

Massentierhaltung versus Waldgesundheit – Ergebnisse zur Diagnose und Behandlung stickstoffbelasteter Wälder

BJÖRN STROHBACH, PETER EINERT, BERND LEHMANN UND SONJA LÖFFLER

1 Konflikt

Bei der Haltung von Tieren und beim Abbau tierischer Exkremeente werden in nicht unerheblichem Umfang Gase frei gesetzt. Neben den Treibhausgasen Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) ist Ammoniak (NH_3) dabei von besonderer Bedeutung. Im Rahmen der Genehmigung von Tierhaltungsanlagen hat der Immissionsschutz in den vergangenen Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen.

Tierhaltungsanlagen, die nicht nach den Vorschriften des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG) genehmigt werden, unterliegen im Rahmen ihrer Baugenehmigungspflicht auch einer immissionsschutzrechtlichen Betrachtung (§ 22 Abs. 1 Nr. 1 u. 2 BImSchG).

Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens für Tierhaltungsanlagen werden daher die Ammoniakimmissionen mit den Auswirkungen auf Ökosysteme und empfindliche Pflanzen auf der Grundlage der TA-Luft 2002 beurteilt.

Wie am Beispiel der Legehennenanlage bei Roggosen (Abb. 1) zu sehen ist, entwickeln sich die Landwirtschaftsbetriebe immer mehr zu industrieartigen Unternehmen.



Abb. 1: Legehennenanlage bei Roggosen

Die Anlagen der Tierhaltung werden größer, in Verbindung damit erhöht sich die Konzentration der Tiere auf kleinstem Raum. Neue Technologien führen zu einer raschen Zunahme landwirtschaftlicher Produktionsstätten. So werden die Gase aus derartigen Anlagen mittels kostenintensiver Verfahren gereinigt. Kritisch zu beleuchten sind allerdings Angaben zum Wirkungsgrad der Reinigungssysteme aus Tierhaltungsanlagen. So wird bei Schweinemastbetrieben inzwischen mit einer 90 prozentigen Reinigung der Stallabluft gerechnet.

Wenig verlässliche Angaben gibt es hinsichtlich der Ammoniakemissionen aus Biogasanlagen und deren Auswirkungen auf Ökosysteme und empfindliche Pflanzen. Industriekomplexe, wie die Biogasanlage „Penkun“ (Abb. 2) erzeugen Energie aus nachwachsenden Rohstoffen und bilden somit einen wesentlichen Bestandteil des Energiekonzeptes des Landes Brandenburg.



Abb. 2: Biogasanlage bei Penkun

2004 waren im Land 31 Anlagen mit einer Leistung von 16 MW registriert. 2010 waren es schon 190 Biogasanlagen mit einer Leistung von 120 MW. Im Rahmen von Sonderfallprüfungen sind die Risiken für den Wald zu klären. Hierzu fehlen allerdings häufig verlässliche Angaben zur Empfindlichkeit unserer Standorte, zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Standortsveränderungen sowie zur Reversibilität von stickstoffbedingten Veränderungen. Letztendlich muss die Intensität der Veränderungen oder Schäden in den Wäldern zuverlässig bewertet werden.

Die nachfolgende Darstellung von Ergebnissen zur Diagnose und Behandlung stickstoffbelasteter Wälder dienen der Versachlichung bei der Lösung des Konfliktes zwischen Land- und Forstwirtschaft.

2 Untersuchungsprogramm

Ausgehend von der Komplexität des Vorhabens zur Klärung des Ursache–Wirkungsgefüges wurde das Untersuchungsprogramm möglichst praxisnah angelegt. Die Untersuchungsschwerpunkte waren:

- Ammoniakeinträge (Immission, Deposition)
- Standort (bodenchemischer Zustand, Sickerwasserqualität)
- Vegetation und Humuszustand
- Biomarker, Vitalität und Ernährung von Einzelbäumen und Beständen.

Im Untersuchungszeitraum zwischen 2007 und 2011 wurden einmalige Erhebungen auf 50 Flächen durchgeführt. Dazu gehören Schadansprachen der Bestände, ertragskundliche Erhebungen, Vegetationsansprachen und Bodenbeprobungen. So wurden 653 Bodenproben, d.h. 7836 Analysendaten bereitgestellt.

Die Flächen wurden als Transekt von der Quelle bis maximal 1000 m von den Tierställen angelegt. Pro Fläche (25 * 25 m) wurden 5 Probepunkte festgelegt und bis maximal 2,0 m Tiefe schichtweise beprobt.

In Abbildung 3 sind Lage sowie die mittleren Immissionskonzentrationen auf den Flächen dargestellt.

Da nicht alle Flächen parallel im vollen Umfang beobachtet werden konnten, wurde eine Auswahl repräsentativer Flächen vorgenommen und mit unterschiedlicher Intensität zeitlich gestaffelt untersucht. Neben den einmaligen Erhebungen erfolgten begleitende biochemische Untersuchungen auf 11 Flächen unter Einbeziehung der Baumarten Kiefer, Eiche, Buche und Birke. Zusätzlich wurden die Stoffkonzentrationen in den Sickerwässern vierteljährlich untersucht. Auf 20 Flächen wurden monatliche Messungen der Ammoniakkonzentrationen vorgenommen. 2011 wurden an 4 Standorten waldbauliche Versuchsflächen angelegt. Neben den waldbaulichen Aspekten werden Immissionen, Depositionen, die Witterung sowie die Sickerwasserausträge permanent erfasst.

3 Risikoabschätzung der Emittenten

Die Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen werden in Nr. 4 der TA-Luft 2002 festgelegt und beziehen sich sowohl für die nach BImSchG genehmigungsbedürftigen als auch die nach Baurecht zu genehmigenden Tierhaltungsanlagen. Ergänzend dazu gibt es zwischenzeitlich eine Reihe von Vorschriften und Erlasse. Diese konkretisieren die Forderungen der TA-Luft, die

als Verwaltungsvorschrift des Bundes eine weitreichende rechtliche Wirkung hat.

Zur Abschätzung des Risikos für den Wald, das von den Landwirtschaftsbetrieben Brandenburgs ausgeht, wurden die Ammoniakemissionen (Emissionsfaktor * Anzahl Tierplätze) den bekannten Schwellwerten (Abb. 4) gegenüber gestellt.

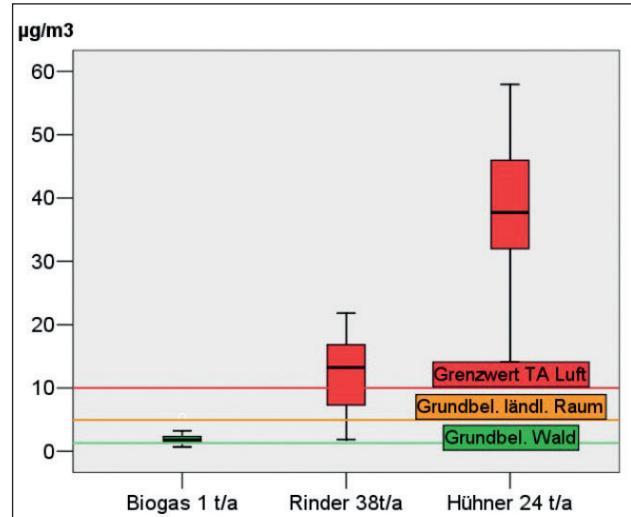


Abb. 4: Ammoniakemissionen charakteristischer Landwirtschaftsbetriebe

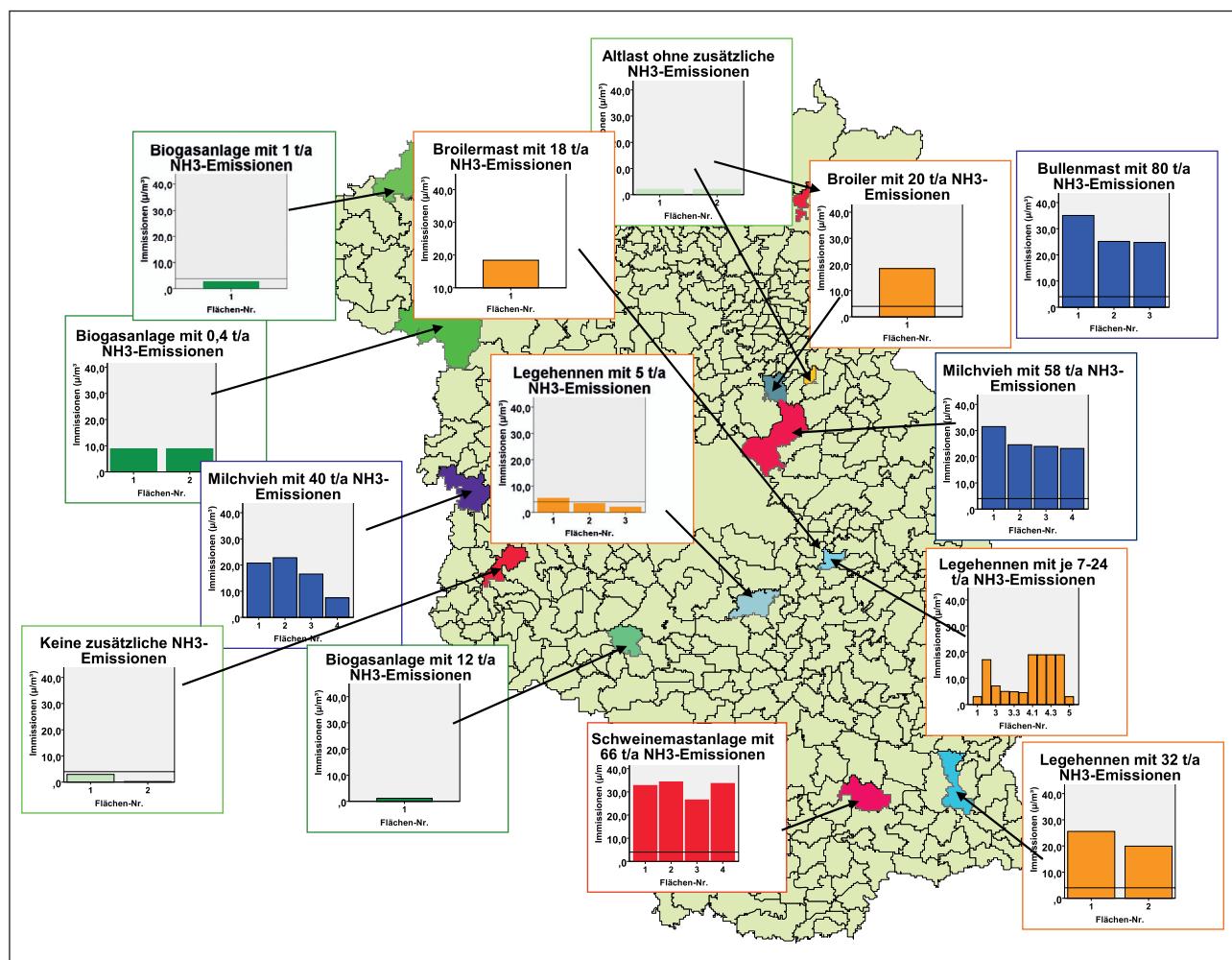


Abb. 3: Lage der Untersuchungsflächen und Reviere (alt)

Der Grenzwert der TA-Luft von $10 \mu\text{g}/\text{NH}_3\text{m}^3$ wird bereits bei Quellstärken von $5\text{t NH}_3/\text{a}$ in 100 m Entfernung von den Ställen erreicht. Neben der Modernisierung und Zunahme der Tierhaltung in Brandenburg wurden in den vergangenen Jahren mehr als 150 Biogasanlagen mit zunehmender Leistung errichtet. Diese Anlagen arbeiten umweltfreundlich und stellen hinsichtlich des N-Eintrages für den Wald kein erhöhtes Risiko dar. Anhand der Messungen der Immissionskonzentrationen mittels Passivsammler ist die Abnahme der NH_3 -Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung (Abb. 5) nachweisbar. Hohe bis sehr hohe Konzentrationen werden noch bis 500 m vom Emittenten nachgewiesen.

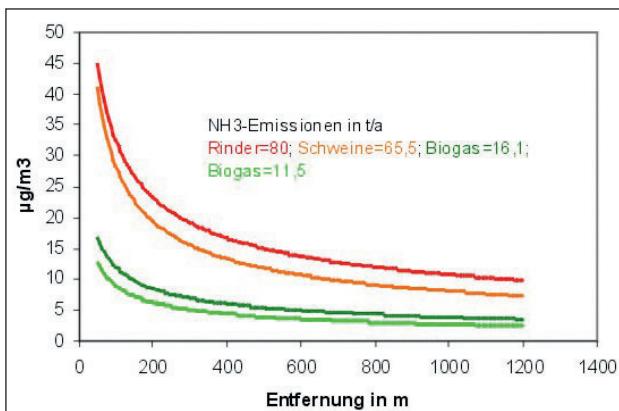


Abb. 5: NH_3 -Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung und Quellstärke

Die systematische Erfassung der Immissionen in unterschiedlicher Entfernung von den Anlagen ergab relativ enge Zusammenhänge zwischen der Quellstärke und der zu erwartenden mittleren Immissionskonzentration der Luft. Der Verlauf der sogenannten Abklingkurven ist bei allen untersuchten Anlagen ähnlich. Infolge der unterschiedlichen Quellstärke erfolgt eine Parallelverschiebung der Kurven.

Bei Verwendung einer nichtlinearen Regression unter Einbeziehung der Entfernung der Messplätze von den Ställen kann nach der Gleichung (SPSS Version 19) die mittlere Immissionskonzentration berechnet werden:

$$\text{N} - \text{Immiss}_{\text{ber}} = 30,11 + 0,36 * \text{Quellstärke} - 5,31 * \text{LN}(\text{Entf.}) + 2,00$$

B = 0,81

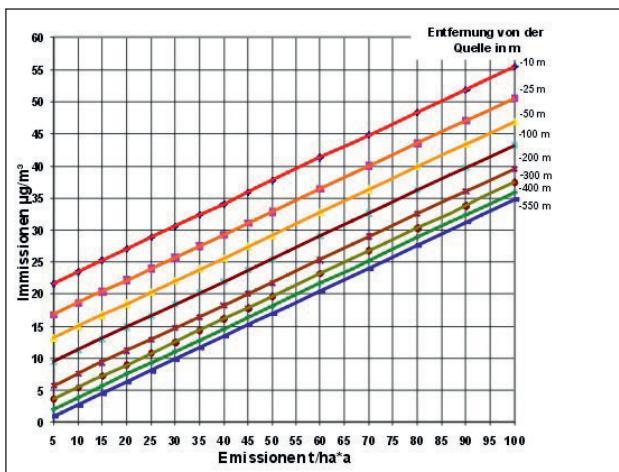


Abb. 6: Nomogramm zur Schätzung der Immissionskonzentration

Die Regression wurde in ein Nomogramm (Abb. 6) überführt.

Ausgehend von der Quellstärke wird für Entferungen von 10, 25, 50, 100, 200, 300, 400 und 500 m die zu erwartende Immissionskonzentration prognostiziert. Diese Angaben sind vielfach in der Praxis bestätigt. Unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite der Messungen (Wachstumsphasen, Aktivitätsphasen, Witterungseinflüsse) handelt es sich um ausreichend genaue Schätzungen der zu erwartenden Immissionskonzentrationen.

4 Wirkungen auf den Waldstandort

4.1 Humusauflagen und Mineralboden

Dem Boden kommt eine Schlüsselfunktion im Stoffhaushalt der Waldökosysteme zu. Die Veränderungen der chemischen Eigenschaften der Waldböden durch Stickstoffeinträge sind in der Vergangenheit in zahlreichen Arbeiten (HOFMANN et al. 1990, KOPP et al. 1995, MATZNER und GROSSHOLZ 1997, SPANGENBERG 2002) dargestellt worden. So wird der Anstieg der N-Gehalte, eine Verengung der C/N-Verhältnisse infolge einer verstärkten Mineralisierung der Humusauflagen in Abhängigkeit von der Entfernung von der Stickstoffquelle beschrieben. Auch die Versauerung der Böden infolge der Nitrifizierung des Ammonium wird bei hohen Einträgen prognostiziert.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurden deshalb die Humusauflagen sowie die oberste Mineralbodenschicht besonders sorgfältig analysiert. Insbesondere wurde geprüft, ob zwischen der Intensität der Belastung (Ammoniakkonzentration der Luft) und den bodenchemischen Veränderungen statistisch gesicherte Beziehungen bestehen, die für eine Prognose der Veränderungen der Humusauflagen unter definierter N-Belastung verwendet werden können.

In Abbildung 7 sind Boxplots der N-Gehalte von 128 Humusauflagen in Kiefernbeständen dargestellt, die sich im Bereich unterschiedlich hoher NH_3 Immissionskonzentrationen der Luft befinden.

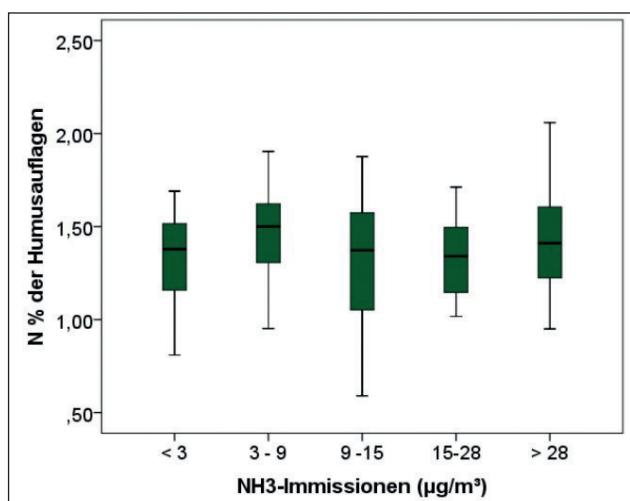


Abb. 7: NH_3 -Konzentrationen (Klassen) der Luft und N%-Gehalte der Humusauflagen

Anhand der Abbildung wird deutlich, dass es keinen statistisch gesicherten Zusammenhang zwischen den N-Kon-

zentrationen in der Luft und den N-Gehalten der Humusauflagen gibt. Tierart, Standortsunterschiede, Bestandesalter sowie forstliche Maßnahmen wirken differenzierend und überlagern das Eintragsgeschehen. Die Ergebnisse wurden auf Kiefernbestände eingegrenzt, da sich im Vorfeld bereits die Baumart als deutlich differenzierend herausstellte.

Ähnliche Ergebnisse stellten MOHR et al. (2011) vor. Insgesamt wird zwar von den Autoren ein Zusammenhang zwischen der Entfernung von der Anlage und den bodenchemischen Parametern beschrieben, sieht man sich allerdings die Ergebnisse im Einzelnen an, wird die Abfolge bei einer Reihe von Standorten unterbrochen. Unter der aktuellen Emissionssituation in der Landwirtschaft treten die Prozesse der Eutrophierung der Wälder offenbar in den Hintergrund.

4.2 Bodenversauerung

Im Rahmen einer statistischen Prüfung der bodenchemischen Kennwerte von Humusauflagen in Kiefernbeständen wurden mittels Faktorenanalyse sowie DRIS (Diagnosis and Recommandation Integrated System) zur Interpretation der chemischen Eigenschaften von Humusauflagen in N-Eintragsgebieten (Vergleich NORM mit IST) als dominierender Prozess die Versauerung der Böden herausgearbeitet. Bei der Faktorenanalyse wird eine Strukturierung der Datenmengen der Humusauflagen angestrebt. Es wird durch die Herleitung hypothetischer Größen sogenannter Faktoren versucht, die Daten hinsichtlich ihrer Variation zu erklären. Faktor 1 wird vom pH-Wert des Bodens sowie den basischen und sauren Kationen geladen. Die hohe Faktorenladung von Ca und Mg widerspiegelt den bekannten Effekt der Basenauswaschung (Austausch) bei hohen Ammonium-Einträgen. Die sauren Kationen verhalten sich gegensätzlich. Die im Einflussbereich von Tierhaltungen auftretende schrittweise Versauerung führt zu einem Anstieg der Al- und Fe-Ionen. Im Rahmen von DRIS werden die einzelnen Nährstoffrelationen untereinander verrechnet, so dass man für jede einzelne Nährstoffrelation einen Indexwert erhält. Dieser gibt an, ob ein Nährelement im Vergleich mit der „Normpopulation“ im Überschuss oder im Mangel vorhanden ist. Somit zeigen die Indexwerte an, ob eine Population ausgeglichen „versorgt“ ist. Anhand der negativen Indexwerte des pH-Wertes der Böden wird belegt, dass



Abb. 8: Kiefernökultur im Bereich einer Legehennenanlage mit Merkmalen von K- und Mg-Mangel

durch N-Immissionen eine Versauerung der Standorte stattfindet. Anhand der Nährstoffversorgung der Gehölze lässt sich diese Aussage beweisen. In einer Kiefernökultur direkt im Bereich einer Legehennenanlage (70000 TP) treten gelb verfärbte Bäumchen (Abb. 8) mit braunen Spitzen auf.

Die Nadelspiegelwerte der untersuchten Bäume belegen, dass die Kalium- und Magnesium-Nadelspiegelwerte (Abb. 9) im Mangelbereich liegen.

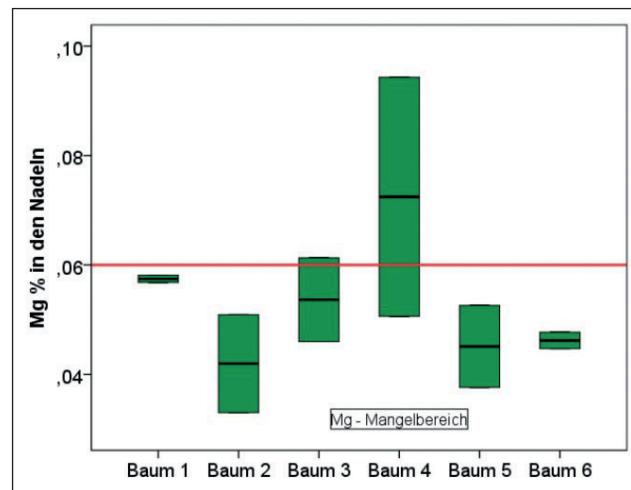


Abb. 9: Mg-Nadelspiegelwerte im Bereich einer Legehennenanlage

Diese Erscheinung in unmittelbarer Nähe zu Stickstoffquellen war bisher in dem Umfang nicht bekannt. Im Mittelpunkt der bisherigen Betrachtungen standen die N-bedingten Veränderungen, d.h. unter den technologischen Bedingungen der aktuellen Tierhaltungsanlagen verändern sich die Schadursachen infolge der Ammoniakeinträge.

4.3. Wirkungen auf die Bestände

Anhand der Bestandesbilder lässt sich die Intensität der N-Einträge abschätzen. Neben den oben beschriebenen bodenchemischen Veränderungen führt Stickstoff im Übermaß zu Schäden an den Gehölzen bis hin zur Artenverschiebung der Bodenvegetation. So nimmt bei den Gehölzen die Frostresistenz ab, die Stomata werden vergrößert und damit die Transpiration erhöht. Durch verstärkte Kronenbrüche entstehen schwere Missbildungen in der Kronenarchitektur. Die zunehmende Sättigung der Nadeln mit Stickstoff zeigt sich anhand der Länge und Farbe der Nadeln. Mit zunehmenden N-Nadelspiegelwerten werden die Nadeln länger (von 4–6 cm auf 7–9 cm). Die Farbe wechselt von grün zu blaugrün bis hin zu blau. Die langen Nadeln sind häufig korkenzieherartig verdreht. Bei Übersättigung der Nadeln entstehen Vergilbungen bis hin zu braunen Nekrosen. Die Nadellänge nimmt deutlich ab (< 4 cm), es ist eine Büschelbildung zu beobachten. Die geschwächten Gehölze (Wasserstress, Nährstoffdissimilationen) werden verstärkt von Pilzen und Insekten befallen. Daneben ist ein verminderter Wurzelwachstum nachweisbar. Wasser- und Nährstoffaufnahme sind nicht mehr vollständig gewährleistet, die Gefährdung durch Windwurf nimmt zu. Wesentliche Kriterien zur Bewertung der Bestände sind deshalb:

- Nadel- oder Blattverluste infolge der Schädigung des Assimilationsapparates. Es erfolgt fortschreitend der Abwurf

mehrjähriger Nadeln, eine starke Reduktion der Nadelmasse, Nadelverkürzungen bis hin zur Büschelbildung.

- Vergilbungen und Verfärbungen der Nadeln oder Blätter, zunächst blaugrüne Verfärbungen, dann Übergang zu Vergilbungen bis hin zu braunen Nekrosen infolge direkter Säureschäden.
- Bestandesauflichtungen infolge hoher Sterberaten von Baumindividuen bei Überschreiten der Sättigungsphase. Kronenbrüche, Kronenmissbildungen an Kiefernholzern sind Zeichen für die Auflösungsphase der Bestände.
- In den Bestandeslücken bzw. auch lichteren Beständen entwickeln sich dichte Grasdecken. So ist die Ausbreitung (Flächenanteil %) von *Calamagrostis* ein weiteres Merkmal zur Einschätzung der Schadintensität.
- Die erhöhte Labilität der Bestände führt letztendlich auch zu einem stärkeren Befall durch Insekten und Pilzen. Die Mortalität wird weiter erhöht.

Die Merkmale werden mit jeweils 5 Stufen zu Schadklassen zusammengefasst. Die Schadensklassen korrelieren eng mit den mittleren Immissionskonzentrationen der Standorte. In *Abbildung 10* ist der Zusammenhang zwischen der Immissionskonzentration und der Schadensklasse (Mittelwert aus der Bewertung der Nadelverluste, der Bestandesauflichtung, der Verfärbungen, der Vergrasung und des Befalls mit Pilzen, Insekten) dargestellt.

In Beständen ohne erkennbare Schäden werden Ammoniakkonzentrationen der Luft $<5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft ausgewiesen. Stark geschädigt sind alle Bestände mit Ammoniakkonzentrationen der Luft $>15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Auch für die einzelnen Merkmale sind statisch gesicherte Beziehungen zwischen den Schadausprägungen und der Ammoniakkonzentration vorhanden.

4.4 Wirkungen auf die Bäume

NH_3 wird nach seiner Emission schnell als NH_3 und NH_4^+ auf Blattoberflächen deponiert. Pflanzen nehmen NH_3 hauptsächlich nach der trockenen Deposition als NH_3 aber auch gelöst im Wasserfilm durch die Stomata als NH_4^+ auf. Auch die Abwaschung von der Blattoberfläche und ein Weitertransport in den Boden ist möglich. Der Transport in der Pflanze erfolgt vom Apoplasten zum Cytoplasma des Mesophylls, wo die Assimilation von NH_4^+ durch die Glutamat synthetase in Aminogruppen in den Plastiden stattfindet.

Sowohl im Blatt als auch nach der Aufnahme durch die Wurzeln werden Ammoniumionen rasch metabolisiert. Dabei wird der Stickstoff des Ammoniaks in Aminosäuren umgewandelt und trägt somit zur Proteinsynthese bei. Die sofortige Assimilation des Stickstoffs, d. h. die Bindung der Ammonium-Ionen an Kohlenhydrate, ist als Detoxifikationsprozess aufzufassen. Sie erfordert sowohl die Bereitstellung von Energie- und Reduktionsäquivalente, als auch von Kohlenhydraten sowie das Vorhandensein entsprechender Enzymsysteme. Diese Prozesse sind folglich photosyntheseabhängig und somit werden die Entgiftungspotenziale eines Baumes wesentlich von der Effizienz des Kohlenhydrathaushaltes bestimmt. Typisch für derartig stickstoffbelastete Bestände ist der hohe Chlorophyllgehalt in den Nadeln bzw. Blättern, der sich visuell in der blaugrünen Farbe widerspiegelt.

In den *Abbildungen 11–13* sind Kiefernadeln aus Beständen mit unterschiedlicher Ausprägung der stickstoffbedingten Schäden (gering, mittel, hoch) dargestellt.

In Eichenbeständen (*Abb. 14–16*) sind die stickstoffbedingten Veränderungen meist noch deutlicher. Hier zeigt sich, dass alle zusätzlichen exogenen Faktoren, die die Photosyntheserate einschränken (z. B. geringe Wasser Verfügbarkeit), die Ammoniumtoleranz vermindern. Der

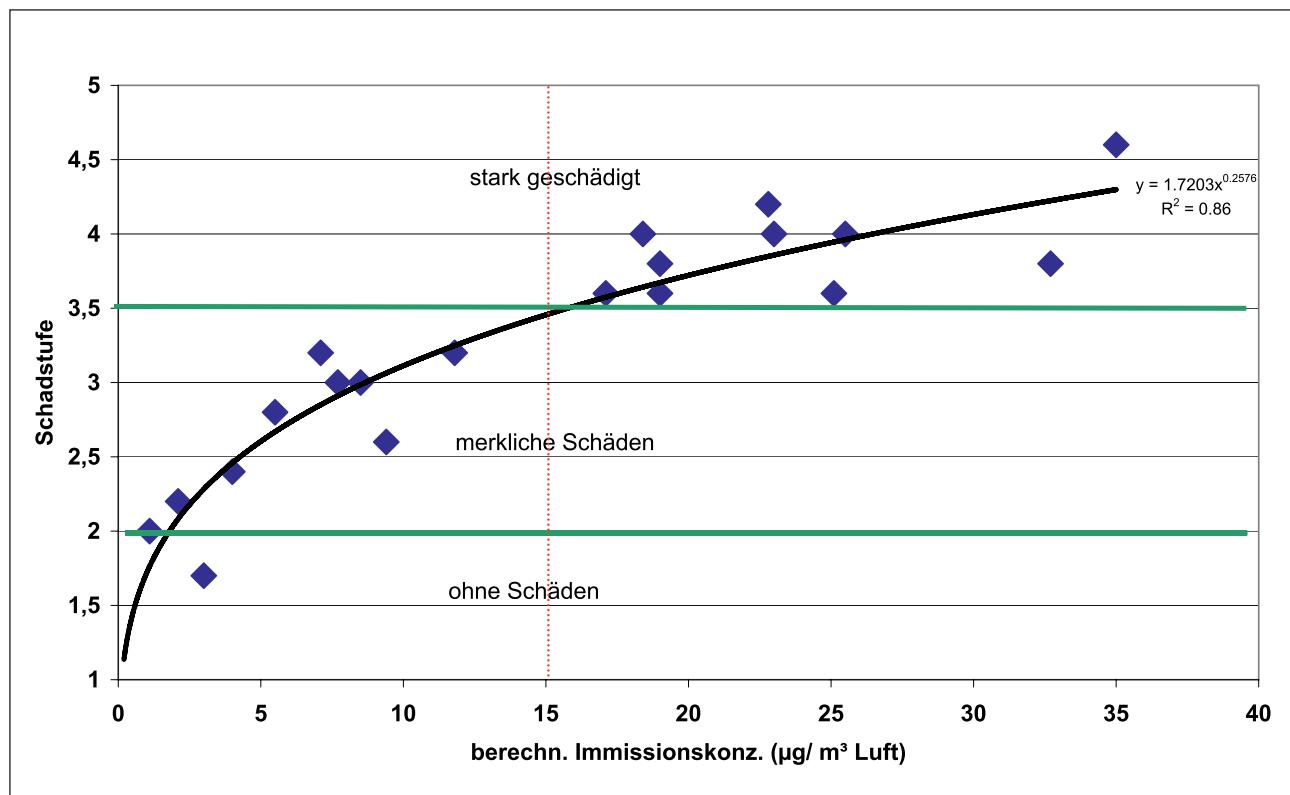


Abb. 10: Stickstoffbelastung und Schadensklasse des Bestandes



Abb. 11: Normalwüchsige Kiefer (N-Gehalt der Nadeln <18 mg/g TM) mit grünen, mittellangen Nadeln auf Sand-Standorten



Abb. 12: Mit Stickstoff gesättigte Nadeln (21–25 mg N/g TM), große, meist blaugrüne Nadeln



Abb. 13: Direkte Schäden der Nadeln (Säureschäden) durch Ammoniakkonzentrationen der Luft >40 µg/m³, sterbende Triebe bis einzelne Bäume



Abb. 14: Normalwüchsige Eichen (N-Gehalt der Blätter <20 mg/g TM) mit grünen, mittelgroßen Blättern auf Sand-Standorten



Abb. 15: Mit Stickstoff gesättigte Eichen (N-Gehalt der Blätter 20–24 mg/g TM) mit dunkelgrünen, Blättern und dicht belaubten Kronen auf Sand-Standorten, meist ist bereits ein hoher Totastanteil vorhanden



Abb. 16: Stark geschädigte Eichen (N-Gehalt der Blätter >25 mg/g TM), stark vergrast, durch Wasserstress zusätzlich geschädigt, auf Sand-Standorten

erhöhte Wasserbedarf und das verminderte Stickstoff-Aufnahmevermögen führen viel früher zu Schäden in diesen Beständen, da infolge des Stickstoffeintrages frühzeitig eine flächige Vergrasung einsetzt, die aufgrund ihres hohen Wasserverbrauchs die Instabilität erhöht.

Zusätzlich zur visuellen Beurteilung der Bestände erfolgten 2007 und 2008 begleitende chemische bzw. biochemische Untersuchungen von jeweils 6 Bäumen in ausgewählten Kiefern- und Eichenuntersuchungsflächen. Die höchsten Stickstoff-Nadelspiegelwerte aller untersuchten Kiefernflächen mit mehr als 25 mg N/g TM wurden in der Nähe einer Legehennenanlage mit Emissionswerten von 24 t/a nachgewiesen und waren somit signifikant höher als die Stickstoff-Nadelspiegelwerte der Kiefern, die in der Nähe einer Rindermastanlage mit Emissionswerten von 38 t/a standen (Abb. 17).

Im Ergebnis der Stickstoffassimilation wird der Pool an löslichen Aminosäuren stetig aufgefüllt. Innerhalb des Spektrums der löslichen Aminosäuren wird vor allem Arginin (bis zu 50 % des Gesamtaminosäuregehaltes) angereichert. Darin ist sowohl eine Form der Stickstoffspeicherung als auch ein pflanzlicher Entgiftungsmechanismus zu sehen. Das enge C:N-Verhältnis qualifiziert diese Aminosäure

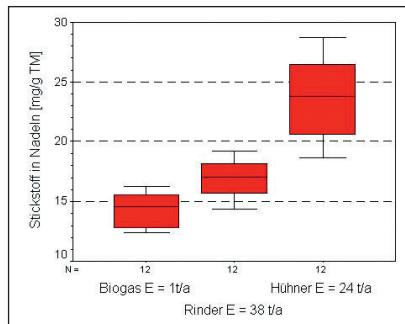


Abb. 17: Stickstoffgehalt in den vorjährigen Kiefernadeln in Abhängigkeit von der Emissionsquelle und -höhe

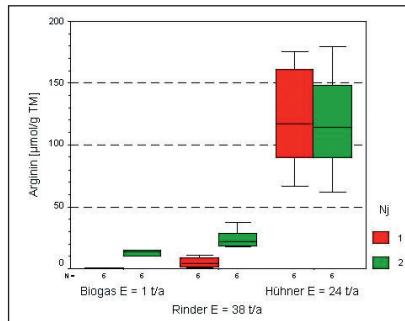


Abb. 18: Arginin-gehalt in den beiden letzjährigen Kiefernadeln in Abhängigkeit von der Emissionsquelle und -höhe

zu einem effektiven Stickstofffänger und qualifiziert sie zu einem Indikator für die Stickstoffbelastung einer Pflanze (BECK et al. 2007). Korrelierend zu den N-Nadelspiegelwerten wurden mit mehr als 100 nmol Arginin/mg TM die höchsten Gehalte in den Kiefern in der Nähe der Legehenanlage nachgewiesen (Abb. 18).

Die Stickstoffgehalte in den untersuchten Eichenblättern lagen in beiden Untersuchungsjahren zwischen 24 mg/g TM und 37 mg/g TM und damit deutlich höher als in den Nadeln der Kiefernbestände (Abb. 19).

In Stickstoff-unbeeinflussten Eichenblättern beträgt der Gehalt löslicher Aminosäuren 14–16 µmol/g TM. N-Belastung führt auch bei der Eiche zu einer vermehrten Synthese löslicher Aminosäuren, so dass die Aminosäuregehalte bis auf das 4-fache ansteigen können. Insgesamt sind jedoch die Aminosäuregehalte deutlich geringer als bei der Kiefer. Vergleichbar mit der Kiefer ist auch bei der Eiche eine verstärkte Argininsynthese in den Blättern nachweisbar, wobei jedoch die absoluten Gehalte weit unter denen in der Kiefer liegen (10 µmol/g TM bei der Eiche im Vergleich zur Kiefer mit 110 µmol/g TM) (Abb. 20).

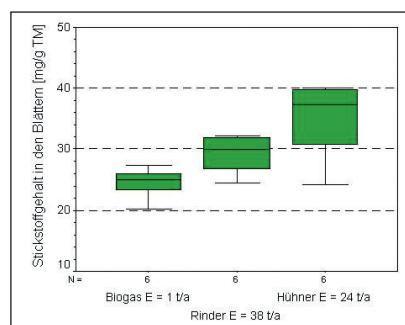


Abb. 19: Stickstoffgehalt in den Eichenblättern in Abhängigkeit von der Emissionsquelle und -höhe

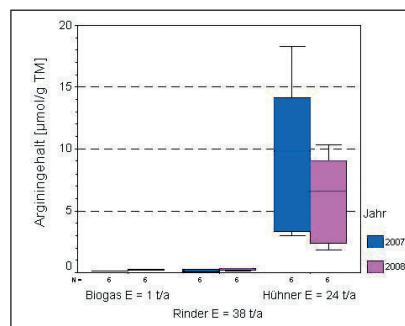


Abb. 20: Arginengehalt in den Eichenblättern in Abhängigkeit von der Emissionsquelle und -höhe

- Schaffung nahezu geschlossener Stoffkreisläufe durch Aufbau von Kurzumtriebsplantagen (Energieholzanbau). Nachfolgend werden Empfehlungen für die Gestaltung von Immissionsschutzwald zusammenfassend dargestellt. Neben der rein praktischen Gestaltung sind allerdings auch weitere Aspekte von Immissionsschutzwald, wie forstliche Behandlung sowie rechtliche Bewertung der Flächen zu klären.

5.1 Immissionsschutzwald

Wälder weisen in Abhängigkeit von ihrer Baumartenzusammensetzung und Struktur eine große Oberflächenrauhigkeit auf und sind dadurch ein effektiver Filter für Luftverunreinigungen. Sowohl trockene gas- und staubförmige Luftinhaltsstoffe als auch durch die Luftfeuchtigkeit gelöste Substanzen werden auf der Oberfläche der Blattorganen abgelagert, teilweise durch diese aufgenommen oder durch Niederschlagsereignisse wieder abgewaschen und letzten Endes in den Stoffkreislauf des Waldökosystems integriert. Die Einträge (Depositionen) in Waldbestände übertreffen die Freilandbeträge, abhängig von Baumart und Bestandesstruktur, um etwa das 1,5- bis 3-fache. Der Immissionschutzwald soll folgende Wirkungen entfalten:

- Eingrenzung von Ammoniakimmissionen,
- Filtern und akkumulieren von Ammoniak und
- Reduzierung der Ammoniakmengen im Ferntransport.

5.1.1 Anlage von Immissionsschutzwald

Lage um die Tierhaltungsanlage (Immissionsquelle)

Die Geländeausdehnung der Schutzpflanzung um die Immissionsquelle wird von der durchschnittlichen jährlichen Windverteilung, dem standortspezifischen Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe sowie der Entlüftungstechnologie der Tierhaltungsanlage (Giebel-, First- und/oder Schlotentlüftung) bestimmt. Unabhängig hiervon sollte, um sehr hoher Direkteinträge von Stickstoff mit letaler Wirkung für die Schutzpflanzung zu vermeiden, ein gesondert bewirtschafteter Schutzstreifen zwischen Tierhaltungsanlage und Schutzpflanzung angelegt werden. Dieser etwa 30 bis 50 m breite Streifen ist mit schnell wachsenden Gehölzen (Energieholz) oder landwirtschaftlichen Kulturen zu bewirtschaften. Ziel ist es, hierbei in kurzen Zeiträumen möglichst viel Stickstoff zu akkumulieren und aus dem Ökosystem zu entfernen.

Horizontale und vertikale Struktur

Die aerodynamische Wirkungsweise sowie die Filterleistung der Schutzpflanzungen werden neben der Baum- und Strauchartenzusammensetzung maßgeblich durch ihren strukturellen Aufbau bestimmt. Grundsätzlich sind hierbei die Faktoren Schutzstreifentiefe und -höhe, vertikaler Schichtaufbau und Firstlinienform entscheidend. Die durch GRUNERT et al. (1984) durchgeführten Windkanal- und Freilanduntersuchungen dienten maßgeblich zur Ermittlung der effektiven strukturellen Merkmale von Schutzpflanzungen und der geeigneten Gehölzarten. Aufbauend auf die Ergebnisse dieser Untersuchungen haben HOFMANN und GRÜNEBERG (1990) Filterwaldstreifen als waldbauliche Möglichkeit zur Minderung der Fremdstoffeinträge in Wäldern untersucht und beschrieben. Die im Folgenden beschriebene Methodik basiert maßgeblich auf den Untersuchungsergebnissen oben genannter Autoren sowie den

5 Handlungsempfehlungen für den Praktiker

Neben der Risikoabschätzung der Emittenten, der Bewertung der Wirkungen von Stickstoffeinträgen auf den Wald sind für den Praktiker vor allem die Handlungsoptionen von Interesse, die sich im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens anbieten. Nachfolgend sind einige Aspekte aufgeführt:

- Die Mitwirkung bei Genehmigungsverfahren als TÖB (Träger öffentlicher Belange). Dazu gehören Forderung nach Waldgutachten oder Nutzung des Einspruchsverfahrens.
- Waldumbau zu Mischbestände, Förderung der Stickstoffverwertung durch die Bestände, Anbau von N-verträglichen Gehölzen.
- Waldrandgestaltung
- Aufbau von Immissionsschutzwald, bei bodennaher Lüftung auch Erdwälle und Schutzzäune.

Empfehlungen des Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2005) zur Anlage von Immissionsschutzwald.

Der Aufbau der Schutzpflanzung ist horizontal in drei Abschnitte gegliedert, welche sich in ihrer vertikalen Struktur unterscheiden.

I. Abschnitt (Frontstreifen)

Dieser ca. 30 m breite Abschnitt gliedert sich in einen lockeren Oberkronenraum bestehend aus Bäumen 1. Ordnung, einem mäßig lockeren Mittelkronenraum bestehend aus Bäumen 2. Ordnung sowie einem dichten bodennahen Raum bestehend aus Sträuchern.

Die rasch luftseitig bodennah eindringenden Luft (Giebel- und Firstentlüftung) wird abgebremst und aufwärts bis in den Oberkronenraum gelenkt und gefiltert.

II. Abschnitt (Mittelstreifen)

Dieser ca. 50 m breite Abschnitt besteht aus einem dicht geschlossenen Ober- und Mittelkronenraum mit einer geschlossenen Firstlinie.

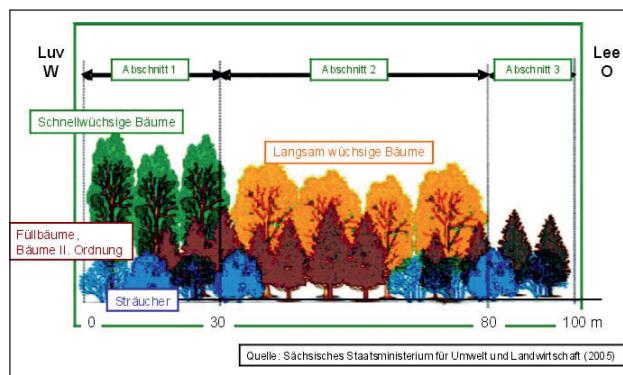


Abb. 21: Struktur eines Immissionsschutzwaldes

Die bereits durch den Frontstreifen abgesenkte Windschwindigkeit wird weiter verringert und führt, verbunden mit niedriger Turbulenzintensität, zum Heruntermischen der Luftmassen über den Mittelkronenraum bis in den bodennahen Bereich.

III. Abschnitt (Waldrand)

Der aus Bäumen 2. Ordnung und Sträuchern bestehende 10 bis 20 m breite Waldrand hat neben der Filterfunktion die Aufgabe, die vorgelagerten Abschnitte leeseitig vor allem gegen Windereignisse zu schützen.

5.1.2 Baum- und Straucharten

Um die optimale Form- und Dichtestrukturen von Immissionsschutzwäldern zu erreichen, müssen die Gehölzarten neben ihrer Schadstoffverträglichkeit, Standortseignung und Wuchsverhalten auch nach ihrem Vermögen Luftwiderstand zu leisten (Durchströmbarkeit) und ihrer Aerosolfilterwirkung ausgewählt sowie in den einzelnen Abschnitten der Schutzpflanzung eingesetzt werden. Grundsätzlich werden diese Faktoren von der Kronenstruktur der Gehölze sowie der Fläche (m^2/m^3 Kronenraum) und Oberflächenrauhigkeit ihrer Blattorgane beeinflusst. Darüber hinaus sind die Dichte, die Höhe und die Tiefe der Schutzstreifen bestimmd. Die von GRUNERT et al. (1984) ermittelten Werte des Durchströmungswiderstandes und des Filtervermögens der dichtesten Gehölzarten Feldahorn, Spätblühende Traubenkirsche, unterscheiden sich von den Werten der lockeren strukturierten Arten, wie z. B. Pappelarten, um das Zwei- bis Dreifache.

Tab. 1 zeigt eine Auswahl geeigneter Gehölze für die Anlage von Immissionsschutzwald um Tierhaltungsanlagen.

Kategorie	Arten	Wuchshöhe	Licht	optimale Pflanzengröße
Bäume I. Ordnung	Balsampappel	> 20 m	L	70–150 cm
	Robinie	20–30 m	L	100–120 cm
	Stieleiche	20–40 m	L	50–100 cm
	Roteiche	20–40 m	L	50–100 cm
	Spitzahorn	20–30 m	(L) - H	10–20 cm
	Schwarzkiefer	20–45 m	L	120–150 cm
Bäume II. Ordnung bzw. Sträucher	Feldahorn	3–15 m	H	120–150 cm
	Eschenahorn	5–20 m	L	120–150 cm
	Feuerahorn	3–6 m	L - H	80–100 cm
	Weißdorn	bis 10 m	L - (H)	80–100 cm
Sträucher	Pfaffenhütchen	1,7–6 m	L - S	80–100 cm
	Schwarzer Holunder	> 7 m	L - S	80–100 cm
	Roter Holunder	> 7 m	L - S	80–100 cm
	Europ. Feuerdorn	bis 7 m	L	80–100 cm
	Zauberhase	bis 7 m	L - H	80–100 cm
	Falscher Jasmin	bis 7 m	L - (S)	80–100 cm
	Rainweide	bis 15 m	H - S	80–100 cm

Quelle: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2005)

Tab. 1: Gehölze für die Anlage von Immissionsschutzwald

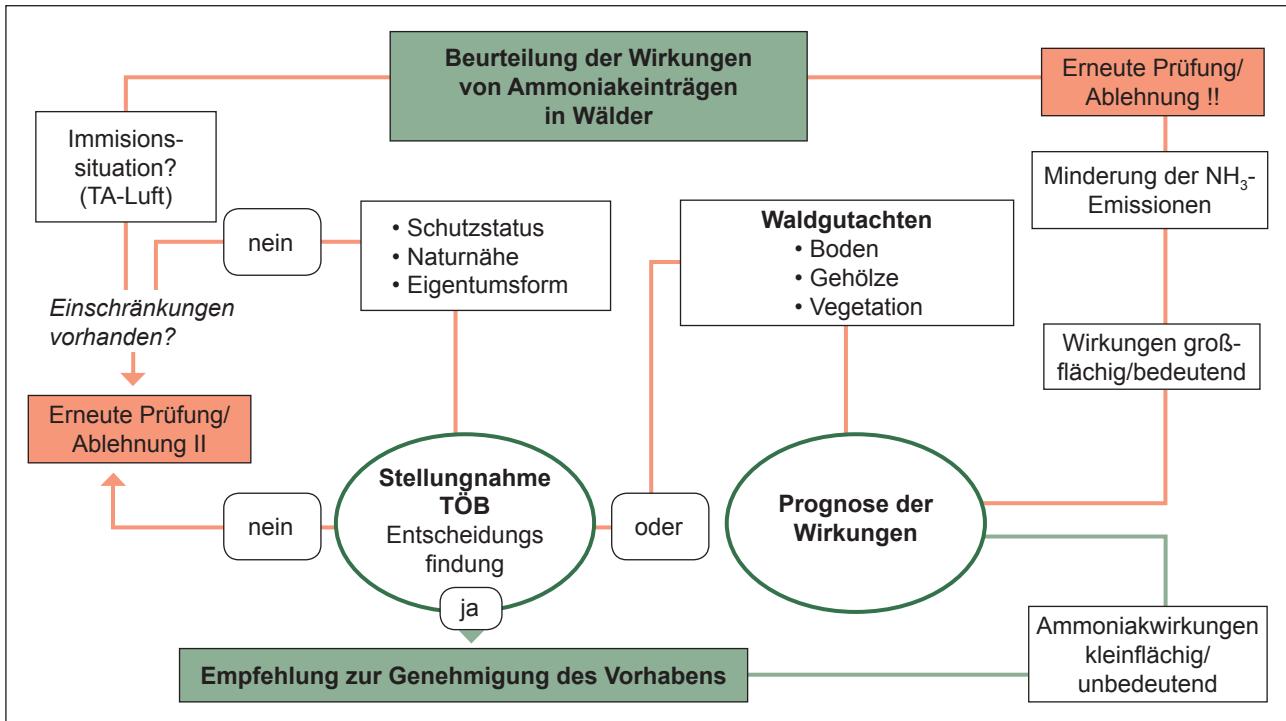


Abb. 22: Schematische Darstellung der Prüfschritte in einem Genehmigungsverfahren

5.2 Mitwirkung im Genehmigungsverfahren

Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens für Tierhaltungsanlagen werden die Ammoniakimmissionen mit den Auswirkungen auf Ökosysteme und empfindliche Pflanzen auf der Grundlage der TA-Luft 2002 beurteilt. Liegen Hinweise vor, dass Ökosysteme oder empfindliche Pflanzen gefährdet sind, werden die Forstbehörden, als TÖB durch das LUA in das Genehmigungsverfahren eingebunden. Hierbei sind durch die TÖB eine Reihe von Prüfschritten (Abb. 22) erforderlich, um Schäden in den Wäldern zu verhindern. Die praktische Verfahrensweise sollte folgende Schritte enthalten:

- Vorprüfung, Klärung der Emissionssituation im Großraum, Viehdichte u. w. nach TA-Luft. Vertiefende Erläuterungen sind im LAI-Papier enthalten.
- Fast zeitgleich sollten solche Fragen, wie Schutzstatus des Gebietes, Eigentumsform und Waldfunktion geprüft werden.

Gibt es hierbei keine Einschränkungen, kann aus forstlicher Sicht die Zustimmung erfolgen. Sind allerdings Gefährdungen des Waldes durch die geplante Tierhaltung zu erwarten, sollte der TÖB die Forderung nach einem Sachverständigungsgutachten stellen. Im Waldgutachtens ist einerseits der aktuelle Zustand des Waldes im Untersuchungsgebiet (mindestens 1000 m Radius um die Anlage) zu dokumentieren und anhand der geplanten NH₃-Zusatzbelastung eine prognostische Einschätzung der zukünftigen Entwicklung des Waldes zu geben. Die Inhalte eines Waldgutachtens sind bei STROHBACH et al. (2003), STROHBACH (2007) und STROHBACH (2012 in Vorbereitung) beschrieben. Die Forstbehörde sollte im Rahmen des Waldgutachtens eng mit dem Sachverständigen zusammenarbeiten. Sind Möglichkeiten des Waldumbaus oder des Schutzes des Waldes durch den Aufbau von Immissionsschutzwald gegeben bzw. sind die zu erwartenden Schäden kleinflächig und unbedeutend,

kann das Vorhaben toleriert werden. Bei zu erwartenden großflächigen und wesentlichen Veränderungen sollte eine erneute Prüfung bzw. Ablehnung des Antrages erfolgen.

6 Fazit

Mit den vorliegenden Untersuchungen werden ausgewählte Aspekte zur sachgerechten Einschätzung und Beurteilung von Tierhaltungen in der Nähe von Wäldern dargestellt. Ausgehend von einer zunehmenden Industrialisierung der Landwirtschaft bestehen aktuell Wissensdefizite bei der Risikoabschätzung dieser Anlagen.

Die systematische Erfassung der Immissionen in unterschiedlicher Entfernung von den Anlagen ergab relativ enge Zusammenhänge zwischen der Quellstärke und der zu erwartenden mittleren Immissionskonzentration der Luft. Der Grenzwert der TA Luft von 10 µg/NH₃ m³ wird danach bereits bei Quellstärken von 5 t NH₃/a in 100 m Entfernung von den Ställen erreicht.

Deutliche Schäden in den Beständen werden bei Ammoniakkonzentrationen der Luft oberhalb von 15 µg/m³ nachgewiesen. Hohe bis sehr hohe Konzentrationen werden noch bis 500 m vom Emittenten gemessen. Neben der Modernisierung und Zunahme der Tierhaltungsanlagen in Brandenburg wurden in den vergangenen Jahren auch mehr als 150 Biogasanlagen errichtet. Diese Anlagen arbeiten umweltfreundlich und stellen hinsichtlich des N-Eintrages für den Wald kein erhöhtes Risiko dar.

Tendenziell wird im Umfeld von Tierhaltungen eine zunehmende Versauerung der Humusauflagen festgestellt. Hier sind neue Konzepte für die Behandlung und Revitalisierung der Standorte erforderlich. Neben der visuellen Bewertung der Schadintensität in Beständen sind Untersuchungen der Blatt- oder Nadelspiegelwerte zur Beurteilung des aktuellen Schadgeschehens geeignet. Aufgrund der Komplexität des

Schadgeschehens sind zur eindeutigen Identifizierung biochemische Untersuchungen erforderlich. So gilt die Aminosäure Arginin als der Indikator für die Kennzeichnung der Stickstoffbelastung der Gehölze.

Im Rahmen einer Vielzahl von Möglichkeiten zur Minderung der Stickstoffwirkungen stellt ein funktionsgerechter Immissionsschutzwald eine wirksame Möglichkeit dar, die Folgen von Emissionen zu mindern.

Literatur

BECK, W.; LÖFFLER, S.; KÄTZEL, R. (2007):

Zum Einfluss von Stickstoffeinträgen auf Wachstum und Vitalität der Kiefer. Aus: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. Eberswalde: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.): 182–198.

GRUNERT, F.; BENNDORF, D.; KLINGBEIL, K. (1984):

Neuere Ergebnisse zum Aufbau von Schutzpflanzungen. Beiträge für die Forstwirtschaft 18 (3): 108–115.

HOFMANN, G.; GRÜNEBERG, H. (1990):

Filter-Waldstreifen – eine waldbauliche Möglichkeit zur Minderung der Fremdstoffeinträge in Bestände und Waldgebiete. Forstwirtschaft 40 (4): 110–112.

HOFMANN, G.; HEINSDORF, D.; KRAUSS, H.-H. (1990):

Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beitr. Forstwirtsch. 24 (2): 50–73.

KOPP, D.; NAGEL, H.D.; HENZE, C.H. (1995):

Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) der Waldnaturräume in Beispielsgebieten des nordostdeutschen Tieflandes gegenüber Stickstoff-, Säure- und Basendeposition. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 29: 64–75.

MATZNER, E., GROSSHOLZ, C. (1997):

Beziehung zwischen NO_3 -Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflagen und N-Einträgen. Forstw. Centralbl. 116: 39–44.

SPANGENBERG, A. (2002):

Stickstoffbelastung an Waldrändern – Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Forstliche Forschungsberichte, München, Schriftenreihe des Wissenschaftszentrums Weihenstephan, Nr. 190.

MOHR, K.; SUDA, J.; KIEHNE, S.; ARENDTS, F.; LANDSCHEIDT, S.; PÜNZER, L.– S. (2011):

Untersuchungen zur Bewertung der Auswirkungen von Ammoniak- und Stickstoff-Depositionen auf Pflanzen und Ökosysteme im Nahbereich von Stallanlagen. Oldenburg, Forschungsbericht 117 S.

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2005):

Immissionsschutzwald. Empfehlungen zur Anlage und Behandlung von Immissionsschutzwald um Tierproduktionsanlagen.

STROHBACH, B.; DORN, S.; EINERT, P.; REGULIN, K.; WOHLFAHRT, T. (2003):

Handlungsrahmen zur Beurteilung von Waldökosystemen im Umfeld von Tierhaltungsanlagen. Erarbeitet von der Arbeitsgruppe des MLUR „Immissionsschutz von Tieranlagen“, 43 S.

STROHBACH, B. (2007):

Anforderungen an eine Einzelfallprüfung für das Schutzgut Wald (Waldgutachten). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. 29: 29–37.