

Umweltwirkungen der Broilermast - eine Übersicht

SYLVIA KRATZ¹, JUTTA ROGASIK und EWALD SCHNUG

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde

1 Einleitung

Die Mastgeflügelproduktion zählt in Deutschland zu den am stärksten industrialisierten Zweigen der Landwirtschaft. In der deutschen Broilermast bestimmen wenige vertikal integrierte agrarindustrielle Unternehmen, die landwirtschaftliche Betriebe als Vertragsmäster an sich gebunden haben, mit Bestandsgrößen von mehreren Zehntausenden bis über zweihunderttausend Tieren den Markt (WINDHORST 1998). 83,3 % der deutschen Broiler wurden 1996 in Beständen mit 25.000 oder mehr Tieren erzeugt, 31,7 % in Beständen mit mindestens 200.000 Tieren, diese Größenklasse war bei insgesamt 28 Betrieben in Deutschland vertreten (ZMP 1999). Zugleich ist mit zunehmender Bestandsgröße ein deutlicher Trend hin zur flächenunabhängigen Tierhaltung zu beobachten: Nach Angaben des BMELF produzierten 1995 von 24 Betriebe mit 200.000 oder mehr Tieren 23 ohne eigene landwirtschaftliche Nutzfläche. In der Größenklasse von 100.000 bis 199.000 Tieren waren es 31 von 43 Betrieben (BMELF 1998). Charakteristisch ist außerdem eine hohe regionale Konzentration. So wurden 1996 in der „Hochburg“ der Geflügelwirtschaft, Niedersachsen, allein 51 % aller Broiler produziert, wobei hier als Vorreiter die Landkreise Grafschaft Bentheim, Emsland, Cloppenburg, Vechta und Osnabrück (zusammen 27 % des deutschen Bestandes) zu nennen sind. Weitere regionale Schwerpunkte sind Mecklenburg-Vorpommern mit 12,4 %, Sachsen-Anhalt mit 8,7 % und Bayern mit 8,5 % des deutschen Broilerbestandes (ZMP 1999; WINDHORST 1998). In dieser modernen Form der Veredelungswirtschaft steht heute neben Fragen der Tiergerechtheit und Produktqualität vor allem die Problematik der Auswirkungen solcher Produktionssysteme auf die Umwelt im Mittelpunkt der öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion (vgl. NISCHWITZ 1996; FÖLSCH & HOFFMANN 1995; WINDHORST 1996; ders. 1998).

Ein wesentlicher Diskussionspunkt bezüglich der Umweltwirkungen der Veredelungswirtschaft ist die Desintegration der Pflanzen- und Tierproduktion bei gleichzeitiger Erhöhung der Tierbesatzdichte sowie die regionale Konzentration. Die Folge dieser Entwicklung ist eine regional

konzentrierte Mengenzunahme tierischer Exkremente, die weit über den Düngebedarf der vorhandenen Flächen hinausgeht (NISCHWITZ 1996). Im Zusammenhang damit stehen Austräge reaktiver Nährstoffverbindungen (insbesondere von N und P) aus dem Boden über den Luft- und Wasserpfad sowie die damit einhergehende Versauerung und Eutrophierung von Böden und Gewässern. Durch Emissionen klimawirksamer Spurengase aus dem Stall, bei der Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger sowie direkt aus dem gedüngten Boden sind schließlich auch die Luftqualität in der Umgebung der Produktionsstätten sowie die Erdatmosphäre betroffen, wodurch die Umweltdiskussion neben der lokal-regionalen auch eine globale Dimension erhält (vgl. ISERMANN 1997; FLEISCHER 1994; FLEISCHER 1996; 1997). Wesentliche Umweltwirkungsbereiche der Broilerproduktion sind in **Abb. 1** graphisch dargestellt.

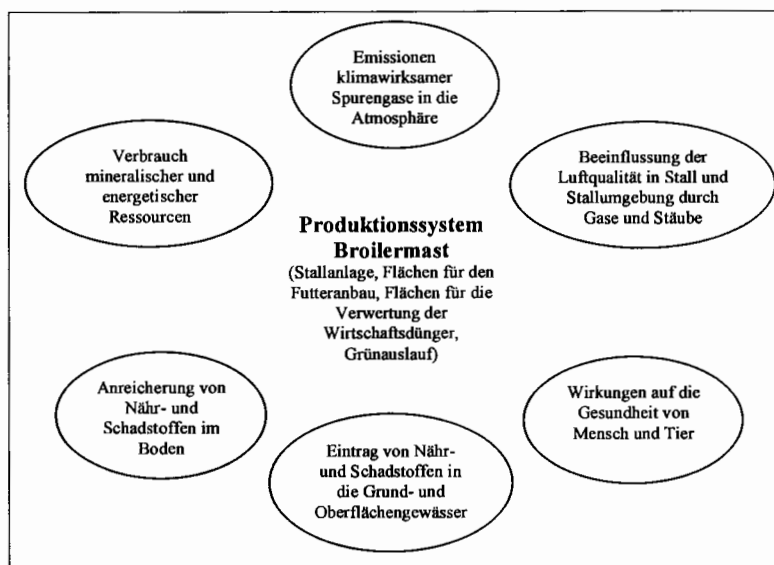


Abbildung 1: Umweltwirkungsbereiche der Broilerproduktion

In den letzten Jahren gewinnen alternative/ökologische Haltungsformen in der Geflügelhaltung verstärkt an Bedeutung. Neben der Schaffung tiergerechterer Lebensbedingungen haben solche Produktionsformen auch den Anspruch, umweltfreundlicher zu sein als konventionelle Produktionstypen.

Ein komplexer wissenschaftlicher Vergleich dieser ganz unterschiedlichen Produktionssysteme im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen bzw. Umweltverträglichkeit anhand objektiver und vergleichbarer Bewertungskriterien wurde allerdings für den Produktionszweig Broilermast bisher noch nicht vorgenommen. Anliegen dieses Beitrages ist es,

¹ Diese Übersicht ist Teil des Projektes „Interdisziplinäre Bewertung unterschiedlich-intensiver Produktionssysteme von Masthähnchen“, das von der Heinz-Lohmann-Stiftung gefördert wird. Sylvia Kratz ist Stipendiatin der Heinz-Lohmann-Stiftung.

Tabelle 1a: Durchschnittliche Nährstoffgehalte von Hähnchenmist, nach verschiedenen Autoren

Makronährstoffe			
Element	MOORE <i>et al.</i> (1998) g kg ⁻¹ (TM)	STEPHENSON <i>et al.</i> (1990) g kg ⁻¹ (TM)	MALONE (1992) g kg ⁻¹ (TM)
N	35	40	39
S	7	5	7
Ca	34	23	24
K	26	23	24
P	22	16	19
Al	1		
Na	8		
Mg	7	5	7

spritzes Wasser (PRIEMANN *et al.* 1991). Menge und Zusammensetzung des Mistes können in Abhängigkeit von Faktoren wie Menge und Art der Fütterung, Herkunft und Alter der Tiere, Einstreumaterial und Lagerungsbedingungen stark variieren (REDDY 1992; SIMS & WOLF 1994).

Geflügelmist enthält alle essentiellen Pflanzennährstoffe (Tab. 1a, b). Im Vergleich zum Mist anderer Nutztiere wie Rinder oder Schweine weist er vor allem höhere Anteile der drei Hauptnährelemente Stickstoff (N), Phosphat (P₂O₅) und Kali (K₂O) auf (Tab. 2, NICHOLSON 1994).

Der sofort pflanzenverfügbare Anteil am Stickstoff im Broilermist ist dabei relativ hoch. So liegen nach PRIEMANN *et al.* (1991) ca. 15 % des Gesamtstickstoffs als Ammoniumstickstoff (NH₄-N) vor, weitere 30 % als Harnsäure (vgl. Tab. 3). Letztere wird in den meisten Böden rasch zu NH₄-N umgesetzt (SIMS & WOLF 1994).

Tabelle 1b: Durchschnittliche Nährstoffgehalte von Hähnchenmist, nach verschiedenen Autoren

Spurenelemente						
Element	MOORE <i>et al.</i> (1998) mg kg ⁻¹ (TM)	MALONE (1992) mg kg ⁻¹ (TM)	STEPHENSON <i>et al.</i> (1990) mg kg ⁻¹ (TM)	KUNKLE <i>et al.</i> (1981) mg kg ⁻¹ (TM)	STUEDEMANN <i>et al.</i> (1975) mg kg ⁻¹ (TM)	WEBB & FONTENOT (1975) mg kg ⁻¹ (TM)
Fe	1095		2377			
Mn	956	355	348		321	
Cu	748	377	473	319	127	255
Zn	718	341	315		272	
B	51		54		36	
Ti	44					
As	43			35		40
Ni	15					
Pb	11					
Co	6					
Mo	6				8	
Cd	3					

anhand von Literaturangaben einen Überblick des Wissens über die Umweltwirkungen der Broilermast zu geben.

2 Wirkungen der Ausbringung von Hähnchenmist als Wirtschaftsdünger auf Böden und Gewässer

Hähnchenmist ist ein Gemisch aus den Ausscheidungen der Tiere und dem Einstreumaterial (Hobespäne, Sägemehl oder Stroh). Hinzu kommen Futterreste, Federn und ver-

Eine Düngung mit Hähnchenmist führt, ähnlich wie der Einsatz anderer organischer Wirtschaftsdünger, zu einer Anreicherung organischer Substanz im Boden, wodurch die Bodenstruktur verbessert und Bodenerosion verringert werden kann (REDDY 1992; KINGERY *et al.* 1994, SHARPLEY 1999). Schließlich wird auch die Aktivität der Bodenorganismen durch die Anwendung von Hähnchenmist gesteigert (REDDY 1992).

Tabelle 2: Typischer Gesamtgehalt an Pflanzennährstoffen in Festmist, in kg t⁻¹ (Frischmasse) (aus: NICHOLSON 1994, S. 261)

	Trockenmasse	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
	[%]	kg t ⁻¹	kg t ⁻¹	kg t ⁻¹
Rindermist	25	6	3,5	8
Schweinemist	25	7	7	5
Legehennenkot	30	15	13	9
Broilermist	60	29	25	18

Tabelle 3: Anteil der Stickstoff-Fractionen im Hähnchenmist (nach PRIEMANN *et al.* 1991)

N-Fraktion	Anteil am Gesamt-N[%]
Reineiweiß	45
Harnsäure	30
Ammonium-N	15
Rest-N (Harnstoff, Creatinin u. a. organische Fraktionen)	10

Probleme des Einsatzes von Hähnchenmist als Wirtschaftsdünger ergeben sich jedoch aus der regionalen und sektoralen Konzentration der Veredelungswirtschaft, von der die Broilermast im Vergleich zu den übrigen Zweigen der Tierproduktion in Deutschland, ähnlich wie in den USA und den Niederlanden, besonders stark betroffen ist (SIMS & WOLF 1994; WINDHORST 1996, NISCHWITZ 1996). Dadurch kommt es regional zur Produktion sehr großer Mengen von Mist, für deren ordnungsgemäße „Entsorgung“ im Umkreis nicht ausreichend Fläche zur Verfügung steht. Ein Beispiel hierfür sind die beiden südoldenburgischen Landkreise Vechta und Cloppenburg. Von 1950 bis 1994 wurden hier aufgrund der steigenden Nachfrage nach Geflügelprodukten auf der Basis von außen zugeführter Futtermittel die Hühnerbestände versechzehnfacht, während im gleichen Zeitraum die landwirtschaftliche Nutzfläche nur um 25 % (Vechta) bzw. 20 % (Cloppenburg) ausgedehnt werden konnte (vgl. WINDHORST 1996). Als Folge übersteigen die mit dem Wirtschaftsdünger zugeführten Nährstoffmengen häufig den Nährstoffbedarf der Nutzpflanzen, und es kommt zu einer Anreicherung der überschüssigen Nährstoffe im Boden (SHARPLEY 1999; VERVOORT *et al.* 1998; SHARPLEY *et al.* 1993). Durch Auswaschung und Oberflächenabfluß gelangen diese Nährstoffe in die Grund- und Oberflächengewässer und tragen zu deren Eutrophierung bei. Aus umweltökologischer Sicht werden hier vor allem die Verschmutzung des Grundwassers mit Nitrat sowie die Eutrophierung von Oberflächengewässern mit Stickstoff und Phosphat diskutiert. Wie neuere Untersuchungen in den USA gezeigt haben, birgt der Einsatz größerer Mengen von Geflügelmist als Wirtschaftsdünger über längere Zeiträume außerdem das Risiko einer Anreicherung von Schwermetallen, Pathogenen, Hormonen sowie in der Mast eingesetzten Medikamenten und Futterzusatzstoffen in den Böden (MOORE *et al.* 1998; KINGERY *et al.* 1994; MCMURRY *et al.* 1998; NICHOLS *et al.* 1997; SIMS & WOLF 1994). Im Folgenden sollen die bisher gewonnen Erkenntnisse über die Anreicherung von Nähr- und Schadstoffen in mit Geflügelmist gedüngten Böden sowie ihre Auswirkungen auf Bodeneigenschaften und Gewässer anhand der neueren Literatur ausführlicher dargestellt werden.

2.1 Stickstoffanreicherung im Boden, Nitratbelastung des Grundwassers und Austrag reaktiver N-Verbindungen

Stickstoff liegt im Hähnchenmist zu etwa 45 % des Gesamt-N in Form komplexer organischer Fraktionen (Reineiweiß) vor, weitere organische Fraktionen sind Harnsäure, Harnstoff und Creatinin (Tab. 3). Hinzu kommt eine mineralische Fraktion in der Form von Ammonium-N. Wird der Mist auf den Boden ausgebracht bzw. ins Bodenprofil eingearbeitet, so setzen verschiedene Transformationsprozesse des N im Boden ein, bei denen umweltwirksame N-Verbindungen entstehen. Diese Transformationen

sowie die damit zusammenhängenden Umweltwirkungen werden folgend kurz skizziert.

2.1.1 Mineralisierung und gasförmige Ammoniakverluste

Bei der Mineralisierung des organischen Stickstoffs werden Harnsäure, sowie über verschiedene Zwischenstufen auch Reineiweiß und Mikrobenprotein, mit Hilfe des Enzyms Uricase zu Harnstoff und anschließend durch das Enzym Urease zu Ammoniak-N abgebaut. Hohe Temperaturen, feuchtes Bodenmilieu, geringe H⁺-Sättigung und hoher pH-Wert fördern dabei gasförmige Ammoniakverluste aus dem Boden (SIMS & WOLF 1994; PETERSEN 1996). Unter günstigen Bedingungen können Mineralisierung und Abgasung relativ zügig vor sich gehen. Nach der Ausbringung können innerhalb von 12 Tagen bis zu 35 % des verfügbaren Stickstoffs gasförmig verlorengehen. Dabei entstehen üblicherweise ca. 10 % der Verluste in den ersten sechs Stunden nach Ausbringung bzw. 50 % in den ersten zwei Tagen (SCHILKE-GARTLEY & SIMS 1993; CHAMBERS *et al.* 1997; CHAMBERS & SMITH 1998). Die sofortige Einarbeitung des Mistes nach der Aufbringung kann die Verluste auf bis zu 3 % reduzieren, da der Kontakt mit dem Bodensubstrat die Fixierung von NH₄-N an Kationenaustauschplätzen erlaubt. Auch durch Niederschläge kurz nach der Ausbringung können NH₃/NH₄-N in den Boden transportiert und so gasförmige Verluste reduziert werden (SIMS & WOLF 1994). Umweltwirkungen der NH₃-Verluste werden ausführlich in Kap. 4 (Luftverunreinigungen) diskutiert.

2.1.2 Mineralisierung - Nitrifikation - Immobilisierung

Die Mineralisierung von organischem Stickstoff ist abhängig von den chemischen Eigenschaften des Broilermistes, wie z. B. Harnsäurekonzentration, Gesamt-N-Gehalt und C/N-Verhältnis, sowie von verschiedenen Bodeneigenschaften wie Boden-pH, Sandgehalt und Bodenwassergehalt bei Feldkapazität (GORDILLO & CABRERA 1997a, 1997b).

Durch Oxidation wird der mineralisierte NH₄-N über NO₂⁻ zu NO₃⁻ nitrifiziert. Sauerstoffmangel, zu geringe Bodenfeuchte, niedrige Temperaturen und Boden-pH-Werte <5 oder >8 können die Nitrifikation behindern oder unterbrechen. Bei unvollständiger Nitrifikation in mit Geflügelmist gedüngten Flächen können toxische Gehalte von Nitrit auftreten (SIMS & WOLF 1994).

Während der Initialphase der Mineralisierung treten zeitgleich N-Immobilisierungsprozesse auf, d. h. mineralisierter N wird durch mikrobielle Aktivität wieder als organischer Stickstoff festgelegt (SIMS & WOLF 1994).

Bei langfristiger Applikation hoher Mengen von Geflügelmist auf landwirtschaftliche Nutzflächen wird mehr Stickstoff mineralisiert, als von den Pflanzen aufgenommen werden kann. Entsprechend wird der Boden mit leicht löslichen mineralischen Stickstoffverbindungen (NH₄⁺, NO₃⁻) angereichert. In veredelungsstarken Regionen hat dies bereits zu einer erhöhten Auswaschung von Nitrat aus

dem Boden ins Grundwasser geführt. Bei einer Untersuchung der Nitratbelastung von rund 7000 privaten Trinkwasserbrunnen im Landkreis Vechta wurden in 67,6 % der untersuchten Fälle Nitratgehalte im Wasser über 50 mg l⁻¹ gemessen, bei 6 % der untersuchten Brunnen lagen die Werte über 200 mg l⁻¹ (WINDHORST 1996). Der Grenzwert für die Unbedenklichkeit von Trinkwasser liegt in den Mitgliedsstaaten der EU gemäß der EU-Nitratrichtlinie (in Deutschland umgesetzt in der Trinkwasserverordnung) bei 11 mg l⁻¹ NO₃-N bzw. 50 mg l⁻¹ NO₃.

Besonders hohe Nitrat-Auswaschungsraten sind zu erwarten, wenn der Mist nach Ende der Vegetationsperiode im späten Herbst ausgebracht wird, wenn die Äcker unbewachsen sind oder der N-Bedarf der Pflanzen nur noch gering ist (NICHOLSON 1994).

Aufgrund ihrer negativen Effekte für die Gesundheit von Mensch und Tier ist die Grundwasserverschmutzung mit Nitrat ein schwerwiegendes Umweltproblem. Insbesondere Kleinkinder unter 3 Monaten sind anfällig für das sog. „blue baby syndrome“, bekannt auch als Methemoglobinämie. Dieses Syndrom wird hervorgerufen, wenn Nitrat durch Bakterien im Verdauungstrakt zu Nitrit reduziert wird, welches Fe²⁺ im Hemoglobin zu Fe³⁺ oxidiert. Das so entstandene Methemoglobin ist nicht in der Lage, Blutsauerstoff zu transportieren, wodurch es zu Sauerstoffmangel im Blut kommt. Bei höheren Nitratkonzentrationen im Trinkwasser können auch Nutztiere von diesem Phänomen betroffen werden (SIMS & WOLF 1994).

2.1.3 Denitrifikation

Bei der Denitrifikation werden NO₂⁻ oder NO₃⁻ durch mikrobielle Aktivität zu molekularem Stickstoff (N₂) und Lachgas (N₂O) konvertiert. Dieser Prozeß kann für Stickstoffverluste aus organisch gedüngten Böden eine entscheidende Rolle spielen, ist jedoch äußerst schwierig quantifizierbar. Schlecht drainierte Böden mit hohem Gehalt an organischer Substanz fördern die Denitrifikation. Ein weiterer wichtiger Parameter ist die Bodentextur, wobei die Denitrifikation umso größer ist, je höher der Ton- bzw. je geringer der Sandgehalt des Bodens ist (SIMS & WOLF 1994). Während molekularer Stickstoff umweltneutral ist, ist Lachgas ein klimarelevantes Spurengas und spielt daher eine wichtige Rolle in der Diskussion um den Treibhauseffekt (vgl. dazu ausführlich Kap. 4).

2.1.4 Wirkungen überhöhter Stickstoffgehalte im Boden auf die Nutzpflanzen

Phytotoxische Effekte organischer Dünger sind relativ selten. Bei exzessiver Anwendung von Geflügelmist können jedoch überhöhte Konzentrationen gelöster Salze auftreten, insbesondere der Salze von K, NO₂-N und NH₃-N. Bei Düngungsversuchen mit Geflügelmist auf Maisfeldern wurden in den USA Toxizitätssymptome wie reduzierte

Keimung, verbrannte Blattspitzen und -ränder sowie gehemmtes Wurzelwachstum beobachtet (WEIL *et al.* 1979; SHORTALL & LIEBHARDT 1975).

2.2 Phosphoranreicherung im Boden und Eutrophierung der Oberflächengewässer

In den meisten oligotrophen aquatischen Systemen ist nicht Stickstoff, sondern Phosphor der limitierende Faktor für das Wachstum grüner Pflanzen. So werden in der Literatur als Schwellenwerte für die Eutrophierung bei Phosphor 10 bis 100 mg l⁻¹ P angegeben, bei Stickstoff dagegen 0,5 bis 5 mg l⁻¹ N (SIMS & WOLF 1994; FINCK 1991).

Folgen der Eutrophierung sind ein erhöhtes Wachstum von Algen und anderen Wasserpflanzen, ein gesteigerter Verbrauch gelösten Sauerstoffs bei der mikrobiellen Zersetzung ihrer abgestorbenen Überreste, erhöhte Turbidität sowie eine allgemeine Degradierung der Wasserqualität. Im Zusammenhang damit kommt es zu Sauerstoffknappheit für die im Wasser lebenden höheren Organismen bis hin zu Fischsterben. Unter anaeroben Bedingungen ist ein periodisches Aufblühen von Cyanobakterien zu beobachten, die ein ernstes Gesundheitsrisiko für Tier und Mensch darstellen. Erhöhte Turbidität führt schließlich zu reduziertem Lichteinfall am Boden der Gewässer, mit der Folge eines verringerten Wachstums bodengebundener (benthischer) Organismen (SHARPLEY 1999; SIMS & WOLF 1994).

Aufgrund seiner im Vergleich zu anderen Wirtschaftsdüngern hohen P-Gehalte stellt die unsachgemäße Düngung mit Geflügelmist bezüglich der P-Eutrophierung von Gewässern ein besonderes Problem dar. In Regionen, wo die Geflügelproduktion konzentriert ist, übersteigt die Zufuhr von Phosphat mit dem Wirtschaftsdünger häufig den Pflanzenbedarf, und es kommt zu einer Anreicherung von Phosphat im Boden (SHARPLEY 1999). Verstärkt wird dieses Problem dadurch, daß beim Einsatz von Wirtschaftsdüngern in der Praxis ebenso wie in offiziellen Düngungsempfehlungen meist in erster Linie der N-Bedarf der Nutzpflanzen berücksichtigt wird. In der neuen Düngeverordnung (BGBl. 1996, Teil I, Nr.6) ist lediglich für die mit dem Wirtschaftsdünger ausgebrachte N-Menge eine Obergrenze festgesetzt (§ 3 Abs. 7: 170 kg ha⁻¹ a⁻¹ N für Ackerland), während hinsichtlich der P-Menge nur insoweit eine Regelung getroffen ist, als diese den Pflanzenentzug nicht übersteigen darf, wenn die Böden bereits sehr hoch mit Phosphat versorgt sind (§ 3 Abs. 6 DüngeVO). Auch die neue EU-Verordnung 1804/1999 für den ökologischen Landbau legt nur für den Stickstoffeintrag durch Wirtschaftsdünger eine Obergrenze fest (ebf. 170 kg ha⁻¹ a⁻¹ N, Anhang I, Abschnitt 7), Phosphat wird überhaupt nicht erwähnt. Das N:P-Verhältnis in Geflügelmist ist aber grundsätzlich niedriger als das Verhältnis des von den meisten Nutzpflanzen aufgenommenen N und P, so daß mit jeder N-bedarfsge-rechten Düngung weiterer P im Boden angereichert wird. Durch gasförmige N-Verluste während der Mistlagerung kann das N:P-Verhältnis noch weiter verschlechtert werden

(SHARPLEY 1999; SIMS & WOLF 1994). Eine etwas umfassendere Herangehensweise wurde bei den deutschen AGÖL-Richtlinien für die ökologische Tierproduktion gewählt. Hier sind als zulässige Höchstmenge für die organische Düngung $1,4 \text{ DE ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ definiert².

Amerikanische Studien aus den Bundesstaaten Delaware, Arkansas, Oklahoma und Alabama, in denen sich Zentren der industriemäßigen Broilerproduktion befinden, belegen die Anreicherung von Phosphat in langfristig mit Broilermist gedüngten landwirtschaftlichen Böden (vgl. SIMS & WOLF 1994; KINGERY *et al.* 1994; SHARPLEY 1999). Auch in veredelungsstarken Regionen Deutschlands weisen die Böden häufig extrem hohe Phosphatgehalte auf. So fanden LEINWEBER *et al.* (1993) in einer Untersuchung der Böden Süddolnburgs, daß bereits der Mittelwert aller untersuchten Böden im Gebiet mit 276 mg kg^{-1} DL-löslichem P (DL = „Doppellaktat“-Methode nach EGNER & RIEHM) in der Versorgungsstufe E (sehr hoch) lag, für die nach den Empfehlungen der niedersächsischen Landwirtschaftskammern eigentlich keine Düngung mehr zulässig ist. Bei weiteren Beprobungen von Ackerböden in den Landkreisen Vechta und Cloppenburg wiesen LEINWEBER *et al.* (1994) bis zu 1200 mg kg^{-1} DL-löslichen P nach, das Maximum der Häufigkeitsverteilung lag bei $220\text{-}260 \text{ mg kg}^{-1}$ DL-löslichem P. 90 % der untersuchten Ackerböden lagen in den Gehaltsklassen D (hoch, für Sand z. B. $31\text{-}50 \text{ mg } 100^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ bzw. $135\text{-}218 \text{ mg kg}^{-1}$ P) bis S (überhöht, $> 100 \text{ mg } 100^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ bzw. $> 436 \text{ mg kg}^{-1}$ P), in denen die P-Düngung nach Empfehlung der LUFA Oldenburg stark eingeschränkt oder gänzlich unterlassen werden kann.

Phosphat liegt in Böden in der Regel an Fe- oder Al-Oxide, Aluminiumsilikatminerale, Bodencarbonate oder metallorganische Komplexe gebunden vor. Als dominanter Prozeß des Eintrags von Phosphaten aus landwirtschaftlichen Böden in die Oberflächengewässer wird daher im allgemeinen der Transport von sedimentgebundenem P durch Bodenerosion angesehen (SIMS & WOLF 1994; SCHACHTSCHABEL *et al.* 1998). Bei exzessiver Phosphatanreicherung im Boden, die für veredelungsstarke Regionen charakteristisch ist, steigt jedoch, wie LEINWEBER (1996) für landwirtschaftlich genutzte Böden in den Landkreisen Vechta und Cloppenburg zeigen konnte, der Anteil löslicher und labiler P-Fractionen am Gesamt-P. Entsprechend können auch Verluste von gelöstem organischem und anorganischem P durch Oberflächenabfluß, künstliche Drainage sowie Auswaschung ins Grundwasser auftreten.

Die Ursache für eine abwärts gerichtete P-Verlagerung mit dem Sickerwasser liegt in einer Erschöpfung der Phosphorsorptionskapazität des Bodens. So stellten SHARPLEY *et al.* (1993) bei Langzeitapplikation von Broilermist in den oberen 30 cm des Bodens eine deutliche Reduzierung der Adsorptionskapazität für P, repräsentiert durch den nach BACHE & WILLIAMS (1971) berechneten Phosphor-Sorpti-

onsindex, im Vergleich zu unbehandelten Böden fest. Das Risiko der Auswaschung ist bei Geflügelmist besonders hoch, da dieser, wie LEINWEBER (1996) durch sequentielle P-Extraktion nachweisen konnte, einen extrem hohen Anteil leicht löslicher P-Fractionen enthält (rund 30 % von P_{ges} lagen als $\text{H}_2\text{O-P}$ vor, 50-55 % als DL-P). In den USA wurden auf mit Broilermist gedüngten Grünlandböden Abwärtsverlagerungen von P im Boden bis zu einer Tiefe von 60 cm nachgewiesen, die ebenfalls auf eine Erschöpfung der P-Sorptionskapazität zurückgeführt wurden (KINGERY *et al.* 1994; VERVOORT *et al.* 1998). Auch aus veredelungsstarken Regionen der Niederlande wurde von Flächen, die jahrzehntelang mit Stallmist gedüngt wurden, bereits eine vollständige Phosphorsättigung der Sickerwasserzone mit darauffolgender Phosphatauswaschung ins Grundwasser berichtet (DE HAAN & VAN DER ZEE 1994; BECKER 1992). Problematisch ist die Auswaschung von P ins Grundwasser insofern, als die Oberflächengewässer unter anderem vom Grundwasser gespeist werden. Anreicherung von P im Grundwasser führt daher auf Dauer auch zu weiterer Eutrophierung der Oberflächengewässer. Der Beitrag der P-Auswaschung zur Eutrophierung ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht übermäßig groß, für die Zukunft ist jedoch aufgrund der derzeitigen Düngepraxis und der langen Verweildauer von P im Grundwasser mit einer Erhöhung dieses Anteils zu rechnen (DE HAAN & VAN DER ZEE 1994).

Nach neueren Erkenntnissen ist die Auswaschung von P ins Grundwasser auch dann ein potentielles Risiko, wenn die Sorptionskapazität des Bodens noch nicht erschöpft ist. Eine Erhöhung der P-Konzentration im Sickerwasser kann auch auf den Abfluß von P-haltigem Bodenwasser durch Makroporen, Regenwurmgänge und alte Wurzelgänge zurückgeführt werden (SHARPLEY 1999).

Vom insgesamt aus landwirtschaftlichen Böden ausgetragenen Phosphat werden etwa 60-90 % als sedimentgebundener P (d.h. gebunden an Bodenpartikel und organisches Material) durch Erosion in die Oberflächengewässer eingetragen, der Rest, also ca. 10-30 %, wird in gelöster Form sowohl über den oberflächlichen Abfluß als auch über das Sickerwasser in die Grund- und Oberflächengewässer transportiert, nachdem er aus Mist, Boden oder Pflanzmaterial ausgewaschen wurde (SHARPLEY 1999).

2.3 Anreicherung von Mikronährstoffen/Schwermetallen

Zwecks Steigerung des Gewichtszuwachses, einer effizienten Futtermittelverwertung sowie zur Prävention von Krankheiten werden dem Mastfutter üblicherweise Spurenelemente wie Fe, Cu, Zn, Mn, J und Se zugesetzt (JEROCH 1999), in den USA sind darüber hinaus auch As und Co als Futterzusatz verbreitet (SIMS & WOLF 1994). Jedoch wird nur ein geringer Anteil der zugesetzten Elemente im Tierkörper retiniert, der Großteil wird mit dem Kot ausgeschieden (PFIRTER 1991; SIMS & WOLF 1994). Je nach Art der

² Nach Anhang 3 der Richtlinien entspricht 1 DE (Dungeinheit) 80 kg N und $70 \text{ kg P}_2\text{O}_5$ bzw. 200 Masthähnchen ($1,4 \text{ DE}$: 112 kg N und $98 \text{ kg P}_2\text{O}_5$ bzw. 280 Masthähnchen).

Fütterung können die Konzentrationen der einzelnen Elemente im Broilermist stark schwanken (vgl. Tab. 1).

Beim Futterumsatzprozeß im Tier kann es zu einer Konzentration der Cu-Gehalte im Kot auf das bis zu 3,25fache des Zusatzes kommen (KUNKLE *et al.* 1981). Für As berichtet MORRISON (1969, zit. nach SIMS & WOLF 1994) von einer 7fachen Konzentration im Kot. Bei Langzeitapplikation von Broilermist ist daher eine Anreicherung solcher Spurenelemente im Boden zu befürchten. Diese kann den Pflanzenentzug übersteigen und entsprechend toxische Effekte mit sich bringen (SIMS & WOLF 1994). Eine wichtige Rolle spielt hierbei der Prozeß der Bildung löslicher metallorganischer Komplexe (Chelate) aus organischer Substanz und Schwermetallen. Dadurch kann die Löslichkeit bzw. Pflanzenverfügbarkeit dieser Spurenelemente erhöht und eine Verlagerung derselben bis in ein Niveau unterhalb der durchwurzelten Bodenschicht ermöglicht werden (SCHACHTSCHABEL *et al.* 1998).

Auf langjährig mit Broilermist gedüngten Flächen ist mit einer Anreicherung von Cu und eventuell Zn im Oberboden sowie einer Abwärtsverlagerung in tiefere Bodenschichten zu rechnen (KINGERY *et al.* 1994; VAN DER WATT *et al.* 1994). Nur in Ausnahmefällen wurden bisher pflanzentoxische Konzentrationen erreicht. Eine Langzeitdüngung mit Broilermist ist jedoch hinsichtlich der Anreicherung von Schwermetallen nicht risikofrei und bedarf daher besonderer Vorsicht. Bei Geflügelmist ist Cu dasjenige Schwermetall, welches den größten Anlaß zur Sorge gibt, da es in hohen Konzentrationen toxisch für alle grünen Pflanzen ist und somit eine starke Bedrohung für die gesamte Nahrungskette im aquatischen Lebensraum darstellt. Im Einzelfall kann auch As problematisch werden, da es schon in geringen Konzentrationen ($> 0,05 \text{ mg l}^{-1}$) toxisch für Tiere und möglicherweise karzinogen ist (MOORE *et al.* 1998).

2.4 Rückstände von Medikamenten und Futtermittelzusätzen

Je nach Produktionssystem werden in der Broilermast diverse Medikamente, insbesondere Coccidiostatika und Antibiotika, als Impfstoffe oder zur Prophylaxe dem Futter oder Trinkwasser zugesetzt. Zur Leistungssteigerung sind neben Antibiotika noch verschiedene weitere Futtermittelzusätze üblich. Die nicht vom tierischen Organismus retinierten Anteile dieser Stoffe werden mit dem Kot ausgeschieden und gelangen so über Wirtschaftsdünger in Böden und Gewässer. Über Verbleib und Auswirkung dieser Rückstände in der Umwelt liegen bisher nur unzureichende Informationen vor (SIMS & WOLF 1994).

2.5 Eintrag von Pathogenen und Hormonen in die Grund- und Oberflächengewässer

Ein Großteil der im Broilermist enthaltenen Viren, Bakterien, Pilze und Protozoen ist für Mensch und Umwelt harmlos. Jedoch stellen einige pathogene Mikroorganismen

für den Menschen ein ernstzunehmendes Gesundheitsrisiko dar. Zu nennen sind hier vor allem *Clostridium* ssp. und *Salmonella* ssp. (SIMS & WOLF 1994). Aufgrund des hohen technischen und finanziellen Aufwandes für die Untersuchung spezifischer Pathogene werden als Indikator für die Abschätzung des potentiellen Risikos einer Verseuchung von Grund- und Oberflächengewässer meist Coliformes herangezogen, insbesondere *Escherichia coli*. Frischer Geflügelkot enthält Coliformes in einer Größenordnung von 10^6 Einheiten je g Trockenkot (SIMS & WOLF 1994). Durch Oberflächenabfluß sowie Infiltration und Auswaschung aus dem Boden können diese von mit Stallmist gedüngten Flächen in Grund- und Oberflächengewässer gelangen. Über Makroporen, Tiergänge und Wurzelkanäle ist auch ein direkter Transport ins Grundwasser möglich (MCMURRY *et al.* 1998).

In verschiedenen Arbeiten aus den USA wird neuerdings eine Befruchtung der Gewässer mit natürlichen Hormonen, wie insbesondere 17β -Estradiol, durch die Aufbringung von Wirtschaftsdüngern problematisiert (SHORE *et al.* 1995; NICHOLS *et al.* 1997). Geflügelmist enthält dieses Hormon in einer Größenordnung von ca. 14 mg kg^{-1} bei jungen Broiler bis zu 533 mg kg^{-1} bei Legehennen (SHORE *et al.* 1993). Analysen des Abflußwassers von mit Broilermist gedüngtem Grünland belegen, daß bei hohen Aufbringungsraten ($5\text{-}7 \text{ t ha}^{-1} \text{ TM}$) 17β -Estradiol mit dem Sickerwasser ausgetragen werden kann, im vorliegenden Fall wurden Konzentrationen von $0,8\text{-}1,3 \text{ mg l}^{-1}$ festgestellt (NICHOLS *et al.* 1997). Die Umweltwirkung dieses Hormons besteht in einer hormonellen Beeinflussung aquatischer Lebewesen, insbesondere der Geschlechtsumkehr bei Fischen und einer damit verbundenen Verschiebung der Geschlechterverteilung. In extrem hohen Konzentrationen kann das Hormon für Fische tödlich wirken (NICHOLS *et al.* 1997). Über typische hormonelle Belastungen oder gar tolerable Befruchtungsschwellen liegen zur Zeit keine zuverlässigen Daten vor. Auch die Erforschung der Belastung von Gewässern mit anderen im Geflügelkot vorhandenen Hormonen bleibt zukünftigen Studien überlassen.

2.6 Erhöhter biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB, CSB) durch direkten Eintrag organischen Materials in die Gewässer

Wie alle tierischen Ausscheidungen besteht auch Broilermist aus organischem Material in der Form von Kohlenhydraten, Fetten und Proteinen. Gelangt dieses organische Material auf direktem Weg in ein Gewässer, trägt es zu einer sprunghaften Vermehrung von Mikroorganismen bei. Entsprechend steigt der Verbrauch an gelöstem Sauerstoff für den biochemischen Abbau dieses Materials, was zu Sauerstoffmangel und im Extremfall zu Fischsterben führen kann (NICHOLSON 1994).

3 Nähr- und Schadstoffbelastung von Geflügelausläufen

Bei der Auslauf- und Freilandhaltung in konventionellen bäuerlichen und ökologischen Mastbetrieben können über die in den Geflügelausläufen abgesetzten Tierexkremate erhebliche Nährstoffmengen auf die Auslauflächen gelangen. Anders als auf den ackerbaulich genutzten Flächen findet hier kein Nährstoffentzug aus dem System über die Abfuhr mit Erntegut statt. Ein Entzug ist nur bei begrüntem Ausläufen - in vergleichsweise begrenztem Ausmaß - über die Nährstoffaufnahme des Grasbewuchses gegeben. Die nicht durch Pflanzen verwerteten Nährstoffe stellen somit in vollem Umfang ein Belastungspotential für die Umwelt dar.

Die Nähr- und Schadstoffbelastung von Geflügelausläufen ist bisher nur in wenigen Arbeiten untersucht worden. Wie die Arbeiten von MEIERHANS *et al.* (1996) sowie MENZI *et al.* (1997a) über die Kotbelastung von Legehennen- und Broiler-Ausläufen in der Schweiz gezeigt haben, konzentriert sich die Belastung der Flächen zumeist auf einzelne Bereiche, die von den Tieren bevorzugt genutzt werden. Im Fall der Broiler handelte es sich hierbei in erster Linie um die stallnahen Bereiche des Auslaufs, wo stellenweise mehr als 11mal soviel Kot anfiel wie der über die Gesamtfläche gemittelte Kotanfall. An solchen Stellen wurden insbesondere für Phosphor jährliche Einträge ermittelt, die oberhalb des mittleren Pflanzenentzugs einer mittelintensiv bewirtschafteten Wiese (nach Schweizer Düngungsnorm) lagen und damit als potentielle Belastung für umliegende Gewässer anzusehen waren. Auf den am schwersten belasteten Teilflächen wurden auch für Zink Einträge ermittelt, die oberhalb der in der Schweiz gültigen Richtwerte nach der Klärschlammverordnung lagen (bis zu 6109 g ha⁻¹ a⁻¹, MENZI *et al.* 1997a).

Fraglich ist, inwieweit die Ergebnisse aus der Schweiz auf deutsche Verhältnisse übertragbar sind. Abgesehen davon, daß der Nährstoffanfall in der Auslaufläche von Faktoren wie Auslaufnutzung und Fläche je Tier abhängt, sind vor allem die unterschiedlichen Produktionsbedingungen zu berücksichtigen. So sind in der Schweizerischen Auslaufhaltung Bestandsgrößen mit maximal 4500 Tierplätzen praxisüblich, in der Bioproduktion reduziert sich diese Zahl auf 300 Tiere je Auslauf (SCHATZMANN, SEG Poulets AG, 2000). Eine wesentliche Rolle für die Zusammensetzung der Ausscheidungen spielen außerdem Futterverwertung sowie Nährstoffgehalte im Futter.

4 Luftverunreinigungen und Emissionen klimawirksamer Spurengase

Schadgase entstehen zunächst im Stall bei der Haltung der Broiler. Ihr Wirkungsbereich ist aber nicht auf den Stall beschränkt. Durch das Lüftungssystem werden sie in die Stallumgebung eingebracht. Weitere Schadgase entstehen bei der Lagerung und Ausbringung der Exkremate. Schließlich sind auch die Emissionen aus dem Boden bei

Geflügelausläufen sowie von den mit Broilermist gedüngten Ackerflächen zu berücksichtigen (siehe Kap. 1).

Im Zusammenhang mit der Broilerproduktion entstehen vor allem Ammoniak (NH₃), Lachgas (N₂O) und Kohlendioxid (CO₂), in geringerem Umfang auch Stickoxide (NO_x) sowie Methan (CH₄).

4.1 Ammoniak (NH₃)

Ammoniak entsteht bei der enzymatischen Hydrolyse von Harnsäure, sowie beim Abbau von Reineiweiß und Mikrobenprotein. Hohe Temperaturen und hohe Luftfeuchtigkeit im Stall sowie ein pH um 9 begünstigen den Abbau der organischen N-Fractionen (vgl. PRIESMANN *et al.* 1991; FLÜGGE 1994).

Über die Stallabluft gelangt Ammoniak in die Umgebungsluft, wo es in relativ kurzer Zeit in NH₄⁺ umgewandelt wird. NH₃ wird daher überwiegend in Quellnähe (bis zu 5 km Umkreis) trocken als Gas in angrenzenden Ökosystemen deponiert. NH₄⁺ kann dagegen in Form von Aerosolen über teils erhebliche Transportwege (mehrere hundert km) verfrachtet werden, bevor es ebenfalls trocken oder naß mit den Niederschlägen auf der Erdoberfläche abgelagert wird (FLEISCHER 1994; LINCKH *et al.* 1997). Etwa 80 bis 90 % der emittierten Gase werden in einem Umkreis von 10 km deponiert (HARTUNG 1995).

Die wichtigsten Umweltwirkungen hoher N-Einträge sind die Störung der Nährstoffgleichgewichte in den betroffenen Ökosystemen, Bodenversauerung, Eutrophierungerscheinungen sowie Stickstoffschäden in angrenzenden Forstökosystemen (FLEISCHER 1994). Nach LINCKH *et al.* (1997) stammen von den in Deutschland derzeit jährlich in die Atmosphäre entlassenen 660.000 t NH₃ über 90 % aus der Landwirtschaft. Dabei spielt die Viehhaltung mit ihrerseits etwa 90 % der landwirtschaftlichen Emissionen die wichtigste Rolle als Verursacher. Der Anteil der Geflügelhaltung ist allerdings nur mit etwa 5 bis 5,5 % zu veranschlagen (FLEISCHER 1994).

Typische Konzentrationen von Ammoniak in der Stallabluft von Broilerställen werden mit Werten um 15 ppm angegeben (PHILLIPS & HARTUNG 1995). Je nach Belüftungstyp (Zwangsbelüftung oder freie Belüftung) und Einstreumanagement (Material, Häufigkeit der Entmistung) können allerdings sehr unterschiedliche Gaskonzentrationen auftreten, die z. T. deutlich höher liegen als der derzeit für die Luftqualität in Tierställen in der EU gebräuchliche Empfehlungswert von 20 ppm (vgl. WATHES *et al.* 1998; vgl. auch die Bundeseinheitlichen Eckwerte für eine freiwillige Vereinbarung zur Haltung von Jungmasthühnern und Mastputen, DGS 39/99). Dies verdeutlicht die folgende Zusammenstellung (Tab. 4).

Für eine Einschätzung der Umweltbelastung ist die entscheidende Meßgröße die totale Befruchtungs- oder Emissionsrate E. Diese ergibt sich aus dem Produkt der Stoffkonzentration c (von NH₃) und dem Abluftvolumenstrom V (HINZ & LINKE 1999). Die totale Emissionsrate wird hauptsächlich vom Feuchtigkeitsgehalt des Hähnchenmists

Tabelle 4: Ammoniakkonzentrationen in unterschiedlichen Haltungssystemen, nach verschiedenen Autoren

Haltungssystem	NH ₃ -Konzentration [ppm]			Quelle
	Mittelwert	Minimum	Maximum	
Zwangsbelüfteter Stall, Stroh (5. Lebenswoche)	25 (Wochenmittel)			HOY & KÜHNEL (1996)
Zwangsbelüfteter Stall, Tiefstreu (5. Lebenswoche, 5. Umtrieb)	38 (Wochenmittel)		74	HOY & KÜHNEL (1996)
Freibelüfteter, sog. „Louisiana“-Stall	10...25 (12h-Tagesmittel)	1	50	HINZ & LINKE (1998a,b; 1999)

beeinflusst und liegt nach PHILLIPS & HARTUNG (1995) bei durchschnittlich 10-20 g NH₃ je Tier im Verlauf einer Mastperiode (ebenso GROOT KOERKAMP *et al.* 1998). OOSTHOEK *et al.* (1990, zit. nach HOY & KÜHNEL 1996) ermittelten im Sommer nach 35 Haltungstagen an einem Hähnchenstall Spitzenwerte von bis zu 30 g NH₃ je Stunde. In relativen Zahlen ausgedrückt, können zwischen 28 und 40 % des mit den Exkrementen ausgeschiedenen Stickstoffs veranschlagt werden, die bei der Bodenhaltung aus dem Stall entweichen (FLEISCHER 1994; MENZI *et al.* 1997b).

Weitere Emissionen entstehen bei der Lagerung und vor allem bei der Ausbringung des Hähnchenmists (vgl. Kap. 2). N-Verluste bei der Lagerung des Stallmists können mit 10 % des zu Lagerungsbeginn vorhandenen N veranschlagt werden, für die Ausbringungsverluste fallen weitere 15 % an. Insgesamt, d. h. unter Einbezug von Verlusten im Stall sowie bei Lagerung und Ausbringung, ist ein Emissionsfaktor von 30-48 % anzusetzen (MENZI *et al.* 1997b; FLEISCHER 1994; HEGE 1997; ECKERT 1997).

4.2 Stickoxide (NO_x), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄)

Bei den gasförmigen Verlusten von Stickstoff aus Geflügelkot spielen neben Ammoniak vor allem Lachgas und molekularer Stickstoff (N₂) eine Rolle. Die Stickoxide NO₂ und NO sind dagegen unbedeutend (FLÜGGE 1994). Unter anaeroben Bedingungen, die zumindest stellenweise auch in Tiefstreu systemen auftreten, wird außerdem durch mikrobielle Umsetzungsprozesse Methan gebildet (PHILLIPS & HARTUNG 1995).

Wie Ammoniak verdanken auch Stickoxide bzw. Stickstoffdioxid ihre Entstehung mikrobiellen Umsetzungsprozessen im Geflügelkot und werden somit aus dem Stall sowie bei der Lagerung und Weiterverwertung (Ausbringung und Einarbeitung in den Boden) freigesetzt. Sie entstehen bei unvollständiger mikrobieller Denitrifikation von Nitrat, die vor allem unter zumindest teilweise anaeroben Bedingungen sowie bei pH-Werten im sauren Bereich (<7) auftritt. Lachgas (N₂O) kann auch bei der Nitrifikation von NH₄⁺ entstehen, insbesondere bei geringem Sauerstoffpartialdruck (FLÜGGE 1994).

Während es sich bei N₂ um ein umweltneutrales Gas han-

delt, sind Stickoxide und Lachgas ebenso wie Methan klimawirksame Spurengase, die zur Verstärkung des anthropogenen Anteils am Treibhauseffekt beitragen. Stickoxide schädigen darüberhinaus die Ozonschicht (PHILLIPS & HARTUNG 1995).

Die N₂O-Emission ist von zahlreichen Wirkungsfaktoren abhängig. HOY & KÜHNEL (1996) bestimmten die Lachgaskonzentration bei der Hähnchenmast für verschiedene Einstreuvarianten. Im Strohabteil lag die Konzentration von N₂O im Wochenmittel zwischen 0,29 bis 0,71 ppm, im Tiefstreu system zwischen 0,7 bis 1,3 ppm. Das Haltungssystem kann demnach für Emissionsminderungsmaßnahmen einen entscheidenden Beitrag leisten.

Als vorläufigen Schätzwert für die durchschnittliche Methanemission aus Hähnchenmist geben PHILLIPS & HARTUNG (1995) 0,1 l h⁻¹ GVE⁻¹ an.

4.3 Kohlendioxid (CO₂)

Kohlendioxid wird bei der Atmung der Tiere sowie bei der mikrobiellen Zersetzung ihrer Ausscheidungen, namentlich bei der Hydrolyse und Fermentation der in den Exkrementen enthaltenen polymeren organischen Stoffe, freigesetzt (HÜTHER 1999). Umwelrelevante Emissionen entstehen somit im Stall, sowie bei der Lagerung und Weiterverwertung der tierischen Exkremente.

Bei Messungen der CO₂-Konzentration auf Tiefstreu bzw. Stroh stellten HOY & KÜHNEL (1996) mit dem Lebensalter ansteigende Werte fest, was sich auf die ansteigende Körpermasse und eine erhöhte Stoffwechselaktivität der Tiere zurückführen läßt. Dabei wurde auf Stroh in der fünften Woche ein Wochenmittel von 2300 ppm, auf Tiefstreu von 2500 ppm ermittelt, kurzzeitig traten Spitzenwerten von knapp über 3000 ppm auf.

Ein Wert von 3000 ppm gilt in der EU derzeit als empfohlene Obergrenze für die Luftqualität in Tierställen aus tierhygienischer Sicht (WATHES *et al.* 1998).

Eine weitere Emissionsquelle von CO₂, die der Tierproduktion zugerechnet werden muß, ist die Verbrennung fossiler Energieträger (Heizöl, Treibstoffe, Gas, Kohle zur Stromerzeugung) im Vorleistungsbereich (Produktion von Mineraldüngern und Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen für die Futtererzeugung, Futtermittelverarbeitung, Transport

von Futtermitteln und Tieren) sowie beim Betrieb der Stallanlage (Lüftungsanlage, Beheizung). Betrachtet man die Tierproduktion als Prozeßkette von der Düngemittel- und Futterproduktion bis hin zur Schlachtung und Verarbeitung der Tiere, so stellen die mit den Produktionsschritten Futtererzeugung und -verarbeitung verbundenen CO₂-Emissionen insgesamt den größten Anteil dar (MØLLER *et al.* 1996). Im Vergleich zu anderen Wirtschaftsbereichen (Industrie und Kraftwerke, Straßenverkehr, private Verbraucher) ist der Anteil der Landwirtschaft an den aus fossilen Energieträgern stammenden CO₂-Emissionen in Deutschland mit etwa 3-4 % jedoch als gering anzusehen (WETTERICH & HAAS 1999, AHLGRIMM & DÄMMGEN 1994; SCHOEDDER 1990).

Die Umweltrelevanz von CO₂ liegt in seinem Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt, an dem es mit ca. 60 % im Vergleich zu anderen klimawirksamen Spurengasen am stärksten beteiligt ist (AHLGRIMM & DÄMMGEN 1994).

4.4 Stäube und Mikroorganismen

Broilerställe weisen im Vergleich zu Ställen anderer Tierarten mit bis zu 9 mg Staub je m³ Luft sehr hohe Staubkonzentrationen auf (HARTUNG 1996), typische mittlere Staubkonzentrationen für konventionelle Broilerställe mit eingestreuter Bodenhaltung liegen bei 6 mg m⁻³ (PHILLIPS & HARTUNG 1995). Für einen freibelüfteten, sog. „Louisiana“-Stall ermittelten HINZ & LINKE (1998b) Konzentrationen atembaren Staubes zwischen 1 und 14 mg m⁻³. Unterschiede ergaben sich hier vor allem in Abhängigkeit von der Außentemperatur (geringere Lüftungsraten mit entsprechend höherer Staubkonzentration an kalten Wintertagen) sowie vom Alter und Gewicht der Tiere (ansteigende Staubkonzentration im Verlauf der Mastperiode).

Bis zu 50 % des Staubes stammen aus der Einstreu, der Rest vor allem von den Tieren selbst, sowie von Futter und Fäkalien. Über 85 % des Staubes bestehen aus organischem Material, insbesondere aus Rohprotein, in geringerem Ausmaß aus Rohfett und Zellulose (HARTUNG 1996).

Die Wirkung von Stäuben auf Mensch und Tier liegt in erster Linie darin, daß sie in erhöhten Konzentrationen zu mechanischer Irritation der Atemwege führen und die Lungenclearance beeinträchtigen können. Eine wichtige Rolle spielt hierbei die Größe des inhalierten Partikels. Je kleiner der Partikeldurchmesser, desto tiefer kann der Partikel in den Respiratiostrakt eindringen (HARTUNG 1995). Zudem sind Stäube Träger von Mikroorganismen. In verschiedenen Typen von Broilerställen wurden mit Agarplatten-Proben Konzentrationen von Mikroorganismen im Bereich von 0,85-3 * 10⁶ KBE (koloniebildende Einheiten) je m³ Stallluft ermittelt (PHILLIPS & HARTUNG 1995). Für einen freibelüfteten „Louisiana“-Stall nennen WIEGAND *et al.* (1993) eine mittlere Gesamtkeimzahl von 2,1 * 10⁹ KBE je g Staub (bei einer zugrundegelegten mittleren Staubkonzentration von 3,8 mg m⁻³ entspricht das 7,7 * 10⁶ KBE m⁻³), wobei allerdings erhebliche Schwankungen mit Extremwerten bis zu 6,8 * 10⁹ KBE je g Staub in Abhängigkeit von

Faktoren wie Außentemperatur und Lüftungsrate sowie Gewicht und Aktivität der Tiere auftreten können. Neben Staphylokokken und Streptokokken, die mit 55 bzw. 22 % der Gesamtkeimzahl den Großteil der im Broilerstall angetroffenen Keimarten stellen (vgl. WIEGAND *et al.* 1993), spielen vor allem Endotoxine, d. h. Lipopolysaccharidfragmente aus der Zellmembran gramnegativer Bakterien, eine wichtige Rolle. Endotoxine können beim Menschen allergische und immunologische Reaktionen hervorrufen. Erste Messungen der Endotoxinkonzentration im Louisianastall ergaben einen Mittelwert von 38,6 mg je g Staub (nach der obigen Annahme = 0,14 mg je m³ Luft), wobei ähnlich wie beim Gesamtstaub auch hier eine deutliche Schwankungsbreite (im vorliegenden Fall zwischen 4,9 und 160 mg je g Staub) zu verzeichnen ist (WIEGAND *et al.* 1993).

4.5 Gerüche

In der Stallabluft aus Nutztierställen finden sich über 100 verschiedene geruchsträchtige Gase, wobei als wichtigste neben Ammoniak Schwefelwasserstoff, Amine, Mercaptane und Fettsäuren zu nennen sind. Geruchsemissionen sind abhängig von der Betriebsweise der Stallanlage. Beispielsweise fördern ein feucht-warmes Stallklima sowie eine lange Verweildauer der Exkremente im Stall die Emission geruchsträchtiger Gase (PHILIPPS & HARTUNG 1995; FLEISCHER 1994). Das Ausmaß der Geruchsemissionen ist lokal stark begrenzt. So ist davon auszugehen, daß bereits in einer Entfernung von 200 m vom Stall nur noch 1-2 % der Geruchsintensität an der Emissionsquelle wahrnehmbar sind (FLEISCHER 1994).

Fazit

Die Broilermast findet in Deutschland bis heute ganz überwiegend in konventionellen Produktionssystemen mit Tierbeständen von mehreren Zehntausend bis über zweihunderttausend Tieren statt. Bisher hat sich, wie aus den vorangegangenen Ausführungen deutlich wurde, die Wissenschaft nahezu ausschließlich mit den Umweltwirkungen des konventionellen Produktionstypes befaßt. Alternative Haltungssysteme gewinnen jedoch zunehmend an Bedeutung. Im Hinblick auf die aktuelle Diskussion um die Umweltwirkungen der Nutztierhaltung steht die Wissenschaft nun vor der Herausforderung, einen komplexen Vergleich der Umweltrelevanz dieser unterschiedlichen Haltungssysteme anhand objektiver und nachvollziehbarer Kriterien vorzunehmen. Aus der vorliegenden Literaturstudie lassen sich folgende wesentliche Wirkungsbereiche für einen solchen Vergleich ableiten:

- Wirkungsbereich Boden, mit den Unterkategorien Eutrophierung und Versauerung, Nährstoffhaushalt/Bodenfruchtbarkeit sowie Schwermetallbelastung
- Wirkungsbereich Gewässer, mit den Unterkategorien Nitratbelastung und Eutrophierung
- Wirkungsbereich Luft, mit den Unterkategorien Luftqua-

lität (Stall und Stallumgebung) und Emissionen klimawirksamer Spurengase

- Wirkungsbereich Ressourcenverbrauch, mit den Unterkategorien energetische Ressourcen (Primärenergie) und mineralische Ressourcen (Einsatz von Mineraldüngern für die Futtermittelproduktion)
- Wirkungsbereich Human- und Ökotoxizität, insbes. Einsatz von Antibiotika und anderen Futtermittelzusätzen, Ammoniakemissionen, Stäube und Endotoxine, Nitrat-eintragspotential, Herbizideinsatz.

Environmental Impacts of Broiler Production – A Literature Review

In Germany, broiler production is practiced almost exclusively in conventional production systems with a couple of tenths up to more than twohundredthousand birds per production unit. In the last few years, however, alternative/ecological production systems have gained increasing importance. So far, research has been done on the environmental impact of this conventional production type only. In view of the recent discussion about the environmental impacts of animal production in general, it appears to be necessary to attempt a complex scientific comparison of the environmental relevance of the different production systems practiced today. The aim of this paper is to summarize available information regarding the environmental consequences of broiler production. Based on this overview, the following important environmental impact categories should be considered when comparing the different production systems: impact on soils (eutrophication and acidification, nutrient regime/soil fertility and increase of heavy metals in the soil); impact on surface and ground waters (nitrate pollution and eutrophication); impact on air quality (concentration of ammonia inside and around the production unit) and climate (concentration and emissions of greenhouse gases); resource depletion (mineral and energetic resources); toxicity for man and environment (use of antibiotics and other feed additives, concentration and emission of ammonia, dust and endotoxins, nitrate pollution of ground water, use of herbicides for feed production).

Literatur

AHLGRIMM, H.-J. & U. DÄMMGEN (1994): Beitrag der Landwirtschaft zur Emission von klimarelevanten Spurengasen. In: BRUNNERT, H. & U. DÄMMGEN (Hrsg.): Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung, Teil II. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 148, S. 75-106.

BACHE, B. W. & E. G. WILLIAMS (1971): A Phosphate Sorption Index for Soils. In: Journal of Soil Science 22(3); S. 289-301.

BECKER, H. (1992): Reduzierung des Düngemittelsatzes. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 416. Münster.

BGBI. (1996), TEIL I, NR.6: Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). Bonn.

BMELF (1998): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1998. Münster-Hiltrup.

CHAMBERS, B. J. & K. SMITH (1998): Nitrogen: Some Practical Solutions for the Poultry Industry. In: World's Poultry Science Journal 54, S. 353-357.

CHAMBERS, B. J.; SMITH, K. A. & T. J. VAN DER WEERDEN (1997): Ammonia Emissions Following the Land Spreading of Solid Manures. In: JARVIS, S. C. & B. F. PAIN (Hrsg.): Gaseous Emissions from Grassland, CAB International, S. 275-280.

DE HAAN, F. A. M. & S. E. A. T. M. VAN DER ZEE (1994): Soil Protection and Intensive Animal Husbandry in the Netherlands. In: Marine Pollution Bulletin 29 (6-12), S. 439-443.

DGS-Magazin (1999): Mindestanforderungen für die Haltung von Masthähnchen und Puten festgelegt. DGS 39/99, S. 10-16.

ECKERT, H. (1997): Stoff- und Energiebilanzen im Landwirtschaftsbetrieb. In: VDLUFA (Hrsg.): Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe 46/1997 (Kongreßband), S. 51-71. Darmstadt.

FINCK, A. (1991): Düngung – ertragssteigernd, qualitätsverbessernd, umweltgerecht. Stuttgart.

FLEISCHER, E. (1994): Methodische Grundlagen der Umweltverträglichkeitsprüfung UVP-pflichtiger Anlagen der Geflügelhaltung (2 Bände). Teilabschlußbericht zum Forschungsprojekt. Halle an der Saale.

FLEISCHER, E. (1996): Die Nutztierhaltung im Spiegel der nationalen Stickstoffbilanz des Bereichs Landwirtschaft – Ein Beitrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 9 (1), S. 86-101.

FLEISCHER, E. (1997): Nutztierhaltung und nationale Phosphorbilanz des Bereichs Landwirtschaft. In: Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 41, S. 1-73.

FLÜGGE, C. (1994): Anteil von emittiertem Ammoniakgas an den Gesamtstickstoffverlusten bei der Lagerung von Legehennenkot. Dissertation, Bonn.

FÖLSCH, D. W. & R. HOFFMANN (1995): Artgemäße Hühnerhaltung. Grundlagen und Beispiele aus der Praxis. Karlsruhe.

GORDILLO, R. M. & M. L. CABRERA (1997a): Mineralizable Nitrogen in Broiler Litter: I. Effect of Selected Litter Chemical Characteristics. In: Journal of Environmental Quality 26, S. 1672-1679.

GORDILLO, R. M. & M. L. CABRERA (1997b): Mineralizable Nitrogen in Broiler Litter: II. Effect of Selected Soil Characteristics. In: Journal of Environmental Quality 26, S. 1679-1686.

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. & C.M. WATHES (1998): Concentrations and Emissions of

- Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. In: *Journal of Agricultural Engineering Research* 70(1); S. 79-96.
- HARTUNG, J. (1995): Gas- und partikelförmige Emissionen aus Ställen der Tierproduktion. In: *Deutsche Tierärztliche Wochenschrift* 102 (7), S. 283-288.
- HARTUNG, J. (1996): Zur gesundheitlichen Bedeutung von Staub in der Geflügelhaltung. In: *Jahrbuch für die Geflügelwirtschaft* 1996, S. 26-32.
- HEGE, U. (1997): Nährstoffsaldierung landwirtschaftlicher Betriebe – Vorgehensweise und Bewertung. In: *Umweltbundesamt Wien (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz?. Tagungsberichte des UBA Wien* 20, S. 94-100.
- HINZ, T. & S. LINKE (1998a): A Comprehensive Experimental Study of Aerial Pollutants in and Emissions from Livestock Buildings. Part 1: Methods. In: *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, S. 111-118.
- HINZ, T. & S. LINKE (1998b): A Comprehensive Experimental Study of Aerial Pollutants in and Emissions from Livestock Buildings. Part 2: Results. In: *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, S. 119-129.
- HINZ, T. & S. LINKE (1999): Luftfremde Stoffe in und aus einem Schweinemast- und einem Hähnchenmaststall. In: *Landbauforschung Völkenrode* 2/99, S. 90-101.
- HOY, S. & O. KÜHNEL (1996): Bestimmung von Ammoniak, Kohlendioxid und Lachgas bei der Masthähnchenhaltung auf verschiedenen Einstreuvarianten mit Hilfe des Multigasmonitoring. In: *Archiv für Geflügelkunde* 60 (2), S. 88-93.
- HÜTHER, L. (1999): Entwicklung analytischer Methoden und Untersuchung von Einflußfaktoren auf Ammoniak-, Methan-, und Distickstoffmonoxidemissionen aus Flüssig- und Festmist. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* 200. Dissertation, Braunschweig.
- ISERMANN, K. (1997): Globale, territoriale, regionale und betriebliche (Nähr-) Stoffbilanzierung als Grundlage ursachenorientierter und hinreichender Lösungsansätze zur Umsetzung einer nachhaltigen Landnutzung. In: *UMWELTBUNDESAMT WIEN (Hrsg.): Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft. Ein Instrument für den Umweltschutz? Tagungsberichte des UBA Wien* 20, S. 241-313. Wien.
- JEROCH, H. (1999): Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung des Hühnergeflügels. In: *Jahrbuch für die Geflügelwirtschaft* 2000, S. 40-64.
- KINGERY, W. L.; WOOD, C. W.; DELANEY, D. P.; WILLIAMS, J. C. & G. L. MULLINS (1994): Impact of Long-Term Land Application of Broiler Litter on Environmentally Related Soil Properties. In: *Journal of Environmental Quality* 23, S. 139-147.
- KUNKLE, W. E.; CARR, L. E.; CARTER, T. A. & E. H. BOSSARD (1981): Effect of Flock and Floor Type on the Levels of Nutrients and Heavy Metals in Broiler Litter. In: *Poultry Science* 60, S. 1160-1164.
- LEINWEBER, P. (1996): Phosphorus Fractions in Soils from an Area with High Density of Livestock Population. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 159, S. 251-256.
- LEINWEBER, P.; GEYER-WEDELL, K. & E. JORDAN (1993): Phosphorversorgung der Böden im agrarischen Intensivgebiet Südoldenburg. ISPA, Vechta.
- LEINWEBER, P.; GEYER-WEDELL, K. & E. JORDAN (1994): Phosphorgehalte von Böden in einem Landkreis mit hoher Konzentration des Viehbestandes. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157, S. 383-385.
- LINCKH, G.; SPRICH, H.; FLAIG, H. & H. MOHR (1997): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Voraussetzungen, Möglichkeiten, Maßnahmen. Berlin/Heidelberg.
- MALONE, G. W. (1992): Nutrient Enrichment in Integrated Broiler Production Systems. In: *Poultry Science* 71, S. 1117-1122.
- MCMURRY, S. W.; COYNE, M. S. & E. PERFECT (1998): Fecal Coliform Transport through Intact Soil Blocks Amended with Poultry Manure. In: *Journal of Environmental Quality* 27, S. 86-92.
- MEIERHANS, D.; WIEDMER, H. & H. MENZI (1996): Kotbelastung des Auslaufes bei der Freilandhaltung von Legehennen. In: *Jahrbuch für die Geflügelwirtschaft* 1996, S. 43-47.
- MENZI, H.; FRICK, R. & R. KAUFMANN (1997): Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmaß und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. *Schriftenreihe der FAL* 26, Zürich-Reckenholz. (zit. als MENZI *et al.* 1997b)
- MENZI, H.; MEIERHANS, D. & H. WIEDMER (1997): Nähr- und Schadstoffbelastung von Geflügelausläufen. In: *Agrarforschung* 4 (9), S. 361-364. (zit. als MENZI *et al.* 1997a)
- MØLLER, H.; VOLD, M.; TORESEN, K. & I. ORMSTAD (1996): Life Cycle Assessment of Pork and Lamb Meat. In: *International Conference on Application of Life Cycle Assessment in Agriculture, Food and Non-Food Agro-Industry and Forestry: Achievements and Prospects. Preprints*, S. 129-138. Brüssel.
- MOORE Jr., P. A.; DANIEL, T. C.; GILMOUR, J. T.; SHREVE, B. R.; EDWARDS, D. R. & B. H. WOOD (1998): Decreasing Metal Runoff from Poultry Litter with Aluminum Sulfate. In: *Journal of Environmental Quality* 27, S. 92-99.
- MORRISON, J. L. (1969): Distribution of Arsenic from Poultry Litter in Broiler Chickens, Soil and Crops. In: *Journal of Agricultural Food Chemistry* 17, S. 1288-1290.
- NICHOLS, D. J.; DANIEL, T. C.; MOORE Jr., P. A.; EDWARDS, D. R. & D. H. POTE (1997): Runoff of Estrogen Hormone 17 β -Estradiol from Poultry Litter Applied to Pasture. In: *Journal of Environmental Quality* 26, S. 1002-1006.
- NICHOLSON, R. J. (1994): Sources of Water Pollution. In: *Proceedings of the 9th European Poultry Conference, Glasgow, Vol. 2: Symposia Papers*, S. 260-263.
- NISCHWITZ, G. (1996): Die Veredelungswirtschaft in Südoldenburg unter dem Einfluß sich wandelnder sozioökonomischer und politischer Rahmenbedingungen. *Vechtaer Studien zur Angewandten Geographie und Regionalwissenschaft* 17. Vechta.
- OOSTHOEK, J.; KROODSMA, W. & P. HOEKSMAS (1990): Betriebliche Maßnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen aus Ställen. In: *KTBL-Schrift „Ammoniak in der*

- Umwelt“, S. 29.1-29-33.
- PETERSEN, J. (1996): Stickstoffemissionen und ihre Entstehung. In: Jahrbuch für die Geflügelwirtschaft 1996, S. 22-25.
- PFIRTER, H. P. (1991): Möglichkeiten zur Minimierung der Kotausscheidungen über die Fütterung. Manuskript zum Beraterkurs der Schweizerischen Zentralstelle für Geflügel (unveröffentlicht).
- PHILLIPS, V. R. & J. HARTUNG (1995): The Environmental Impact of Broiler Production. In: Archiv für Geflügelkunde, Sonderheft 1, S. 53-55.
- PRIESMANN, T.; PETERSEN, J.; FRENKEN, A. & W. SCHMITZ (1991): Stickstoffverluste aus Geflügelkot bei verschiedenen Haltungssystemen. In: Archiv für Geflügelkunde 55 (3), S. 97-104.
- REDDY, C. V. (1992): The Multiple Value of Poultry Manure. In: *Misset - World Poultry* 8 (4), S. 13.
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H. P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K. H. & U. SCHWERTMANN (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SCHATZMANN, C. (SEG Poulets AG) (2000): Persönliche Mitteilung.
- SCHILKE-GARTLEY, K. L. & J. T. SIMS (1993): Ammonia Volatilization from Poultry Manure-Amended Soils. In: *Biology and Fertility of Soils* 16, S. 5-10.
- SCHOEDDER, F. (1990): Entstehung klimarelevanter Spurengase als Folge der Landbewirtschaftung: Kohlendioxid. In: SAUERBECK, D. & H. BRUNNERT (Hrsg.): Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung, Teil I. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 117, S. 17-28.
- SHARPLEY, A. (1999): Agricultural Phosphorus, Water Quality, and Poultry Production: Are They Compatible? In: *Poultry Science* 78, S. 660-673.
- SHARPLEY, A.; SMITH, S. J. & W. R. BAIN (1993): Nitrogen and Phosphorus Fate from Long-Term Poultry Litter Applications to Oklahoma Soils. In: *Soil Science Society of America Journal* 57, S. 1131-1137.
- SHORE, L. S.; CORRELL, D. L. & P. K. CHAKRABORTY (1995): Relationship of Fertilization with Chicken Manure and Concentrations of Estrogens in Small Streams. In: Steele, K. (Hrsg.): *Animal Waste and the Land-Water Interface*, S. 155-162. Boca Raton, FL.
- SHORE, L. S.; HAREL-MARKOWITZ, E.; GUREVICH, M. & M. SHEMESH (1993): Factors Affecting the Concentration of Testosterone in Poultry Litter. In: *Journal of Environmental Science and Health A28*, S. 1737-1749.
- SHORTALL, J. G. & W. C. LIEBHARDT (1975): Yield and Growth of Corn as Affected by Poultry Manure. In: *Journal of Environmental Quality* 4, S. 186-191.
- SIMS, J. T. & D. C. WOLF (1994): Poultry Waste Management: Agricultural and Environmental Issues. In: *Advances in Agronomy* 52, S. 1-83.
- STEPHENSON, A. H.; MCCASCEY, T. A. & B. G. RUFFIN (1990): A Survey of Broiler Litter Composition and Potential Value as a Nutrient Resource. In: *Biological Wastes* 34, S. 1-9.
- STUEDEMANN, J. A.; WILKINSON, S. R.; WILLIAMS, D. J.; CIORDIA, H.; ERNST, J. V.; JACKSON, W. A. & J. B. JONES Jr. (1975): Long-term Broiler Litter Fertilization of Tall Fescue Pastures and Health and Performance of Beef Cow. In: *Managing Livestock Wastes, Proceedings of the 3rd International Symposium*, Urbana-Champaign, IL, S. 328-330.
- VAN DER WATT, H. V. H.; SUMNER, M. E. & M. L. CABRERA (1994): Bioavailability of Copper, Manganese, and Zinc in Poultry Litter. In: *Journal of Environmental Quality* 23, S. 43-49.
- VERVOORT, R. W.; RADCLIFFE, D. E.; CABRERA, M. L. & M. LATIMORE Jr. (1998): Field-Scale Nitrogen and Phosphorus Losses from Hayfields Receiving Fresh and Composted Broiler Litter. In: *Journal of Environmental Quality* 27, S. 1246-1254.
- WATHES, C. M.; 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.; GROOT KOERKAMP, P. W. G.; UENK, G. H.; METZ, J. H. M.; HINZ, T.; CASPARY, V. & S. LINKE (1998): Emissions of Aerial Pollutants in Livestock Buildings in Northern Europe: Overview over a Multinational Project. In: *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, S. 3-9.
- WEBB Jr., K. E. & J. P. FONTENOT (1975): Medicinal Drug Residues in Broiler Litter and Tissues from Cattle Fed Litter. In: *Journal of Animal Science* 41, S. 1212-1217.
- WEIL, R. R.; KROONTJE, W. & G. D. JONES (1979): Inorganic Nitrogen and Soluble Salts in a Davidson Clay Loam Used for Poultry Manure Disposal. In: *Journal of Environmental Quality* 8, S. 86-91.
- WETTERICH, F. & G. HAAS (1999): Ökobilanz Allgäuer Grünlandbetriebe. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau der Universität Bonn. Bonn.
- WIEGAND, B.; HARTUNG, J.; HINZ, T. & H.-D. WIEMANN (1993): Luftqualität in Louisiana-Ställen. Teil 2: Keim- und Endotoxingehalt im luftgetragenen Stallstaub. In: *Landbauforschung Völknerode* 4/93, S. 236-241.
- WINDHORST, H.-W. (1996): Der Agrarwirtschaftsraum Südoldenburg zwischen Gestern und Morgen. ISPA-Mitteilungen 24, Vechta.
- WINDHORST, H.-W. (1998): Der Veredelungsstandort Deutschland im internationalen Wettbewerb – Herausforderungen und Chancen. ISPA-Mitteilungen 35, Vechta.
- ZENTRALE MARKT- UND PREISBERICHTSTELLE (1999): ZMP-Bilanz Eier und Geflügel 1999. Bonn. (zit. als ZMP 1999)

Verfasser:

- KRATZ, Sylvia, Dipl.-Geogr., Doktorandin am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL;
- ROGASIK, Jutta, Dr. sc., Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL;
- SCHNUG, Ewald, Prof. Dr. Dr., Dir. u. Prof., Leiter des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL).