissionen mit höherer Temperatur zu (JOO et al. 2013).

Bei den eigenen Messungen in Milchviehställen mit Laufhof war die Temperatur jedoch keine signifikante Einflussgröße auf die PM10-Emission. PM10-Emissionen von einem Schweinestall mit Auslauf in der Schweiz waren im Sommer signifikant höher als im Winter (BERRY et al. 2005). Bei Messungen in drei Jahreszeiten von HEIDENREICH et al. (2008), HENSELER-PASSMANN (2010) und MOSQUERA et al. (2012) war analog zu unseren eigenen Messungen kein systematischer Jahreszeiteffekt erkennbar. Die Emissionsdaten von SCHMIDT et al. (2002) in einem Liegeboxenlaufstall sowie von HENSELER-PASSMANN (2010) in einem Tiefstreustall wiesen sogar im Winter höhere PM10-Emissionen als in der wärmeren Jahreszeit auf.

Dass bei der vorliegenden Untersuchung mit dem linearen Gemischte-Effekte-Modell kein signifikanter Zusammenhang der untersuchten Einflussgrößen Jahreszeit, Außentemperatur und/oder relative Luftfeuchtigkeit im Stall festgestellt wurde, könnte auf

- die nur knappe Abgrenzung zur Hintergrundkonzentration,
- die Verwendung von akkumulierten PM10-Messwerten über einen Zeitraum von jeweils drei Tagen, wobei die Streuung der klimatischen Parameter innerhalb des dreitägigen Messzeitraums nicht abgebildet wurde, oder
- den vergleichsweise geringen Stichprobenumfang pro Betrieb zurückgeführt werden.

Auf den sechs Praxisbetrieben dieser Untersuchung wurde in denselben Messabschnitten Ammoniak zeitlich hoch aufgelöst erfasst. Aus einem linearen Gemischte-Effekte-Modell resultierten die Außentemperatur, die Windgeschwindigkeit im Stall und der Milchwahnhstoffgehalt als signifikante Einflussgrößen auf die Ammoniak-Emission (SCHRADER et al. 2012).

PM10-Emissionsfaktoren und Hochrechnung

Die Datengrundlage für den eigenen PM10-Emissionsfaktor stützt sich auf eine größere Anzahl von Betrieben als PM10-Emissionsfaktoren aus der Literatur ab (Tabelle 3). PM10-Messungen auf sechs Praxisbetrieben in jeweils zwei von drei Jahreszeiten bilden die Datenbasis für das in der Schweiz häufigste Laufstallsystem mit planbefestigten Laufflächen, Liegeboxen und Laufhof. Die von GOODRICH et al. (2006) angeführten PM10-Emissionsfaktoren für einen Milchvieh-Laufstall und einen nicht überdachten Laufbereich wurden aufgrund von Konzentrationsmessungen und Ausbreitungsmodellierung auf einem Betrieb kalkuliert. Im Emissionsinventar der European Environment Agency (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2013) sind PM10-Emissionsfaktoren differenziert in „Milchkühe, Festmist“ und „Milchkühe, güllebasiert“ dargestellt. Diese Werte basieren auf Untersuchungen von TAKAI et al. (1998), bei denen die PM10-Emissionen nicht gemessen, sondern von der Partikelfraktion Gesamtstaub (TSP) abgeleitet wurde. Die Emissionsfaktoren aus den Niederlanden für Liegeboxenlaufställe mit perforierten Laufflächen mit bzw. ohne Weidehaltung stützen sich auf Messungen auf vier Betrieben (MOSQUERA et al. 2011).

Tabelle 3: Vergleich von PM10-Emissionsfaktoren für die Milchviehhaltung abgeleitet aus der vorliegenden Untersuchung mit Literaturdaten (AAP = Average Animal Population; CEPMEIP = Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories; EEA = European Environment Agency; FOEN = Federal Office for the Environment; GV = Großvieheinheit, 1 GV = 500 kg Lebendmasse)

Angaben zum Haltungssystem	PM10-Emissionfaktor	Region	Datengrundlage	Quellen
Milchkühe, Festmist (strohbasierend)	1,18 g AAP ⁻¹ d ⁻¹	Europa	Basierend auf TSP-Messungen von TAKAI et al. (1998)	EEA (2013)
Milchkühe, güllebasiert	2,27 g AAP ⁻¹ d ⁻¹			
Rinder (Bestand)	1,09 g Kopf ⁻¹ d ⁻¹	Europa	Nicht dargestellt	CEPMEIP (2014)
Milchvieh (bezogen auf 2012)	1,07 g Tier ⁻¹ d ⁻¹	Schweiz	Nicht dargestellt	FOEN (2014)
Laufstall für Milchvieh	5,0 g GV ⁻¹ d ⁻¹	Texas, USA	Konzentrationsmessungen und Ausbreitungsmodellierung, 1 Betrieb	GOODRICH et al. (2006)
Nicht überdachter Laufbereich für Milchvieh	11,3 g GV ⁻¹ d ⁻¹			
Liegeboxen-Laufstall für Milchvieh mit Stroh-Mist-Matratze	0,99 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹	Deutschland	Emissionsmessungen, 1 Betrieb	HEIDENREICH et al. (2008)
Liegeboxen-Laufstall für Milchvieh mit Gummimatte	0,58 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹			
Tiefstreu-Laufstall für Milchvieh mit Weide (Mai bis Oktober)	1,48 g GV ⁻¹ d ⁻¹	Deutschland	Emissionsmessungen, 3 Betriebe	HENSELER-PASSMANN (2010)
Liegeboxen-Laufstall für Milchvieh mit Weide (Mai bis Oktober)	0,16 g GV ⁻¹ d ⁻¹			
Liegeboxen-Laufstall für Milchvieh mit perforierten Laufflächen (Weide)	0,32 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹	Niederlande	Emissionsmessungen, 4 Betriebe	MOSQUERA et al. (2011)
Liegeboxen-Laufstall für Milchvieh mit perforierten Laufflächen (ganzjährige Stallhaltung)	0,40 g Tierplatz ⁻¹ d ⁻¹			
Liegeboxen-Laufstall für Milchvieh mit planbefestigten Laufflächen und Laufhof	0,64 g Tier ⁻¹ d ⁻¹ ¹⁾ bzw. 0,48 g GV ⁻¹ d ⁻¹	Schweiz	Emissionsmessungen, 6 Betriebe	Vorliegende Untersuchung

¹⁾ Umrechnung mit dem KTBL-Großvieheinheitenrechner (2014).

Mit 0,64 g Tier⁻¹ d⁻¹ ist der von den eigenen Messungen abgeleitete PM10-Emissionsfaktor deutlich niedriger als die bisher in Inventaren für die Schweiz und Europa verwendeten Werte mit 1,07 g Kopf⁻¹ d⁻¹ (FOEN 2014) bzw. 2,27 g AAP⁻¹ d⁻¹ (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2013). Von

PM10-Messungen in vier perforierten Liegeboxenlaufställen abgeleitete Emissionsfaktoren (MOSQUERA et al. 2011) liegen mit $0,40 \text{ g Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (ganzjährige Stallhaltung) bzw. $0,32 \text{ g Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (mit Weide) unter dem Emissionsfaktor basierend auf den eigenen Messungen und damit auch deutlich unter den in den Inventaren verwendeten Werten. Die mittlere PM10-Emission von aktuelleren Messungen in den Niederlanden ist auch deutlich tiefer ($P < 0,05$) als der in MOSQUERA et al. (2011) genannte Emissionsfaktor (MOSQUERA et al. 2012). Somit scheinen die Emissionsfaktoren, die bisher in den Inventaren verwendet werden, als zu hoch.

Die eigenen PM10-Emissionswerte stellen aktuell die bestverfügbare Datengrundlage für die Schweizerische Milchviehhaltung dar. Sie bilden das am häufigsten verbreitete Laufstall-System mit Liegeboxen, planbefestigten Laufflächen und Laufhof ab. Da für weitere Haltungssysteme keine Daten vorliegen, muss für diese vorerst derselbe Emissionsfaktor verwendet werden. Bei der Hochrechnung der Emissionen konnte zwischen den Haltungssystemen nicht differenziert werden, somit verläuft die Entwicklung der PM10-Emissionen parallel zum Rindviehbestand. Lägen nach Haltungssystemen und Produktionstechnik differenzierte PM10-Emissionsdaten vor, könnte sich durch die Zunahme der Laufställe zulasten der Anbindeställe im Laufe der Jahre analog zu Hochrechnungen der Ammoniakemissionen (SCHRÄDE und KECK 2012) eine andere Entwicklung ergeben.

Schlussfolgerungen

Durch Messungen auf sechs Betrieben wurden erstmalig PM10-Konzentrationen und -Emissionen auf Milchviehbetrieben mit Liegeboxen, freier Lüftung und Laufhof systematisch zu unterschiedlichen Jahreszeiten quantifiziert. Die PM10-Konzentrationen im Tierbereich (Stall und Laufhof bzw. Liegegang/Laufhof) lagen meist knapp über oder im Bereich der Hintergrundkonzentration. Entsprechend sind die berechneten Emissionen mit einer großen relativen Unsicherheit behaftet. Innerhalb der Betriebe sind zwischen den Jahreszeiten und zwischen den Messzeiträumen Unterschiede in der Emissionshöhe erkennbar. Beim vorliegenden Datenumfang und aufgrund der nur knappen Abgrenzung zur Hintergrundkonzentration war kein statistisch nachweisbarer Zusammenhang mit den untersuchten Einflussgrößen erkennbar. Zur Bestimmung von relevanten Einflussgrößen auf PM10-Emissionen könnte eine detaillierte qualitative Untersuchung zur Quellenzuordnung von Staubproben analog zu Untersuchungen von HENSELER-PASSMANN (2010) in Milchviehställen bzw. von HUANG et al. (2013) in Feedlots für Mastrinder dienen. Um Tagesverläufe bzw. kurzzeitige Aktivitäten abzubilden, wäre zusätzlich der Einsatz von Online-Messverfahren mit hoher zeitlicher Auflösung notwendig. Weidehaltung und Alping werden in der Schweiz häufig praktiziert. PM10-Emissionsdaten von Alp und Weide sowie von nur zeitweise genutztem Stall sind bisher nicht quantifiziert. In zukünftigen PM10-Messungen ist zu untersuchen, wie sich das Emissionsniveau vom Stall bei Halbtages-, Ganztages- oder Vollweide verändert. Weiter sind Art und Aufbereitung der Einstreu sowie Effekte durch unterschiedliche Futterrationen (Heu oder Gärfutter) zu quantifizieren.

Der von den eigenen Messungen abgeleitete PM10-Emissionsfaktor sowie weitere Emissionsfaktoren aus neueren Messungen in Liegeboxenlaufställen deuten darauf hin, dass die bisher in Inventaren verwendeten Emissionsfaktoren die PM10-Emissionen der Milchviehhaltung überschätzen.

Literatur

- Aarnink, A.J.A.; Ogink, N.W.M. (2006): Harmonisatie meetprotocol voor stalemissies van ammoniak, geur en fijn stof in Nederland en Duitsland. Rapport 2006-06, Wageningen, Animal Sciences Group
- Berry, N.R.; Zeyer, K.; Emmenegger, L.; Keck, M. (2005): Emissionen von Staub (PM10) und Ammoniak (NH₃) aus traditionellen und neuen Stallsystemen mit Untersuchungen im Bereich der Mastschweinehaltung. Bericht, Agroscope FAT Tänikon, Ettenhausen & Empa, Dübendorf
- Bonifacio, H.F.; Maghirang, R.G.; Razote, E.B.; Auvermann, B.W.; Harner, J.P.; Murphy, J.P.; Guo, L.; Sweeten, J.M.; Hargrove, W.L. (2011): Particulate control efficiency of a water sprinkler system at a beef cattle feedlot in Kansas. Transactions of the ASABE 54(1), pp. 295–304
- CEPMEIP (2014): Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance (CEPMEIP) Database, www.air.sk/tno/cepmeip, Zugriff am 16. April 2014
- DIN EN 12341 (2014): Außenluft; Gravimetrisches Standardmessverfahren für die Bestimmung der PM10- oder PM2,5-Massenkonzentration des Schwebstaubes. Beuth Verlag, Berlin
- Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Dämmgen, U.; Osterburg, B.; Lüttich, M.; Bergschmidt, A.; Berg, W.; Brunsch, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der Deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Umweltbundesamt Texte 05/02, Umweltbundesamt, Berlin
- Dolejš, J.; Mašata, O.; Toufar, O. (2006): Elimination of dust production from stables for dairy cow. Czech Journal of Animal Science 51(7), pp. 305–310
- European Environment Agency (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013
- Federal Office for the Environment FOEN (2013): PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland. Modelling results from 2005, 2010 and 2020. Environmental studies, Bern, Federal Office for the Environment (FOEN)
- Federal Office for the Environment FOEN (2014): Switzerland's Informative Inventory Report 2014 (IIR). Inventory Report, Bern, Federal Office for the Environment (FOEN)
- Gonzales, H.B.; Maghirang, R.G.; Wilson, J.D.; Razote, E.B.; Guo, L. (2011): Measuring cattle feedlot dust using laser diffraction analysis. Transactions of the ASABE, 54(6), pp. 2319–2327
- Goodrich, L.B.; Parnell, C.B.; Mukhtar, S.; Capareda, S.C. (2006): A PM10 emission factor for free stall dairies. In: Workshop on agricultural air quality, 5–8 June 2006, Washington D.C., pp. 628–629
- Groot Koerkamp, P.W.G.; Metz, J.H.M.; Uenk, G.H.; Phillips, V.R.; Holden, M.R.; Sneath, R.W.; Short, J.L.; White, R.P.; Hartung, J.; Seedorf, J.; Schröder, M.; Linkert, K.H.; Pedersen, S.; Takai, H.; Johnsen, J.O.; Wathes, C.M. (1998): Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in Northern Europe. Journal of Agricultural Engineering Research 70, pp. 79–95
- Haenel, D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Poddey, E.; Freibauer, A.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Bauer, B.; Osterburg, B. (2014): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2012. Thünen Report 17, Braunschweig, Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Hanhela, R.; Louhelainen, K.; Pasanen, A.L. (1995): Prevalence of microfungi in Finnish cow barns and some aspect of the occurrence of *Wallemia sebi* and *Fusaria*. Scandinavian Journal of Work, Environment and Health 21, pp. 223–228
- Heidenreich, T.; Lippmann, J.; Höferth, C.; Wanka, U. (2008): Quantifizierung von Emissionen in der Rinderhaltung. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 33, Dresden
- Henseler-Passmann, J. (2010): Untersuchungen zur Emission und Transmission von Feinstäuben aus Rinderställen. Dissertation, Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- Hinz, T. (2002): PM in and from agriculture – introduction and overview. In: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 235, Particulate Matter in and from Agriculture, pp. 1–6
- Hinz, T.; Linke, S.; Bittner, P.; Karlowski, J.; Kolodziejczyk, T. (2007): Measuring particle emissions in and from a polish cattle house. In: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 235, Particulate Matter in and from Agriculture 308, pp. 141–146

- Ho, D.T.; Ledwell, J.R.; Smethie, W.R. (2008): Use of SF₅CF₃ for ocean tracer release experiments. *Geophysical Research Letters* 35(4), pp. 1–5
- Huang, Q.; McConnell, L.L.; Razote, E.; Schmidt, W.F.; Vinyard, B.T.; Torrents, A.; Hapeman, C.J.; Maghirang, R.; Trabue, S.L.; Prueger, J.H.; Ro, K.S. (2013): Utilizing single particle Raman microscopy as a non-destructive method to identify sources of PM₁₀ from cattle feedlot operations. *Atmospheric Environment* 66, pp. 17–24
- Joo, H.S.; Ndegwa, P.M.; Heber, A.J.; Ni, J.P.; Bogan, B.W.; Ramirez-Dorronsoro, J.C. (2013): Particulate matter dynamics in naturally ventilated freestall dairy barns. *Atmospheric Environment* 69, pp. 182–190
- Kaasik, A.; Maasikmets, M. (2013): Concentrations of airborne particulate matter, ammonia and carbon dioxide in large scale uninsulated loose housings cowsheds in Estonia. *Biosystems Engineering* 114, pp. 223–231
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2014): Großvieheinheitenrechner 2.1., www.ktbl.de, Zugriff am 8. August 2014
- Lai, C.Y.; Chen, C.C. (2000): Performance characteristics of PM₁₀ samplers under calm air conditions. *Journal of the Air and Waste Management Association* 50(4), pp. 578–587
- Louhelainen, K.; Kanga, J.; Husman, K.; Terho, E.O. (1987): Total concentrations of dust in the air during farm work. *European Journal of Respiratory Diseases* 152, pp. 73–79
- Louhelainen, K.; Kanga, J.; Reiman, M.; Kalliokoski, P. (1997): Farmer's exposure to dust and gases in modern Finnish cubicle cow houses. *Agricultural and Food Science in Finland* 6, pp. 207–217
- Mosquera, J.; Hol, J.M.G.; Huis in't Veld, J.W.H.; Ploegaert, J.P.M.; Ogink, N.W.M. (2012): Emissies uit een ligboxenstal voor melkvee met het „Vrije keuze“ systeem – Meetprogramma Integraal Duurzame Stallen. Rapport 614, Wageningen UR Livestock Research
- Mosquera, J.; Hol, J.M.G.; Winkel, A.; Huis in 't Veld, J.W.H.; Gerrits, F.A.; Ogink, N.W.M.; Aarnink, A.J.A. (2011): Fijnstofemissie uit stallen: melkvee. Rapport 296, Wageningen UR Livestock Research
- Müller, H.J.; Rom, H.B.; Pedersen, S. (2006): Comparison of methods of determination of ventilation flow in animal houses with different kinds of animals. In: CIGR EurAgEng World Congress Agricultural Engineering for a better world, 3–7 September 2006, Bonn
- Nannen, C.; Schneider, T.; Büscher, W. (2006): Automatisierte Volumenstrommessung in frei gelüfteten Milchviehställen mit Trauf-First-Lüftung. *Landtechnik* 61(6), S. 388–389, <http://dx.doi.org/10.15150/lt.2006.1143>
- Niebaum, A. (2001): Quantifizierung gasförmiger Emissionen aus quer gelüfteten Außenklimaställen für Mastschweine mit Hilfe der Tracergas-Technik. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- Ostluft (2008): OSTLUFT - die Luftqualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein. www.ostluft.ch, Zugriff am 20. November 2008
- Purdy, C.W.; Clark, R.N.; Straus, D.C. (2009): Ambient and indoor particulate aerosols generated by dairies in the southern High Plains. *Journal of Dairy Science* 92(12), pp. 6033–6045
- Razote, E.B.; Maghirang, R.G.; Predicala, B.Z.; Murphy, J.P.; Auvermann, B.W.; Harner, J.P.; Hargrove, W.L. (2004): Dust-emission potential of cattle feedlots as affected by feedlot surface characteristics. In: ASAE/CSAE Annual International Meeting, 1–4 August 2004, Ontario
- Schiefler, I. (2013): Greenhouse gas and ammonia emissions from dairy barns. Dissertation, Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
- Schmidt, D.R.; Jacobson, L.D.; Janni, K.A. (2002): Continuous monitoring of ammonia, hydrogen sulfide and dust emissions from swine, dairy and poultry barns. In: ASAE Annual International Meeting, CIGR XVth World Congress Chicago, Illinois, USA, 28–31 July 2002, Illinois
- Schrade, S. (2009): Ammoniak- und PM₁₀-Emissionen im Laufstall für Milchvieh mit freier Lüftung und Laufhof anhand einer Tracer-Ratio-Methode. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel
- Schrade, S.; Keck, M. (2012): Ammoniak aus Rindviehställen: Emissionsfaktoren und Hochrechnung für die Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* 3(10), S. 486–491
- Schrade, S.; Keck, M.; Zeyer, K.; Emmenegger, L. (2011): Haltungssysteme und Messkonzept für Ammoniakemissionen bei freier Lüftung. *Agrarforschung Schweiz* 2(4), S. 170–175

- Schrade, S.; Zeyer, K.; Emmenegger, L.; Keck, M. (2014): PM10 emission measurements in six Swiss dairy cubicle housing systems with natural ventilation and an outdoor exercise area. In: International Conference of Agricultural Engineering, 6–10 July 2014, Zürich
- Schrade, S.; Zeyer, K.; Gygax, L.; Emmenegger, L.; Hartung, E.; Keck, M. (2012): Ammonia emissions and emission factors of naturally ventilated dairy housing with solid floors and an outdoor exercise area in Switzerland. *Atmospheric Environment* 47, pp. 183–194
- Schweizerischer Bauernverband (2000–2012): Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Report Volumes 2000–2012, Brugg
- Seedorf, J. (2004): An emission inventory of livestock-related bioaerosols for Lower Saxony, Germany. *Atmospheric Environment* 38, pp. 6565–6581
- Seipelt, F. (1999): Quantifizierung und Bewertung gasförmiger Emissionen aus frei gelüfteten Milchviehställen mit Trauf-First-Lüftung. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- Sturges, W.T.; Wallington, T.J.; Hurley, M.D.; Shine, K.P.; Sihra, K.; Engel, A.; Oram, D.E.; Penkett, S.A.; Mulvaney, R.; Brenninkmeijer, C.A.M. (2000): A potent greenhouse gas identified in the atmosphere: SF₅CF₃. *Science* 289, pp. 611–613
- Sweeten, J.M.; Parnell, C.B.; Etheredge, R.S.; Osborne, D. (1988): Dust Emissions in Cattle Feedlots. *Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice* 4(3), pp. 557–578.
- Sweeten, J.M.; Parnell, C.B.; Shaw, B.W.; Auvermann, B.W. (1998): Particle size distribution of cattle feedlot dust emission. *Transactions of the ASAE* 41(5), pp. 1477–1481
- Takai, H.; Pedersen, S.; Johnsen, J.O.; Metz, J.H.M.; Groot Koerkamp, P.W.G.; Uenk, G.H.; Phillips, V.R.; Holden, M.R.; Sneath, R.W.; Short, J.L.; White, R.P.; Hartung, J.; Seedorf, J.; Schröder, M.; Linkert, K.H.; Wathes, C.M. (1998): Concentrations and emissions of airborne dust in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70(1), pp. 59–77
- Zeyer, K.; Schrade, S.; Keck, M.; Emmenegger, L. (2012): A dual tracer gas ratio method for the determination of NH₃ emissions in naturally ventilated cattle housing. In: International Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, 10–13 June 2012, Saint-Malo, pp. 374–377

Autoren

Dr. sc. agr. Sabine Schrade und **Dr. sc. agr. Margret Keck** sind wissenschaftliche Mitarbeiterinnen bei Agroscope, Tänikon 1, 8356 Ettenhausen, Schweiz, E-Mail: sabine.schrade@agroscope.admin.ch.

Dipl. Ing. (FH) Kerstin Zeyer ist wissenschaftliche Mitarbeiterin und **Dr. sc. nat. Lukas Emmenegger** ist Leiter der Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik der Empa, Swiss Federal Laboratories for Material Testing and Research, Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf, Schweiz.

Danksagung

Dieses Projekt wurde vom Bundesamt für Umwelt, BAFU, Schweiz, finanziell gefördert. Wir bedanken uns weiter für die technische Unterstützung bei G. Jöhl, M. Keller, F. Korth, B. Kürsteiner, U. Marolf, H. Ott und M. Schlatter sowie bei den Praxisbetrieben für die Kooperationsbereitschaft während der Messungen.