



# **Studie über die Auswirkung stickstoffhaltiger Auftaumittel**

## **Auswirkungen auf Boden und Bewuchs Vergleich mit herkömmlichen Auftaumitteln**

Martin Wresowar und Monika Sieghardt, 2000

**im Auftrag der Magistratsabteilung 22 der Stadt Wien**

---

Anschrift der Autoren:

DI Martin Wresowar  
DR Monika Sieghardt

Institut für Waldökologie  
Universität für Bodenkultur

Peter Jordanstraße 82  
A-1190 Wien

Tel.: 0043-1-47654-4100  
FAX: 0043-1-4797896

e-mail: [mwresowar@woek.boku.ac.at](mailto:mwresowar@woek.boku.ac.at)  
[mosi@woek.boku.ac.at](mailto:mosi@woek.boku.ac.at)

homepage: <http://ftp-waldoek.boku.ac.at>

## Zusammenfassung

In der vorliegenden Literaturstudie wird versucht, unterschiedliche in Verwendung stehende oder am Markt befindliche Auftaumittel zu erfassen und hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen zu evaluieren.

Zentrales Augenmerk der Studie liegt auf stickstoffhaltigen Auftaumitteln, vorrangig Harnstoff und Ammonsulfat. Ihre Auswirkungen auf Boden, Vegetation, Sicker- und Grundwasser werden im Detail erörtert und mit denen des herkömmlichen Auftausalzes (NaCl) und anderer Auftaumittel verglichen. Aufgrund von Analogieschlüssen zu Düngeexperimenten mit exzessiven Stickstoffgaben werden Rückschlüsse auf die Auswirkungen hoher Stickstofffrachten aufgrund der Anwendung N-hältiger Auftaumittel gezogen.

Es werden Berechnungen mit unterschiedlichen Rahmenbedingungen (Art und Menge des Auftaumittels, Größe der Baumscheibe) bezogen auf einen Modellbaum präsentiert.

Hohe N-Frachten führen neben unzumutbar hohen Belastungen der Oberflächen- und Grundwässer zu negativen Veränderungen in den Böden und zu indirekten Schäden an der betroffenen Vegetation. Einseitiges Stickstoffüberangebot kann zu einseitigen Nährstoffmängeln und zu Anfälligkeit gegenüber verschiedenen Stressoren beitragen. Bei Harnstoffanwendung sind es die Alkalisierung, der hohe Sauerstoffverbrauch bei der Hydrolyse und die Verdrängung und damit der Verlust anderer Kationen. Ammoniumsulfat wirkt physiologisch versauernd und es kommt ebenso zu Kationenaustauschreaktionen und Kationenverlusten.

Es werden Empfehlungen für begleitende Maßnahmen zum Auftaumittleinsatz gegeben.

Sollte auf Auftaumittel nicht verzichtet werden können, wird folgende ökologische Verträglichkeitsreihung bezogen auf den Allebaumstandort unter Nichtberücksichtigung der Auswirkungen auf Oberflächen- und Grundwasser für die wichtigsten beurteilten Auftaumittel abgeleitet:

**Blähton mit Harnstoff  $\equiv$  Blähton mit Kaliumkarbonat  $\gg$  Ammonsulfat  
 $\geq$  Harnstoff  $\equiv$  Kaliumkarbonat  $>$  NaCl**

## Abstract

The respective literature was reviewed comparing and evaluating the ecological impact of different deicers, focussing on nitrogen containing deicing-chemicals, especially urea and ammonium sulfate.

The impact on soils, vegetation, percolating and groundwater is discussed in detail and compared with the impact of other deicers, especially common salt. Using arguments from analogy derived from fertilizer experimental data with excessive nitrogen applications, the effects of high N-loads caused by N-containing deicing chemicals are concluded.

Calculations based on different settings (type and quantity of deicer, size of tree disc) are presented related to a model tree.

High N-loads cause excessive contaminations of surface and ground water, hazardous changes in soil chemistry and indirect damages of the concerned vegetation. Ill-balanced N-loads cause malnutrition and disposition for several stresses. Urea application causes alkalization, cationexchange with losses of other cations and its hydrolysis causes high oxygen demand. Ammonium sulfate causes pH-decrease and as well cationexchange and cationlosses.

Recommandations for accompanying measures for deicer applications are listed.

An environmental assessment ranking for the concerned deicers related to the urban tree site without regarding surface- and groundwaterquality is given as following:

**Puffed clay with urea  $\equiv$  puffed clay with potassium carbonate  $\gg$  ammonium sulfate  $\geq$  urea  $\equiv$  potassium carbonate  $>$  NaCl**

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung und Zielsetzung</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Urbane Standortsbedingungen</b> .....	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>Überblick über verwendete Auftaumittel und Einsatzbereiche</b> .....	<b>10</b>
3.1	Haupt-Einsatzbereich Gemeindestraßen, Landesstraßen, Schnellstraßen, Autobahnen .....	10
3.1.1	Chloridhaltige Taumittel .....	10
3.1.1.1	Anwendung .....	10
3.1.1.2	Umweltrelevante Auswirkungen .....	14
3.1.1.3	Auftaumittelverfrachtung .....	14
3.1.1.4	Wirkungen von NaCl auf Böden .....	16
3.1.1.5	Auswirkung auf Pflanzen .....	19
3.1.1.6	Mögliche Sanierungsmaßnahmen .....	20
3.1.1.7	Einfluss auf Grund-, Oberflächen- und Abwasser .....	21
3.1.1.8	Andere Halogenide und verschiedene Salzmischungen .....	21
3.1.2	Kaliumkarbonat .....	23
3.1.2.1	Anwendung .....	23
3.1.2.2	Umweltrelevante Auswirkungen .....	23
3.2	Haupt-Einsatzbereich Flughäfen (Rollbahnen, Flugzeugenteisung) .....	25
3.2.1	Ethylen- und Propylen-Glykol .....	25
3.2.2	Alkohole .....	26
3.2.3	Kaliumazetat .....	26
3.2.4	Natriumazetat .....	27
3.2.5	Natriumformiat .....	27
3.2.6	Kalzium-Magnesium-Azetat (CMA) .....	27
3.2.6.1	Anwendung .....	27
3.2.6.2	Umweltrelevante Auswirkungen .....	29
3.3	Haupt-Einsatzbereich Fußgängerzonen, Gehsteige, Radwege .....	30
3.3.1	Stickstoffhaltige Taumittel .....	30
3.3.1.1	Harnstoff (NH <sub>2</sub> -CO-NH <sub>2</sub> ) .....	30
3.3.1.2	Ammonsulfat .....	32
3.3.1.3	Verschiedene Handelsprodukte .....	33
3.3.1.4	Umweltrelevante Auswirkungen stickstoffhaltiger Handelsprodukte .....	36

<b>4</b>	<b>Ökosystemare Auswirkungen von Stickstoff .....</b>	<b>41</b>
4.1	Stickstoffkreislauf .....	41
4.1.1	Nitrifikation .....	43
4.1.2	Denitrifikation .....	45
4.2	Ionengleichgewichte und Protonenkreislauf .....	46
4.3	Stickstoffaufnahme durch die Wurzel .....	47
4.4	N-Assimilation .....	50
4.5	Wurzelwachstum .....	52
4.6	Exzessive N-Versorgung .....	53
4.6.1	Ammoniumtoxizität .....	53
4.6.1.1	Grenzwerte und Gleichgewichte .....	53
4.6.1.2	Chemisch-Physiologische Auswirkungen in den Pflanzen .....	55
4.6.1.3	Ammoniumüberschuss und Wachstum .....	57
4.6.1.4	Einfluss auf die Aufnahme anderer Mineralstoffe .....	57
4.6.1.5	Einfluss hoher Stickstoffgaben auf die Stressresistenz .....	59
4.6.2	Reaktionen von Bäumen auf erhöhte N-Einträge .....	61
4.6.3	Auswirkungen hoher Stickstoffeinträge auf Waldökosysteme .....	62
4.6.3.1	Atmosphärische Stickstoffdeposition .....	62
4.6.3.2	Stickstoffeinträge durch Düngung .....	63
4.7	Stickstoffüngemittel, Richtlinien .....	69
4.6.4	Harnstoff .....	71
4.6.5	Ammonsulfat .....	73
<b>5</b>	<b>Modellberechnungen .....</b>	<b>75</b>
5.1	Berechnungsgrundlagen, Rahmenbedingungen .....	75
5.2	Ergebnis der Modellberechnungen .....	78
5.3	Diskussion des Modells .....	78
<b>6</b>	<b>Ökologische Gesamtbeurteilung N-hältiger Auftaumittel .....</b>	<b>85</b>
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>90</b>
<b>8</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>92</b>

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Der Straßenerhalter hat für eine Benutzbarkeit der Verkehrsflächen auch im Winter zu sorgen. Der Einsatz von Auftaumitteln stellt eine Form der Erfüllung der Streupflicht dar, wobei in den relevanten Rechtsnormen nirgends eine ausdrückliche Vorschreibung der Wahl des Streumittels vorhanden ist. Der Einsatz chemischer Mittel muss in jedem Fall die Umwelt verändern und belasten. Die Anwendung von Auftaumitteln über Jahrzehnte führte nicht nur im Wiener Stadtgebiet zu starken Streusalzschäden (vgl. z. B. Glatzel und Krapfenbauer, 1975), sondern auch in anderen mittel- und nordeuropäischen Städten und in den USA. Im Jahr 1982 wurde für Wien die „Verordnung betreffend die Einschränkung der Verwendung von bestimmten Auftaumitteln zur Vermeidung beziehungsweise Bekämpfung von Eis- und Schneeglätte“ erlassen. Danach dürfen auf allen für den öffentlichen Fahrzeug- oder Fußgängerverkehr bestimmten Verkehrsflächen, ausgenommen Autobahnen, Brücken und Stiegenanlagen, keine Auftaumittel verwendet werden, die Na oder Halogenide (Cl) enthalten. Ausnahmen sind für steile Fußgängerflächen möglich. Es bleibt dem Bürgermeister vorbehalten, diese Verordnung bei besonders kritischen Witterungsbedingungen außer Kraft zu setzen.

Gleichzeitig mit dem Bewusstwerden der ökologischen Probleme, die Auftaumittel verursachen, stiegen die Anforderungen an Straßen- und Wegeerhalter durch schärfer werdende Rechtsprechung der österreichischen Gerichte im Schadensfall. Nach Heufler 1996, zeigt sich ein Trend zur Haftungsverschärfung bei Verletzung der Streupflicht, die auch in der Wahl ungeeigneter Mittel bestehen kann. Aus diesen Gründen besteht ein Trend, dass NaCl-Streusalz als Feuchtsalz exakter dosiert, die Splittstreuung wieder verdrängt. Nach Neuberger, 1996 trägt der zermahlene Streusplitt zur Staubbelastung der Atemluft bei. Weitere humanmedizinische Untersuchungen werden in diesem Zusammenhang empfohlen, ebenso wie Untersuchungen über die Auswirkungen von Streusplitt und Streuspittabrieb auf Stadtgrün und Stadtböden.

In diesem sachlichen und nicht zuletzt politischen Spannungsfeld zwischen Erfüllung der Streupflicht und ökologischem Denken galt und gilt es, geeignete Alternativen zu suchen: Die Gemeinde Wien hat seit 1992 große Anstrengungen unternommen, die

Anwendbarkeit von Kaliumkarbonat als Alternative zum Salzersatz zu überprüfen und setzt dieses Auftaumittel seit einigen Jahren auf einigen Teststrecken (vgl. Goldmund, 1995) mit besonders schützenswertem Stadtgrün und im Bereich der Wiener Liegenschaftsverwaltungen (Mischung mit Blähton) ein. Andere Alternativen sind Auftaumittel, die stickstoffhaltige Salze enthalten und am Markt nicht nur angeboten, sondern deren positive Eigenschaften als Düngemittel sogar beworben werden. Ganz gleich, auf welches Produkt die Wahl fällt: Immer handelt es sich um Chemikalien, die dem ohnedies vielfältig belasteten und empfindlichen „Ökosystem Stadtgrün“ zugeführt werden und zu erheblichen, oft existenzbedrohenden Veränderungen für die Vegetation beitragen.

Vorrangiges Ziel dieser Studie ist es, unterschiedliche, in Verwendung stehende oder am Markt befindliche Auftaumittel zu erfassen und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und ökologischen Auswirkungen miteinander zu vergleichen. Im Mittelpunkt dieser ökologischen Bewertung stehen auftragsgemäß stickstoffhaltige Taumittel, die im Bereich von Fußgängerflächen eingesetzt werden. Als Handwerkszeug dient eine umfangreiche Sichtung der wissenschaftlichen und populären Literatur, die Grundlagen für eine einfache Modellrechnung liefert und schließlich teilweise durch Analogieschlüsse helfen soll, die ökologische Verträglichkeit der verschiedenen Auftaumittel zu evaluieren.



## 2 Urbane Standortsbedingungen

Innerstädtische Grünflächen stellen für viele Stadtmenschen oftmals das letzte Stück Natur dar, an dem man Wachstum und den Wechsel der Jahreszeiten miterleben kann. Oftmals sind sie architektonische Bausteine, die das künstliche System Stadt bereichern, ergänzen, lebendig halten. Stadtgrün, ein Baum, ein kleines Stadtwäldchen wirken als Klimaregulatoren, sie mildern innerstädtische Temperatur-extreme, sie filtern Staub, Lärm und Abgase, sie sind Erholungsinseln für Menschen und letzte Refugien für stadtbewohnende Tiere. Die Wirkungen einzelner Schadfaktoren sind sehr komplexe, additive, synergistische aber auch antagonistische Effekte und können bis hin zum Absterben eines Baumes, ganzer Alleen, kleiner „grüner“ Inseln beitragen. Die urbanen Umweltbedingungen führen verglichen mit natürlichen Baumstandorten zu einer deutlich verkürzten Lebenserwartung der Grünelemente in der Stadt.

Es ist eine Vielzahl von Stressoren, die im Lebensraumes Stadt auf das Stadtgrün wirken. Es seien hier nur einige, besonders wirksame angeführt:

- Temperaturmaxima und –minima, aber auch die Wärmestrahlung sind im Lebensraum Stadt höher, die Luftfeuchtigkeit ist geringer, Schlotwirkungen führen zu stärkerer Bewindung, der Niederschlag gelangt durch die kleinen Baumscheiben und aufgrund der Versiegelung der Oberflächen nicht zu den Baumwurzeln, Befahren und Betreten der verbleibenden kleinen Bodenoberflächen führt zur Bodenverdichtung und -verkrustung. Obwohl der Mensch oft durch künstliche Bewässerung versucht Abhilfe zu schaffen, bleibt die Wasserversorgung der Bäume angespannt, ihr Temperatur- und Strahlungshaushalt extrem.
- Verkehr, Hausbrand und Industrie emittieren Luftschadstoffe, häufige Inversionswetterlagen verschärfen die Belastungssituation für das Stadtgrün mit einem Cocktail aus Schwefeldioxid, Stickoxide, Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe, Staub, Ozon u.a.m.
- Der fließende und ruhende Verkehr kann Bäume mechanisch beschädigen. Notwendige Baumaßnahmen schädigen Bäume nicht nur oberirdisch, sondern führen zu erheblichen negativen Auswirkungen auf den Wurzelraum, auch wenn Schutzvorkehrungen wie Wurzelvorhänge etc. getroffen werden.

- Der Straßen- und Wegebau, Verkehrsvibrationen, Betreten durch Fußgänger z. B. in Haltestellenbereichen, Parken, all dies führt zu Bodenverdichtungen mit versiegelnden Effekten. Streusalz trägt aufgrund vielfältiger chemischer Prozesse zum Strukturverfall der Stadtböden bei.
- Im urbanen Umfeld kommt es häufig zur Unterbrechung der natürlichen Nährstoffkreisläufe, geringe Gehalte an organischer Substanz im Boden werden verursacht durch die Entfernung des natürlichen Laubfalls, Streusalz, Staubeinträge, Schwefel- und Schwermetallimmissionen, aber auch „Kunstsubstrate“ führen unter anderem zu hohen pH-Werten, das Nährstoffangebot für die Stadtvegetation wird disharmonisch: Nährstoffmangel, Mikroelementmangel, geschädigte Mykorrhizen, Schwermetallkontaminationen sind an der Tagesordnung.
- Viele Untersuchungen weisen Auftaumittel und in diesem Zusammenhang vor allem das Streusalz als einen Hauptfaktor für Schäden an straßennaher Begleitvegetation aus (Mödling: Albert et al. 1988, Innsbruck: Braun et al. 1987, Wien: Braun, Albert und Pillmann 1990, Salzburg: Nowotny 1992) und somit führt der Interessenskonflikt zwischen der von der Öffentlichkeit geforderten Mobilität in der Stadt und dem von der Öffentlichkeit hoch geschätzten Stadtgrün zu schlechten Lebensbedingungen für das Stadtgrün.

Die komplexen Wirkungsbeziehungen unterschiedlicher anthropogen verursachter Umwelteinflüsse auf die Vitalität des Stadtgrüns lassen sich kaum abgrenzend quantifizieren und entziehen sich weitestgehend unserer Einflussnahme. Abbildung 1 versucht die Kausalitäten für das Baumsterben in der Stadt zu präzisieren. Es erscheint daher besonders wichtig, jede zusätzliche Belastung, wie sie Auftaumittel nun einmal darstellen, zu vermeiden, um das Grün in der Stadt für kommende Generationen einigermaßen intakt zu erhalten.

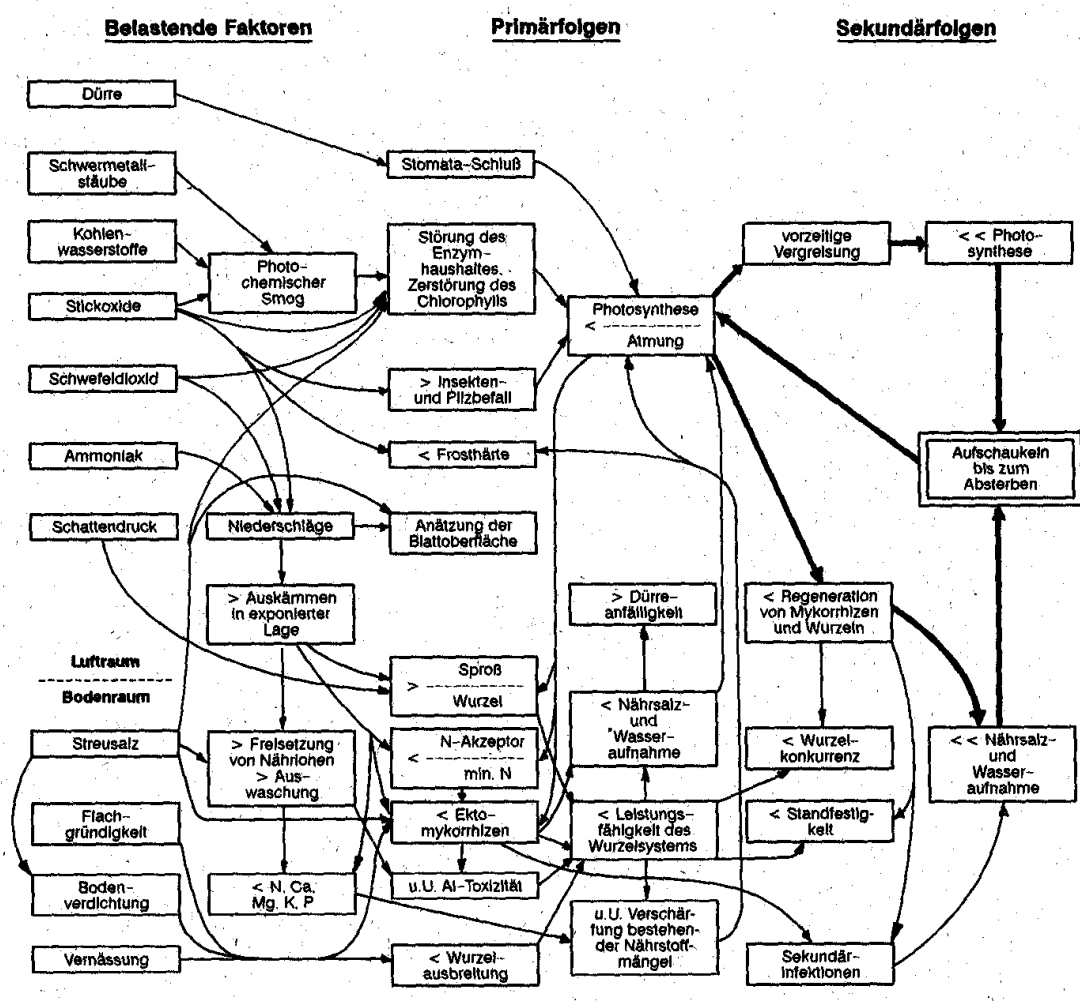


Abbildung 1: Mögliche Kausalkette des Baumsterbens (aus Braun, Albert und Pillmann, 1990). > Zunahme, < Abnahme, einander aufschaukelnde Rückkoppelungsprozesse sind mit dicker Linie gekennzeichnet

### **3 Überblick über verwendete Auftaumittel und Einsatzbereiche**

Aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften ist eine Vielzahl von chemischen Verbindungen in der Lage, als Taumittel Einsatz zu finden. Die Tauwirkung der wasserlöslichen oder mit Wasser mischbaren Stoffe wird durch die Herabsetzung des Gefrierpunktes von Wasser erreicht. Die Gefrierpunktniedrigung ist direkt proportional der Massenkonzentration des zugemischten Stoffes und umgekehrt proportional seiner Molekülmasse. Grundsätzlich ist eine Gefrierpunktniedrigung nur bis zum "kryohydratischen Punkt" des Stoff-Wassergemisches möglich, der durch eine stoffabhängige Konzentration gekennzeichnet ist.

Die Einsatzbereiche der heute verwendeten und am Markt angebotenen Auftaumittel sind folgende:

- + Gemeindeftraßen, Landesstraßen, Schnellstraßen, Autobahnen
- + Flughäfen (Rollbahnen, Flugzeugenteisung etc.)
- + Fußgängerbereiche, Parkplätze, Radwege

#### **3.1 Haupt-Einsatzbereich Gemeindeftraßen, Landesstraßen, Schnellstraßen, Autobahnen**

##### **3.1.1 Chloridhaltige Taumittel**

###### **3.1.1.1 Anwendung**

Seit 1914 (Straßenwinter-Kongress in Philadelphia, USA) wird über die Möglichkeit, Schnee und Eis auf den Straßen mit Hilfe von NaCl zu schmelzen, diskutiert. Mit steigenden Mobilitätsansprüchen seitens der Verkehrsplaner stiegen auch die Erwartungen an den Winterdienst. Mitte der 40er Jahre wurde Auftausalz in allen Staaten der USA verwendet. In Deutschland wurde Salz erst gegen Ende der 50er Jahre eingesetzt, nachdem die Verwendung abstumpfender Mittel nicht mehr tragbare Ausmaße angenommen hatte. Übereinstimmend ist bis 1970 in nahezu allen Staaten Europas und Nordamerikas ein weitgehend kontinuierlicher Anstieg des Tausalzverbrauchs festzustellen. Im Winter 1969/70 wurde mit 50 t Tausalz pro km Autobahn in der BRD der höchste Wert erreicht; die Zahlen für den Winter 1989/90 betragen 9,4 t pro Autobahn-km und 2,8 t pro km Bundesstrasse. Der derzeitige Stand der Technik erlaubt es, einen differenzierten Winterdienst

durchzuführen, der sich an den lokalen klimatischen und topographischen Gegebenheiten orientiert.

Im Straßenwinterdienst werden fast ausschließlich NaCl und CaCl<sub>2</sub> verwendet, die daher auch als die herkömmlichen Auftaumittel bezeichnet werden (OECD 1989). Die flächenspezifische Streumittelmengen betragen in Österreich bei optimaler Winterdiensttechnik und –Organisation (Feuchtsalzstreuung, rechtzeitiger Einsatz) im Saisonschnitt pro Einsatz: 10-15 g/m<sup>2</sup> auf Salzstrecken und 250 g/m<sup>2</sup> auf Splittstrecken. Die Anzahl der Winterdienst-Einsatztage schwankt innerhalb Österreichs in unterschiedlichen Bandbreiten: östliche Bundesländer (Wien, NÖ, Bgld.) zwischen 50 und 115 Einsatztagen (in bes. milden Wintern sogar unter 30 Tagen). In den restlichen Bundesländern übersteigt diese regelmäßig mehr als 100 Einsatztage (120 bis 130 Tage im Mittel); in Rekordwintern werden 170 Tage erreicht. In Österreich beträgt der spezifische Tausalzverbrauch auf Autobahnen (Mittel 1986-96) 5,7 t pro Fahrstreifen(Fs)-km und auf Bundes- und Schnellstrassen 3,0 t/Fs-km (Haider, 1999). Bei einem Autobahnquerschnitt von 2\*2 Fahrstreifen ergibt sich eine durchschnittliche Streusalzemission von 25,6 t NaCl und 1,3 t CaCl<sub>2</sub>/ km Autobahn (Beispiel für NÖ, Haider 1999).

Im österreichischen Bundesstrassennetz betragen die längerfristigen Verbrauchsmittelwerte der Jahre 1986-96 103.000 t Auftausalz (96 % NaCl, 4 % CaCl<sub>2</sub>) und 134.000 t Streusplitt pro Jahr. Auf den Wiener Stadtautobahnen wird CaCl<sub>2</sub> nicht nur aus technisch wirtschaftlicher Notwendigkeit bei tiefen Temperaturen ausgebracht, sondern auch aus Umweltschutzgründen als „alternatives Auftaumittel“ eingesetzt (vgl. Abschnitt: Wirkungen von NaCl auf den Boden).

Der Preisunterschied zwischen NaCl und CaCl<sub>2</sub> (etwa 4 fach höher) spricht für die Verwendung von NaCl, wenn die Umgebungstemperaturen über -8 °C bleiben. Aufgrund der höheren Taugeschwindigkeit von CaCl<sub>2</sub> ist es in Situationen bei denen eine besonders schnelle Wirkung verlangt wird, vorzuziehen. Bei tieferen Temperaturen (-8 bis -20 °C) ist nur CaCl<sub>2</sub> bzw. eine Mischung aus NaCl und CaCl<sub>2</sub> ausreichend wirksam. NaCl wird bis -10 °C als wirksamer angesehen, wenn Feuchtsalztechnologie eingesetzt wird (OECD 1989).

In Tabelle 1 sind Zusammensetzung und Eigenschaften konventioneller Cl-haltiger Auftaumittel zusammengefasst. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Winterdienst-situation der Stadt Wien. Kaliumkarbonat wird in Anteilen <10 % der NaCl-Streusalzmenge und  $\text{CaCl}_2$  <5 % durch die MA 48 angewendet. Regelmäßig durchgeführte Bodenuntersuchungen der MA 48 zeigen teilweise extrem hohe Cl-Gehalte von mehr als 1.000  $\mu\text{g/g}$  Feinboden und erreichen im Frühjahr maximale Werte. Durch die Perkolation des mobilen Chlorids mit dem Sickerwasser in den Unterboden sinken die Spitzenpegel rasch ab (Abbildung 2). Diese Ergebnisse untermauern die Forderung nach einem langfristig angelegten Monitoring hinsichtlich bodenbelastender Stoffe.

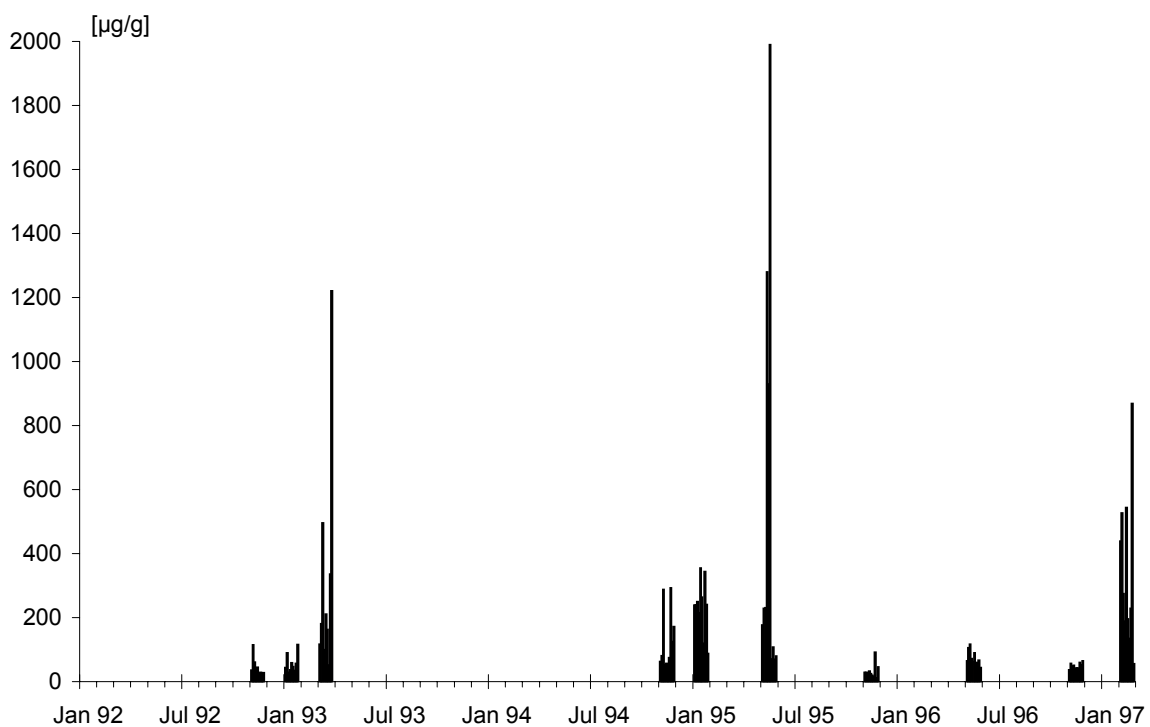


Abbildung 2: Chloridgehalte von Böden in Wien (Daten MA 48).

Tabelle 1: Eigenschaften konventioneller Streumittel

Produkt	NaCl	CaCl <sub>2</sub>	FS 5	FS 30
	Siedesalz (Stein- o. Meersalz) Körnung: 0,15-0,3 mm	Nebenprod. d. Sodaherstellg. Schuppen: 3-3,5 mm, od. Sole	bei Beladung des Streufahrz.	direkt am Streuteller
Zusammensetzung			95 % NaCl trocken + 5% Sole	70 % NaCl trocken + 30 % Sole
Inhaltsstoffe	Na <sup>+</sup> (39,3%) Cl <sup>-</sup> (60,7%)	Ca <sup>++</sup> (28%) Cl <sup>-</sup> (51%) Hydratwasser 20%	A: 96% NaCl, 4% H <sub>2</sub> O B: 95% NaCl, 1% CaCl <sub>2</sub> , 4% H <sub>2</sub> O	A: 76% NaCl, 24% H <sub>2</sub> O B: 70% NaCl, 6% CaCl <sub>2</sub> , 24% H <sub>2</sub> O
Applikationsform	überwiegend FS, seltener als Lösung, kaum mehr Trockenstreuung	als Flüssigsalz bzw. als Befeuchtungslösung, kaum Trockenstreuung	Trockenstreuvorrichtung	Feuchtsalz - Streueinrichtung
technisch wirtschaftliche Einsatzgrenzen (°C):	-8	-22	-10	-15 (mit CaCl <sub>2</sub> Befeuchtung)

A, B: Anfeuchtung mit ca. 20 %iger NaCl bzw. CaCl<sub>2</sub>-Lösung (ev. bis zu 30 %iger CaCl<sub>2</sub> Sole, dann Werte höher ansetzen)  
FS = Feuchtsalz

Tabelle 2: Schneefalltage, Eisregentage, Auftaumittelmengen und Winterdienstseinsatztage der MA 48 von 1992-1998

	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97	1997/98
Tage mit Schneefall	20	13	21	42	16	11
Tage mit Eisregen	4	1	2	2	1	0
Splitt (t)	60.500	57.400	43.800	133.500	40.500	9.700
NaCl (t)	3.880	3.680	3.530	8.920	4.020	3.170
CaCl <sub>2</sub> (t)	170	26	11	97	97	11
K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> (t)	330	180	210	500	270	76
Ausnahme v. Salzstreuverbot (d)	1	1	2	2	1	0
Einsatztage	155	89	99	190	105	72

### 3.1.1.2 Umweltrelevante Auswirkungen

Die weitgreifenden ökologischen Auswirkungen der Streusalzanwendung im Straßenwinterdienst ist der nachfolgenden Abbildung 3 zu entnehmen.

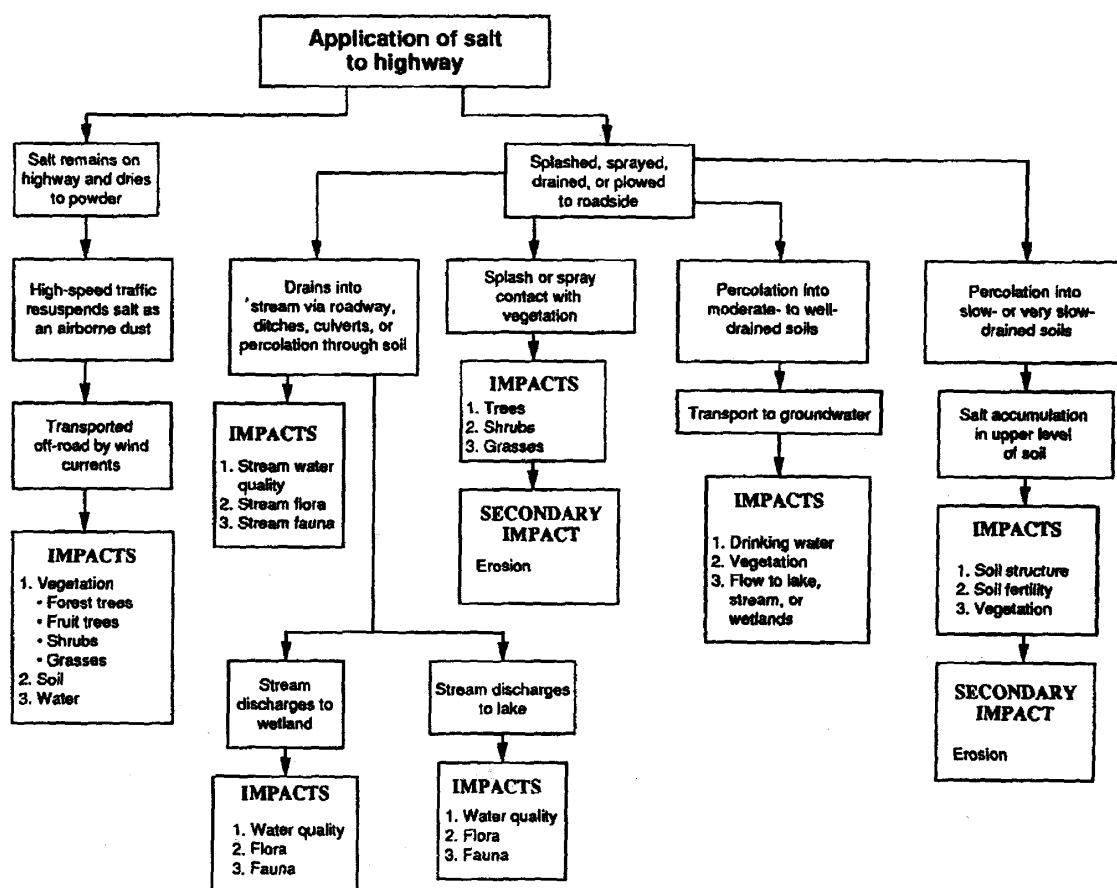


Abbildung 3: Auswirkungen der Streusalzanwendung im Winterdienst (Henry et al., 1991)

Diese Wirkpfade können grundsätzlich auf unterschiedlichste Auftausalze angewendet werden. Im direkten Kontakt- und Verfrachtungsbereich sind straßennahe Vegetation und Böden betroffen, über Transportflüsse werden Oberflächenwässer, Grundwässer und Quellgebiete beeinflusst.

### 3.1.1.3 Auftaumittelverfrachtung

Die auf die Fahrbahn aufgebrauchten Auftausalze bilden Gemische mit Eis und Schnee, so sie nicht vorzeitig vom Wind (Trockensalz) verfrachtet werden (vgl. Abb. 4). Ein Teil des Salzes geht in Lösung und wird mit dem Straßenschmelzwasser über



Entwässerungseinrichtungen in Oberflächengewässer (Vorfluter – Bäche – Flüsse – Meer) transportiert. Ein anderer Teil des Salzes gelangt durch den Fahrtwind als sogenannte Verkehrsgischt in den Straßenrandbereich. Die hierbei verfrachteten Spritzwässer, Sprühnebel und Stäube werden in Abhängigkeit von der Tröpfchengröße und Luftströmung (Fahrtwind + Windströmung) einige Meter bis an die 100 m weit transportiert.

In Straßenrandböden gelangtes Tausalz verlagert sich dort vertikal und kann so ins Grundwasser gelangen; trifft es auf stauende Bodenschichten kommt es auch zur lateralen Verfrachtung mit dem Bodenwasser über größere Entfernungen (>100m).

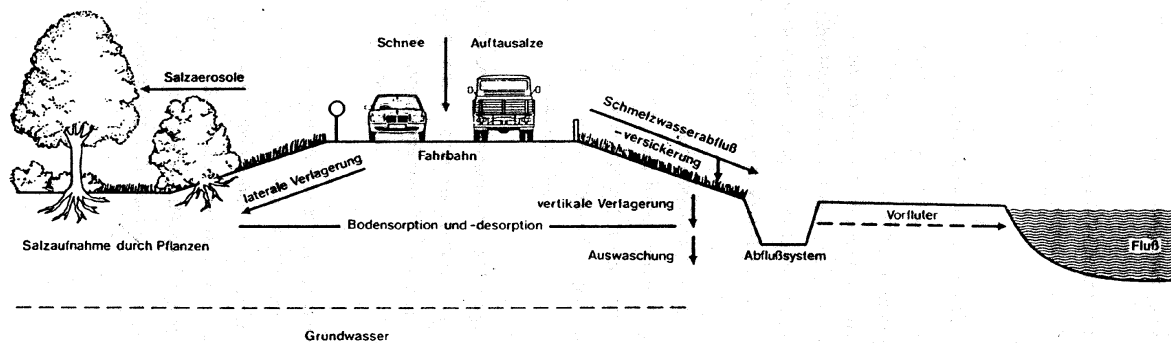


Abbildung 4: Ausbreitung von Straßenauftausalzen (Brod, 1993)

Wieviel NaCl-haltiges Schmelzwasser in den bepflanzen Straßenrandbereich gelangt, hängt von der Art des Fahrzeuges, der Fahrgeschwindigkeit, der Bereifung, dem Straßenbelag, dem Straßenquerschnitt und vor allem vom Ausbau bzw. von der Wirksamkeit der Entwässerungseinrichtungen ab. Nach Schätzungen von Remminger, 1984 werden etwa 40 % des ausgebrachten Streusalzes mit den Fahrbahnabflüssen in Straßenrandböden verfrachtet. Im innerstädtischen Bereich werden ca. 5 bis 15 % der ausgebrachten Streumenge mit der Verkehrsgischt aufgewirbelt und verfrachtet (Fachinfo „Umwelt und Gesundheit“ [www.bayern.de](http://www.bayern.de)). In der von Blomqvist, 1998 angeführten Literaturübersicht wird gezeigt, dass bis zu 25 % des ausgebrachten Salzes in Form von Gischt aufgewirbelt werden (vgl. Abb. 5 und 6). Nach Leonardi & Flückiger, 1987 wird das aufgewirbelte Streusalz exponential zur Entfernung vom Straßenrand deponiert, 90 % innerhalb der ersten 15 Meter.

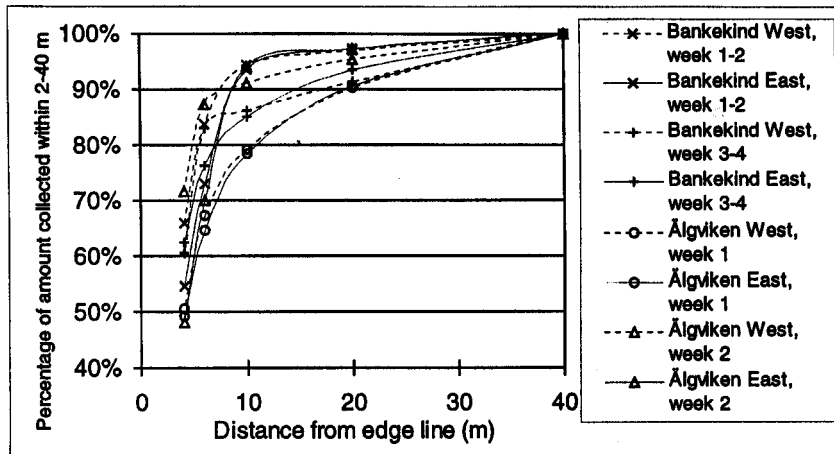


Abbildung 5: Kumulativer Anteil der im Bereich von 2 bis 40 m deponierten Streusalzmengen (Blomqvist und Johansson, 1999)

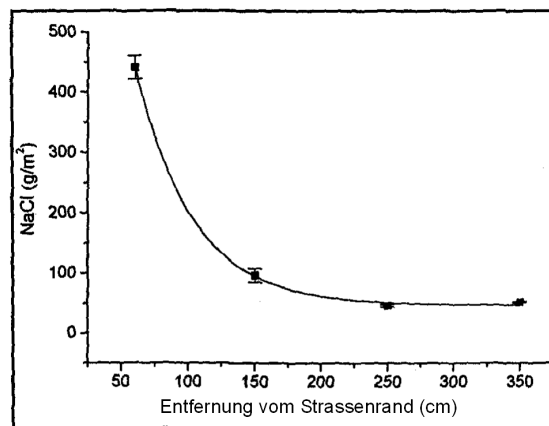


Abbildung 6: NaCl Frachten in Abhängigkeit zur Entfernung vom Straßenrand (Pedersen et. al, 2000)

### 3.1.1.4 Wirkungen von NaCl auf Böden

In den Boden einsickernde NaCl-Lösungen haben meist negative Auswirkungen sowohl auf physikalische als auch auf chemische Eigenschaften von Böden und Bodenlösung:

Die Zufuhr des leicht wasserlöslichen NaCl-Salzes führt zu einem Überangebot von  $\text{Na}^+$  in der Bodenlösung. Aufgrund von Austauschreaktionen werden K, Ca und Mg von den Bodenkolloiden desorbiert und Na adsorbiert. Ihr Gehalt in der Bodenlösung steigt bis sich ein neuer Gleichgewichtszustand einstellt. Desorbierte Kationen (K, Ca, Mg) können mit dem Anionenpartner Cl leicht verlagert und bei durchlässigen Böden auch ausgewaschen werden.

Bei hoher Wassersättigung und Entsalzung des Bodens werden die an den Bodenkolloiden adsorbierten Na-Ionen gegen  $H^+$  aus dem dissoziierten Wasser ausgetauscht und bilden mit den  $OH^-$ -Ionen Natronlauge. Bei weiterer Reaktion mit Kohlensäure wird Natriumkarbonat gebildet. Diese Reaktionen bewirken eine Alkalisierung, wobei pH-Werte von 8,5-11 (in Wasser bestimmt) auftreten können.

Durch die weitere Zufuhr von leichtlöslichen Salzen ( $NaCl$ ) kann die weitere Hydrolyse zurückgedrängt werden und der pH-Wert sinkt – ein Grund warum Salz-Natriumböden pH Werte von unter 8,5 aufweisen. Bei stark entbasten Böden kann die Zugabe von Neutralsalzen zu einer weiteren Versauerung führen (Desorption von H und Al-Ionen), dies ist allerdings nur in Böden zu erwarten deren pH-Werte unter 5,0 liegen (Scheffer-Schachtschabel, 1998 ) Diese Analogieschlüsse stammen aus Untersuchungen in salinen Böden arider Klimaregionen. Eine direkte Übertragbarkeit auf mitteleuropäische Stadtböden ist nur bedingt möglich.

Na-Ionen lagern sich vorwiegend an den Tonmineraloberflächen an, mit steigendem Na-Anteil (10-15% der Kationenumtauschkapazität) beginnt Natrium auch die Zwischenschichten-Austauschplätze einzunehmen und die Schichten aufzuweiten. Die stark mit hydratisierten Na-Ionen gesättigten Austauscher befinden sich in dispergiertem Zustand der bei entsprechendem Tonmineralbestand zu unerwünschten Strukturverschlechterung führen kann. In Freilandexperimenten unter Wald konnten nur bei extrem hohen Salzfrachten von 2,5-5  $kg/m^2$  Strukturverschlechterungen nachgewiesen werden. Bei Straßenrandböden kommt es durch Fahrzeug- und Fußgängerverkehr zu Setzungsverdichtungen. Der Einfluss hoher Salzfrachten auf die Strukturverschlechterung lässt sich davon nicht völlig trennen, trägt aber zu einer Strukturinstabilität und damit zu einer Verschlechterung des Bodenwasser- und Bodenlufthaushaltes sicherlich bei. In Hannover korrelierten hohe Na und Cl-Gehalte mit hohen Eindringwiderständen. Die Standorte mit hoher Bodenverdichtung befanden sich in Bereichen hoher Fußgängerfrequenzen (Haltestellen) – hohe Bodendichten wirken sich negativ auf die Salzverlagerung und damit auf natürliche Auswaschungsvorgänge aus (Brod und Speerschneider, 1991).

Mit steigender Salzkonzentration steigt das osmotische Potential der Bodenlösung. Dies bewirkt eine Verringerung des Wurzelturgors und führt zu physiologisch trockenen Böden.

Chloridionen werden aufgrund ihrer negativen Ladung grundsätzlich leicht mit dem Sickerwasser verlagert und ausgewaschen. Bei stark verdichteten Straßenrandböden wird der Austrag des phytotoxischen Ions aus dem Wurzelraum verlangsamt und behindert, bei längeren Sommertrockenperioden (aride Verhältnisse) kann es sogar zu einer Aufwärtsbewegung der Bodenlösung und zu einer Aufwärtsverlagerung von Salzen kommen.

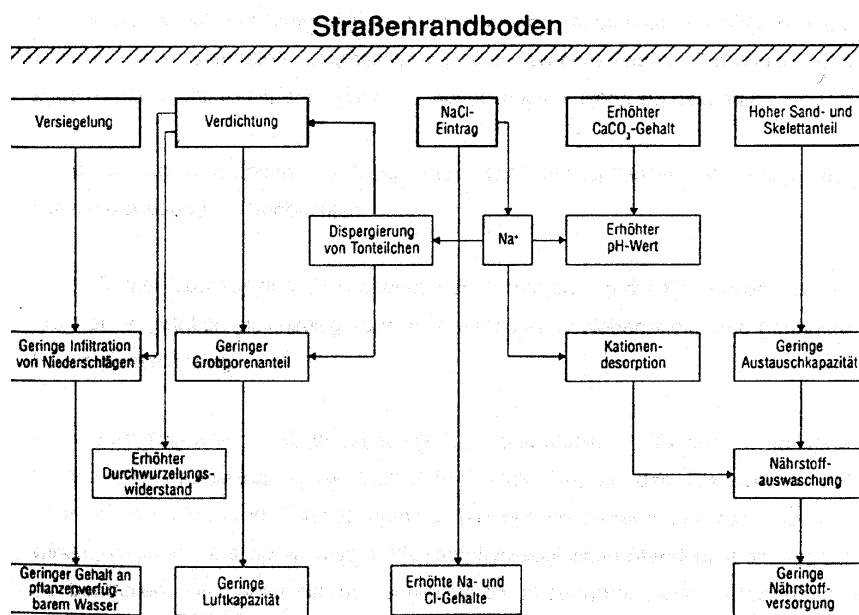


Abbildung 7: Auswirkungen von NaCl-Streusalz auf den Boden

Für den Wiener Raum mit seinen neutral bis alkalisch reagierenden Stadtböden, mit hoher Ca und Mg Sättigung kann die langjährige Salzzufuhr zum Anstieg der pH-Werte beitragen. Der Verlust an Kalium, aber auch die hohen Ca-, Mg- und Na-Gehalte in der Bodenlösung führen zu direkten aber auch zu indirekten (kompetitive) Effekten: K, teils Mg und P-Mangelerscheinungen sind zu beobachten (vgl. Abb. 7).

Durch ungünstige Bodenstruktur, Bodenversiegelung und geringen Sommer-niederschlag ist eine Salzauswaschung aus dem Wurzelraum nur sehr langsam möglich, so dass es zu toxischen Salzanreicherung im Wurzelraum kommt.

### 3.1.1.5 Auswirkung auf Pflanzen

Na und Cl werden von Pflanzen sowohl über unterirdische (Wurzelhaare, Mykorrhiza) als auch oberirdische Organe (vor allem Blätter oder Nadeln) aufgenommen. Die durch Tausalz verursachten Schäden äußern sich in Form von Chlorosen, Nekrosen, vorzeitigem Blattabwurf und Wachstumsrückgang. Sie sind nicht spezifisch – eine Analyse des pflanzlichen Gewebes ist erforderlich, um ein Ursachen-Wirkungs-Konzept zu erarbeiten. Salzschäden werden durch progressive Wurzelschädigung und Absterben der Ektomykorrhiza durch anhaltende Salzapplikation hervorgerufen; das Wurzelsystem ist nicht mehr in der Lage, den Baum ausreichend mit Wasser und Nährstoffen zu versorgen (Guttay 1976).

Bei Chloridgrenzwerten von mehr als 1 % der Blatttrockenmasse gelten Laubgehölze als geschädigt, bei Nadelgehölzen gilt ein Grenzwert von 0,5 % (Brod 1993). Natrium wird bis zu Gehalten von 1 mg/g in den Zweigen der Bäume zunächst wirksam zurückgehalten (Retention), erst bei weiterer Na-Nachlieferung kommt es zu einer sprunghaften Anreicherung in den Blättern (Mekdaschi et al., 1988). Die Aussagekraft der Blattanalysen bei Cl (enge Beziehung zum Schädigungsgrad der Blätter) ist verglichen mit Na höher. Während trockener Witterungsperioden wird Cl in den Blättern angereichert. Bei Regenereignissen im Sommer können erhebliche Mengen an Cl aus den Blättern vor allem aus bereits nekrotischen Bereichen ausgewaschen werden. Nach Untersuchungen von Ruge, 1974 wurden nach 24 Stunden Beregnung 60 % des vorhandenen Chlorids aus geschädigtem Gewebe und 25-40 % aus gesunden Blattabschnitten ausgewaschen. Daraus leitet Schulz 1992, einen optimalen Probenahmetermin im Monat Juli für eine zuverlässige Beurteilung von Salzschäden an Straßenbäumen ab.

Aber auch der Kationenhaushalt ist betroffen: So kann bei Kaliumunterversorgung Natrium das Kalium in einigen unspezifischen pflanzenphysiologischen Funktionen ersetzen (Jarvis und Hopper, 1981). Hohe interne Cl-Gehalte benötigen Kalium, um die pflanzeninterne Elektroneutralität zu erhalten. Daher wird freies Kalium bei Chloridüberschuss anderen metabolischen Funktionen (z.B. Osmoregulation) entzogen, was Kaliummangel bei Stadtbäumen einen besonderen Stellenwert einräumt.

Viele Untersuchungen zeigen, dass große Unterschiede hinsichtlich der Salztoleranz zwischen den Arten, ja oftmals zwischen Subspecies, Rassen, Varietäten oder Hybriden bestehen. Bestimmte Baumarten, Sträucher oder Gräser sind salztoleranter als andere. Zusammenfassende Literaturübersichten finden sich z. B. bei Brod, 1993, Dobson, 1991, Blomqvist, 1998.

#### 3.1.1.6 Mögliche Sanierungsmaßnahmen

Massive Pflanzenschäden aufgrund jahrzehntelanger Streusalzanwendungen haben dazu geführt, dass die unterschiedlichsten Sanierungsmassnahmen entwickelt und versucht wurden (Mekdaschi et al., 1988 für Stuttgart, Hübner, 1996 für Karlsruhe, Albert und Wiener, 1983 für Wien, Albert, 1987 für Wien, Dües et al., 1987 für Hamburg, Habermann, 1991 für Bayreuth). Sie alle fußen auf dem Prinzip der Verdünnung: In Abhängigkeit von der Bodenstruktur können toxische Chloridionen durch künstliche Ausschwemmung aus dem Wurzelraum entfernt werden.

Der Wassergehalt des Bodens zum Zeitpunkt des Salzwassereintrages ist besonders wichtig für das Funktionieren solcher Maßnahmen: Ist der Bodenwassergehalt niedrig, wird der Grossteil der salzangereicherten Bodenlösung in den oberen Bodenschichten adsorbiert, die Salzkonzentration ist dort dann besonders hoch; die kontaminierte Bodenschicht bleibt dünn. Ist der Bodenwassergehalt während der Salzanwendung hingegen hoch, wird die Salzlösung in tiefere Horizonte verlagert, die absoluten Konzentrationen sind niedriger (Verdünnung), aber ein größeres Bodenvolumen ist kontaminiert.

Strukturverschlechterungen durch Na-Überschuß sind durch mittransportiertes Mg und Ca im Unterboden weniger wahrscheinlich als im Oberboden. Für die Dekontaminierung einer Bodenschicht von etwa 20 cm Tiefe wird die doppelte Höhe an Wassersäule benötigt; es wird dabei ein Grossteil von Na und Cl entfernt. Die Ausschwemmung aus tieferen Bodenschichten ist wesentlich schwieriger aufgrund der niedrigen Perkolationsraten (De Jong, 1982). Natrium wird an den Bodenkolloiden in Vergleich zum Chlorid wesentlich stärker adsorbiert.

Nur schwach geschädigte Bäume reagieren relativ rasch auf Bodenauswaschung und Düngung. Bei stark geschädigten Bäumen dürfte eine Revitalisierung nur mittel-

bis langfristig (ca. 5-10 Jahre) möglich sein (Mekdaschi et al., 1988). Grund dafür ist unter anderem die Speicherung großer Mengen an Na und Cl in der Baumbiomasse (Holzkörper), die erst über Jahre hinweg mobilisiert und durch den herbstlichen Blattfall entsorgt werden können.

#### 3.1.1.7 Einfluss auf Grund-, Oberflächen- und Abwasser

Einen umfangreichen Literaturüberblick zu diesem Themenbereich findet man bei Brod, 1993. Demnach können in Abhängigkeit von der Anzahl der Streujahre, der Applikationsrate und den Substrateigenschaften die Trinkwassergrenzwerte im oberflächennahen Grundwasser überschritten werden. In Österreich wiesen von 8 für solche Untersuchungen ausgewählten Trinkwasserversorgungsanlagen 5 einen anthropogen bedingten, auffälligen Chloridgehalt auf (West-, Tauern-, Brenner-, Phyrnautobahn, Wechsel, Radlpassstraße). 3 Brunnen an der Brennerautobahn mussten aufgrund der hohen Cl-Gehalte von 200-500 mg/l geschlossen werden (Peer und Podlesak, 1991).

Funktionierende Ableitungssysteme für das Straßenoberflächenwasser tragen wesentlich zum Schutz des Grundwassers bei. Sie können aber nicht verhindern, dass durch Sprühnebefahren und Schneematsch chloridhaltige Lösungen im Boden versickern und bei ungünstiger Bodenbeschaffenheit die Wasserqualität der Brunnen beeinträchtigen. Dabei spielen die Lage des Brunnens, Menge und Dauer der Streusalzanwendung eine entscheidende Rolle (Peer und Podlesak, 1991). Tausalzbelastete, kommunale Abwässer im Wiener Raum erhöhen die Salzlast im Bereich der üblichen Neutralsalزشchwankungen und sind für die biologischen und physikalisch/chemischen Prozesse der Abwasserreinigung nicht relevant (Matsche, 1996). Andererseits behindern sehr salzreiche Abwässer (> 2% Salzgehalt) die Nitrifikation und Denitrifikation im Klärbetrieb und führen so zu einer geringeren Effizienz des N-Abbaus (Dincer und Kargi, 1999).

#### 3.1.1.8 Andere Halogenide und verschiedene Salzmischungen

Häufig findet sich das Argument, dass  $\text{CaCl}_2$  weniger schädlich als NaCl wirkt. Im Hinblick auf die Bodenstruktur ist diese Ansicht sicherlich richtig. Verschiedene Untersuchungen an Pflanzen zeigten jedoch uneinheitliche Ergebnisse:

- + Untersuchungen an Weißtanne mit unterschiedlichen NaCl/ CaCl<sub>2</sub>-Mischungsverhältnissen (gleiche Massen) zeigten deutlich negative Auswirkungen von CaCl<sub>2</sub>-Beimischung auf das Wachstum und erzeugten deutliche Nadelnekrosen, die der Toxizität des Chlorids zugeschrieben werden (Sury und Flückiger, 1983).
  
- + Untersuchungen von Bogemans et. al., 1989 wiesen positive Auswirkungen von CaCl<sub>2</sub>-Mischungen auf Wachstum, Cl-Gehalt und Schäden an Fichte bei equimolarer Cl-Dosierung nach.
  
- + Unterschiedliche isoosmotische Salzmischungen (NaCl, KCl, CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>) hatten bei Weidelgras (*Lolium multiflorum*) in niedriger bis mittlerer Dosierung sogar wachstumsfördernde Auswirkungen. Die Untersuchungen zeigen, dass von allen geprüften Salzen in Abhängigkeit von der Dosierung wachstumsfördernde bzw. wachstumsschädigende Wirkungen ausgehen. Insgesamt betrachtet, weisen KCl sowie Salzmischungen (CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>) die größte Pflanzenverträglichkeit auf. Das Cl-Ion scheint nicht den allein entscheidenden Schadfaktor darzustellen, der Cl-Grenzwert für eine Pflanzenschädigung ist vom Begleitton abhängig (Brod, 1988).
  
- + Unter der Voraussetzung gleicher Gewichtsmengen weisen NaCl und CaCl<sub>2</sub> eine ähnliche Toxizität für Holzgewächse auf. In einigen Untersuchungen traten durch die Verwendung von CaCl<sub>2</sub> als Einzelsalz bzw. als Mischungspartner zu NaCl gegenüber dem Einzelsalz geringere Pflanzenschäden auf. Vor allem bei geringeren Applikationsraten zeigte CaCl<sub>2</sub> verglichen mit NaCl eine günstigere Wirkung auf Gehölze (Brod 1988).
  
- + Dagegen kommt Petersen, 1986 zum Schluss, dass CaCl<sub>2</sub> zu ähnlichen Baumschäden wie NaCl führt und somit keine Alternative darstellt.

Diese divergierenden Aussagen könnten auf die unterschiedlichen Rahmenbedingungen für die Untersuchungen zurückzuführen sein. Dabei kommen dem pH-Wert des Bodens, der Bodenstruktur, der Durchlässigkeit, der Kationenumtauschkapazität und dem Humushaushalt des Bodens besondere Bedeutung zu.



### 3.1.2 Kaliumkarbonat

#### 3.1.2.1 Anwendung

Umfangreiche positiv verlaufene Voruntersuchungen im Auftrag der MA48 über die Anwendbarkeit von Kaliumkarbonat im Winterdienst führten im Winter 1989/90 zum ersten Praxistest im 17. Wiener Gemeindebezirk. Bei Einsatztemperaturen bis etwa  $-5\text{ °C}$  kann NaCl durch die gleiche Menge Kaliumkarbonat ersetzt werden, gleichgültig ob als Mischung mit Splitt oder pur (Spet, 1991). Kaliumkarbonat wird in Mengen von bis zu 500 t pro Jahr in Wien (MA 48) eingesetzt.

Die Firma Leca entwickelte das Produkt *Leca-Tau-Sole D*, bei der eine Kaliumkarbonat-Solelösung auf gebrochenen Lecaton (Blähtongranulat) aufgebracht wird:

Leca-Tau Sole D (120 kg Kaliumkarbonat/m<sup>3</sup>=15,2 Gew.% Kaliumkarbonat),  
empfohlene Menge: 30-40 g/m<sup>2</sup>

Ein ähnliches Produkt ist unter der Marke POLAR (Fa. Zimmer) mit der Bezeichnung *Polar-Ultra Grip* in den Handel gebracht worden.

Im Bereich der Verwaltung der Wiener Gemeindewohnungen (Wiener Wohnen) werden (vgl. Abb. 8) laut Ausschreibung Blähton (Kantkorn) mit 20 % Kaliumkarbonat und 0,2 % Stärke eingesetzt. 30 % des Karbonats werden in Form einer 50 %igen Solelösung aufgebracht, der Rest ist in fester Form mit Stärkekleber aufzubringen. Das bis 1999 eingesetzte Eisex und Leca Tau wurde im Winter 1999/2000 durch Kaliumkarbonat-Blähton (1.400 m<sup>3</sup>) ersetzt.

Von der GESIBA wird Kaliumkarbonat seit 1998/99 in Form von Streusalz eingesetzt und löste damit den Einsatz von Plantabon-Eisex ab.

#### 3.1.2.2 Umweltrelevante Auswirkungen

Im Winter 1990/91 wurde Kaliumkarbonat vor allem auf jenen Strassen eingesetzt, auf denen eine Belastung der angrenzenden Grünflächen durch NaCl verringert werden sollte. Vergleichende Untersuchungen von Goldemund, 1995 brachten keine eindeutigen Auswirkungen nach einer 3 jährigen Anwendung dieses neuen

Auftaumittels; die „Altlasten“ einer jahrzehntelangen NaCl-Anwendung waren aber noch deutlich erkennbar und maskierten eventuell vorhandene, negative Auswirkungen von Kaliumkarbonat. Weitere Untersuchungen in Glashauserperimenten (Sieghardt, 1993; Tartar, 1998) und mehrjährige Beobachtungen auf der Freilandversuchsfläche Donauinsel (Sieghardt, Wresowar und Tartar 1998) führten zu einem interdisziplinären Gutachten, in dem Auswirkungen auf Boden und Bewuchs sowie kritische Pflanzen- und Bodenkennwerte erläutert wurden (Sieghardt et al., 2000). Alkalisierung des Wurzelraumes und potentielle Verschlümmungen und Verkrustungen des Bodens sowie eine Verringerung der Mg- und Ca-Gehalte der Blätter (kompetitive Effekte) sind Auswirkungen, die eine unreflektierte langfristige Anwendung von Kaliumkarbonat begrenzen. Als Vorteil werden ein Kalium-Düngeeffekt (bei mäßiger Anwendung) und keine direkten toxisch wirkende Inhaltsstoffe, wie z. B. Chlorid im herkömmlichen Streusalz (NaCl) gesehen.

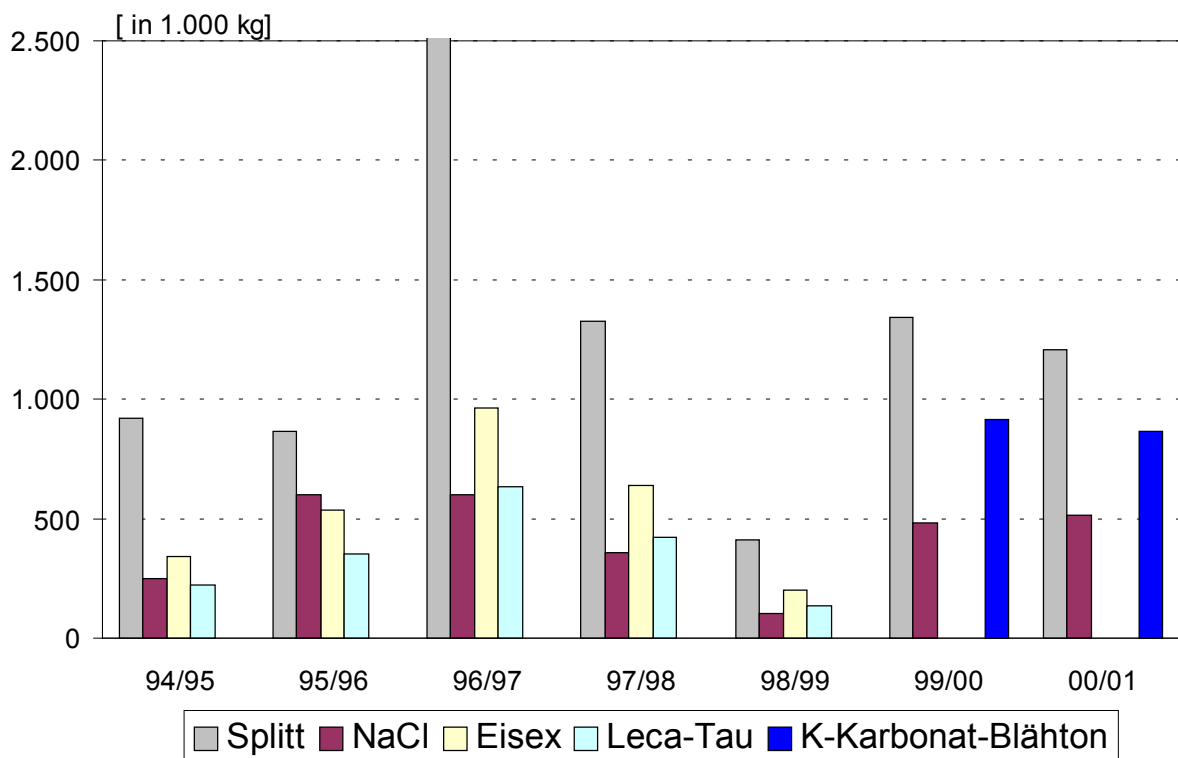


Abbildung 8: Streumittelverbrauch von 1994 bis 2001 (Bestellung) der Gemeindebauverwaltung „Wiener Wohnen“

Aufgrund der hohen pH-Werte von Kaliumkarbonat-Lösungen von bis zu 11,8 wurde eine Alkalisierung des Abwassers und eine damit im Zusammenhang stehende Austreibung von Ammoniak in der Kanalisation befürchtet. Praktische Untersuchungen und damit übereinstimmende Berechnungen zeigten keine über den

MAK-Wert für Ammoniak hinausgehenden Konzentrationen in der Kanalisation. Hinsichtlich der Einleitungsanforderungen in eine Kanalisation (Allgemeine Abwasser-Emissionsverordnung BGBl. 186/1996) dürfen Abwässer im pH-Bereich von 6,5 bis 9,5 liegen, somit sind K-Schmelzwässer rechtlich nicht zulässig. Bei großen Kanalisationen tritt jedoch mit dem kommunalen Abwasser rasch eine entsprechende Verdünnung ein. Bei vergleichenden Untersuchungen mit NaCl zeigte sich, dass Kaliumkarbonat sogar eine positive Auswirkung auf die Biozönose des belebten Schlammes von Versuchskläranlagen hatte und somit günstige Auswirkungen auf den Reinigungsprozess (Frühwirth, 1990).

Vergleichende Untersuchungen (Steiner, 1992) über die Auswirkungen auf das Bodenleben (Enzymaktivität) zeigten keine gravierenden Auswirkungen und keinen Unterschied zwischen NaCl und Kaliumkarbonat (Mengen bis 625 g/m<sup>2</sup>): Bei einem Rasenversuch wurden bei Aufwandmengen von 150 g/m<sup>2</sup> keine anhaltend negativen Einflüsse auf das Wachstum von Rasenpflanzen festgestellt. Mit einer Verschiebung der Artenzusammensetzung muss aber gerechnet werden (Stückler, 1993).

### **3.2 Haupt-Einsatzbereich Flughäfen (Rollbahnen, Flugzeugenteisung)**

Es werden Glykole, Alkohole, Azetate und Harnstoff eingesetzt. Chloridhaltige Taumittel kommen im Flughafenbereich aufgrund ihrer hohen Korrosivität nicht zum Einsatz (Fact Sheet, 1998).

#### **3.2.1 Ethylen- und Propylen-Glykol**

Glykole werden auf Flughäfen als "anti- icings" bzw. "deicings" zur Vorbeugung von Eisbildung auf Flugzeugen bzw. als Enteisungsmittel eingesetzt.

Ethylenglykol war ursprünglich ein Standardenteisungsmittel für Flugzeuge. Es handelt sich dabei um eine hoch wasserlösliche Substanz welche bei ihrem biochemischen Abbau einen besonders hohen Sauerstoffbedarf (BOD=Biological Oxigen Demand) aufweist. Dieser hohe BOD führt zur Aufzehrung des gelösten freien Sauerstoffs in kontaminierten Gewässern und bringt Fische und andere Lebewesen zum Absterben. Ethylenglykol wirkt schon in geringen Konzentrationen toxisch auf aquatische Organismen und Säugetiere.

Propylenglykol weist einen noch höheren BOD in Gewässern auf. Zudem ist die Verweildauer (Persistenz) in der Umwelt länger als von Ethylenglykol. Jedoch ist Propylenglykol weit weniger toxisch und wird z. B. in Kosmetika, in medizinischen Produkten, Tierfutter, etc. verwendet. Im Gegensatz zu Ethylenglykol fällt Propylenglykol nicht in die Kategorie der umweltgefährlichen Substanzen. Nach Möglichkeit wird daher auf Ethylenglykol verzichtet.

Glykole wurden früher verbreitet auch im Rollbahnbereich eingesetzt. Aufgrund der hohen Sauerstoffzehrung (Chemical Oxygen Demand: 1,3-1,7 g O<sub>2</sub>/g) bei einem Austrag in naheliegende Gewässer/Grundwasser, werden sie durch neuere Auftaummittel abgelöst.

### **3.2.2 Alkohole**

Alkohole wurden in der Vergangenheit eingesetzt (z. B. Isopropanol). Aufgrund der hohen Verdunstungsrate können unter Umständen feuergefährliche Konzentrationen erreicht werden. Beim biologischen Abbau werden besonders hohe Sauerstoffmengen verbraucht (COD 2,4 g O<sub>2</sub>/g). Zusätzlich setzen Alkohole die Oberflächenspannung des Wassers herab. Schmelzwasser dringt in feinste Betonfugen, gefriert und führt so zu verstärkten Frostschäden an der Bausubstanz.

Glykole und Alkohole werden mit Sprühaggregaten in flüssiger Form aufgebracht. Die Anwendung ist kostenintensiv, die Mittel z. T. toxisch und feuergefährlich. Aus Kostengründen und vor allem wegen der Umweltgefährdungen kommen diese Taumittel im Straßennetz nicht zum Einsatz.

### **3.2.3 Kaliumazetat**

Kaliumacetat (CH<sub>3</sub>COOK) wird in flüssiger Form als 50%ige Lösung wirksam bis -7 °C eingesetzt. Hinsichtlich seiner Umweltverträglichkeit hat Kalium-Azetat einen geringeren BOD als Harnstoff oder Propylenglykol und wird auch bei niedrigen Temperaturen zu Wasser und Kohlendioxid abgebaut. Da Kaliumazetat korrosiv wirkt, werden Antikorrosiva zugesetzt, deren Auswirkungen auf die Umwelt noch nicht genau bekannt sind. Kaliumazetat reagiert stark alkalisch (pH 11). Da auf Glykol basierende Auftaummittel und Harnstoff im Flughafenbereich aus Umwelt-

gründen in Europa immer weniger eingesetzt wurden, sind Azetate, vor allem Kalium-Azetat immer mehr in den Vordergrund getreten (Wooley, 1999).

Die verglichen mit Harnstoff bessere Umweltverträglichkeit hat dazu geführt, dass Kaliumazetat (Cryotech CF7) im Yosemite Nationalpark (Kalifornien, USA) auf Bergstrassen eingesetzt wird (<http://www.cryotech.com/>).

### **3.2.4 Natriumazetat**

Natriumazetat ( $\text{CH}_3\text{COONa}$ ) wird in granulierter Form ähnlich wie Harnstoff angewendet. Obwohl Natriumazetat 4 bis 5 mal teurer (ca. 1.000 U\$/ t) als Harnstoff ist; weist es bedeutende Vorteile auf: es ist bis  $-12\text{ }^\circ\text{C}$  wirksam und besitzt eine geringere Toxizität und einen geringeren BOD als Harnstoff. Aufgrund seiner höheren Wirksamkeit können bis zu 40 % im Vergleich zu Harnstoff eingespart werden. Eine 10 %ige Lösung reagiert alkalisch (pH 8-10,5).

### **3.2.5 Natriumformiat**

Natriumformiat ( $\text{HCOONa}$ ) hat ähnliche Charakteristika wie Natriumazetat und wird granuliert verwendet. Wirksam bis  $-15\text{ }^\circ\text{C}$  hat es sogar einen geringeren BOD als Natriumazetat. Besonders effektiv wird das Granulat angefeuchtet mit Kaliumazetat (auch Glykole) mit den halben Ausbringungsraten von Harnstoff eingesetzt. Eine 5 %ige Lösung reagiert stark alkalisch (pH 11-12).

In der Schweiz ist der Einsatz von Auftaumittel die Natrium- oder Kaliumformiat oder Natrium- oder Kaliumacetat enthalten nur auf Flugplätzen erlaubt (Verordnung über umweltgefährdende Stoffe, 1986 SR 814.013-Anhang 4.6). Harnstoff wiederum darf nur auf Flugplätzen und auf korrosionsgefährdeten Straßenabschnitten verwendet werden.

### **3.2.6 Kalzium-Magnesium-Azetat (CMA)**

#### **3.2.6.1 Anwendung**

CMA wird im Flughafenbereich selten eingesetzt. Der Hauptgrund dafür ist die langsamere Taugeschwindigkeit. Der Kostenfaktor (ca. 600 U\$/ t), etwa im Bereich von Natriumformiat, und ein relativ hoher BOD bringen kaum Vorteile verglichen mit

anderen verfügbaren Auftaumitteln für Flughäfen. Aufgrund der hohen Kosten wird dieses Auftaumittel generell im Straßenwinterdienst nur sehr eingeschränkt eingesetzt – vorwiegend in den USA (Henry et al., 1991).

Die Herstellung erfolgt grundsätzlich aus feingemahlenem Dolomit und Essigsäure, wobei diese Preis und Qualität bestimmt. Durch entsprechende Zusätze kann der pH-Wert stabil reguliert und damit auf den jeweiligen Boden-pH-Wert abgestimmt werden.

Neuere Herstellungstechnologien für die Produktion der Essigsäure aus kommunalen biogenen Abfällen und Abfallprodukten der Käseerzeugung ermöglichen geschätzte Produktionskosten von 200-300 U\$/ t CMA (Ormsby, 1999). Alternative Produktionsverfahren zur Herstellung der Essigsäure aus kommunalen Klärschlämmen und Komposten, Abfällen von Sägewerken und Papierfabriken können zu Verunreinigungen vor allem durch Schwermetalle und daher zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt führen (Henry et al., 1991).

In Österreich wurde CMA im Rahmen eines Forschungsauftrages (BM f. Bauten und Technik) von Washüttl et al., 1985 getestet. CMA zeigte bei gleicher Menge im Vergleich zu NaCl eine etwas schlechtere Auftauwirkung. Als besonderer Vorteil wird die vergleichsweise höhere Taugeschwindigkeit aufgrund der exothermen Lösungsreaktion von CMA genannt. Die Gefrierpunktniedrigung bei gesättigter CMA-Lösung erreicht  $-17,5\text{ °C}$  (ähnlich der einer Plantabon-Eisex-Lösung) gegenüber  $-21,3\text{ °C}$  bei gesättigter NaCl-Lösung und  $-55\text{ °C}$  bei gesättigter  $\text{CaCl}_2$  Lösung (Balasch 1987).

Tabelle 3: Auftaupunkte unterschiedlicher CMA und NaCl Lösungen (aus Balasch1987)

Einwaage /100 g H <sub>2</sub> O	Auftaupunkt [°C]
30 g CMA	-12,0
30 g NaCl	-21,1
15 g CMA	-5,6
15 g NaCl	-9,6

Um die schwächere Auftauleistung zu kompensieren, muss nahezu die doppelte Menge CMA (40-50 g/m<sup>2</sup>) eingesetzt werden (vergl. Tabelle 3). Der unangenehme Geruch wird ebenfalls als nachteilig bewertet. Die geringe Schüttdichte von 800

kg/m<sup>3</sup> bedingt höhere Lager- und Transportkapazitäten und erhöht die Gefahr einer Windverfrachtung von der Fahrbahn. Aufgrund der problematischen praktischen Anwen-barkeit in staubförmiger Korngröße wird CMA heute in Form von Granulat gestreut, kann aber auch in flüssiger Form (25 %ig), vor allem vorbeugend, ausgebracht werden. CMA wirkt anders als NaCl: es produziert keine Schmelzlösung, sondern setzt die Schneeadhäsion herab und steigert die Traktion; das Zusammenbacken des Schnees wird ebenso vermindert wie das Aneisen auf der Fahrbahn, sodass Schnee und Eis einfacher mechanisch entfernt werden können. Da CMA kaum Schmelzlösung produziert, verbleibt es eher auf der Fahrbahn und fließt nicht ab, wie NaCl. CMA weist eine äußerst geringe Stahl- und Betonkorrosivität auf und wird herkömmlichem NaCl als Korrosionshemmer zugesetzt (Anteil  $\geq 20$  % CMA).

#### 3.2.6.2 Umweltrelevante Auswirkungen

Washüttl et al., 1985 fanden bei ihren Untersuchungen kaum schädigende Einflüsse auf das Wachstum von Kulturpflanzen. Freilandversuche an salzempfindlichen Fichten und an Ahorn zeigten, dass selbst bei 2- bis 4-facher Menge von CMA im Vergleich zu NaCl keinerlei bis kaum merkliche Schädigungen innerhalb des Beobachtungszeitraums auftraten. Die verglichen mit NaCl geringere Phytotoxizität von CMA wurde auch in umfangreichen Versuchen in den USA (Henry et al., 1991) bestätigt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt Brod, 1990. Er untersuchte die Auswirkungen von CMA und NaCl auf Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*) und konnte trotz 1,5 fach höheren CMA-Mengen (ca. 1 kg/ m<sup>2</sup>) einen deutlich geringeren Ertragsabfall verglichen mit NaCl feststellen. Ertragsdepressionen können teils osmotisch, teils durch das Azetation bedingt sein. Eine von einer amerikanischen Expertengruppe erstellten Kosten-Nutzenanalyse ergab allerdings, dass den ökologischen Vorteilen von CMA sowie der stark verminderten Korrosion an Kraftfahrzeugen, Bauwerken, und an Brücken um ein Vielfaches höhere Herstellungs- und Winterdienstkosten gegenüberstehen (Henry et al., 1991).

Im Gegensatz zu NaCl kann CMA biologisch relativ leicht abgebaut werden. CMA kann einige Schwermetalle während der Bodenperkolatation lösen. In Konzentrationen, wie sie bei Autobahn-Salzung auftreten, zeigt CMA keine negativen Auswirkungen auf aquatische Lebensräume, allerdings wird im Wasser gelöster Sauerstoff für den

biologischen Abbau herangezogen und kann unter Umständen zu O<sub>2</sub>-Mangel führen. CMA wirkt nicht aggregatzerstörend und führt daher nicht zur Bodenverdichtung; es kann sogar die Fertilität und Permeabilität straßennaher Böden verbessern.

CMA scheint die am wenigsten umweltbelastende Alternative zu NaCl zu sein. Aufgrund der hohen Winterdienstkosten ist es unwahrscheinlich, NaCl in großem Maßstab zu ersetzen. Dort, wo herkömmliches Streusalz Korrosionsschäden (z.B. im Bereich von Brücken) verursacht oder in umweltsensiblen Bereichen (urbane Gebiete mit „wertvollem“ Straßenbegleitgrün), kann CMA eine Alternative darstellen (Dobson, 1991). Die folgende Tabelle fasst verfügbare Daten verschiedener organischer Auftaumittel bezüglich toxischer Wirkungen auf Wasserorganismen, Ratten sowie den Sauerstoffbedarf beim biologischen Abbau zusammen.

Tabelle 4: Toxische Wirkung und Sauerstoffbedarf von Kaliumazetat, Natriumazetat, Natriumformiat, CMA und Harnstoff. COD (chemical oxigen demand), BOD (biological oxigen demand) in mg O<sub>2</sub>/mg Substanz. Daten aus EPA Report 2000 und [www.cryotech.com](http://www.cryotech.com).

		K-Azetat	Na-Azetat	Na-Format	CMA	Harnstoff
Wasserfloh	48-h LC <sub>50</sub>	>3.000	2.400	4.400	>1.000	>10.000 <sup>1)</sup>
Regenbogenforelle	96-h LC <sub>50</sub>	>2.100 <sup>2)</sup>	2.750 <sup>4)</sup>	100 <sup>5)</sup>	>1.000 <sup>2)</sup>	>9.100 <sup>3)</sup>
Ratte	LD <sub>50</sub>	>5.000	3.530	>2.000	>5.000	14.300
COD		0,30	0,78		0,75	0,27-1,87
BOD		0,14-0,30	0,58	0,23	.	

1) 24-h EC<sub>50</sub>

2) *Oncorhynchus mykiss* (Rainbow trout)

3) *Barilius barna*

4) *Pimaphales promelas* (Fethead minnow) 24-h LC<sub>50</sub>

5) Zebra fish

### 3.3 Haupt-Einsatzbereich Fußgängerzonen, Gehsteige, Radwege

#### 3.3.1 Stickstoffhaltige Taumittel

Stickstoffhaltige Auftaumittel haben in erster Linie Harnstoff und verschiedene Ammoniumverbindungen als Grundlage. Entweder werden sie als Streusalze ausgebracht oder mit Blähton gemischt.

##### 3.3.1.1 Harnstoff (NH<sub>2</sub>-CO-NH<sub>2</sub>)

Die Wirkung von Harnstoff als Auftaumittel entfaltet sich erst bei nachträglicher Befeuchtung. Sein Schmelzpunkt liegt bei 132 °C, sein Schüttgewicht beträgt 600 kg/m<sup>3</sup>. Die untenstehende Tabelle 5 stellt den Zusammenhang zwischen dem Harnstoffanteil in einer wässrigen Lösung und dem Eisflockenpunkt her.



Tabelle 5: Zusammenhang zwischen Harnstoffanteil der Lösung und Eisfloccenpunkt in °C (aus Balasch, 1987)

Gewichtsanteil in H <sub>2</sub> O (%)	Eisfloccenpunkt °C
1	-0,2
5	-1,9
10	-3,8
20	-7,1
30	-10,0

Aufgrund seiner geringen Korrosionswirkung wurde und wird Harnstoff weitverbreitet im Flughafenbereich als Taumittel für Rampen, Rollfelder und Fahrbahnen eingesetzt. Ebenso wie die Glykole weist Harnstoff einen hohen BOD auf, und es entsteht beim Abbau Ammoniak, der eine hohe Toxizität für aquatische Organismen besitzt. Ein hoher N-Eintrag führt aber auch zur Eutrophierung der betroffenen Gewässer. Aufgrund dieser Auswirkungen und der hohen Harnstofffrachten müssen die Flughafenabwässer nachbehandelt werden. Eigene Kläranlagen mit hohem Sauerstoffinput sind dazu nötig. Deswegen werden immer häufiger neue Auftau-Alternativen eingesetzt. Am Amsterdamer Flughafen Schiphol wurden 1995 noch 185 Tonnen Harnstoff eingesetzt, 1998 wurde Harnstoff vollständig durch Kaliumazetat (ca. 700 Tonnen für 1999) ersetzt. (Woolley, 2000).

Im Straßenbereich wird Harnstoff vor allem auf Gehwegen und in Fußgängerzonen eingesetzt, weil aufgrund der negativen Auswirkungen von NaCl-Streusalz nach neuen Alternativen gesucht wurde.

Technischer Harnstoff ist bis zu Bodentemperaturen von  $-10\text{ °C}$  tauwirksam einsetzbar. Die praktische Einsatzgrenze wird bei etwa  $-6\text{ °C}$  erreicht: bei dieser Temperatur muss verglichen mit NaCl bereits die doppelte Menge ausgebracht werden. Der spezifische Verbrauch erhöht sich bei geringer Verkehrsdichte und tiefen Bodentemperaturen. Laut Herstellerangaben ist eine durchschnittliche Ausbringungsmenge von  $20\text{-}30\text{ g/m}^2$  empfohlen. 1982 ergaben Tests am Flughafen Schwechat, dass das Streukorn bei Pressschneelagen ohne merkliche Veränderung am Boden auflag. Rund um das Korn waren ca. 3 mm breite Zone aufgeschmolzen; bei dickeren Schneelagen entstanden sogenannte Wurmkanäle und die Bodenhaftung der Schneelagen blieb aufrecht.

Die volle Wirkung entfaltet technischer Harnstoff zusammen mit flüssigen Enteisern. Bei Mischungen mit Alkoholen oder Glykolen setzt der Tauvorgang bedeutend

schneller ein, festgefahrene Schneedecken zersetzen sich und lösen sich von der Fahrbahn, so dass sie mechanisch entfernt werden können (Gubler, 1993). Diese Mischungen werden auf Flughäfen, nicht aber im Straßenbereich eingesetzt.

### 3.3.1.2 Ammonsulfat

Ammonsulfat ist in Österreich als Plantabon Eisex seit 1983 (Patentanmeldung) im Einsatz. Plantabon ist ein Feststoffgemisch, das vor allem auf Wegen und Strassen eingesetzt wird. Die Mischung ist inhomogen und besteht laut Angaben der Salinen Austria, Labor Ebensee aus:

- 67-80 % Ammoniumsulfat
- 5-11% Ammoniumphosphat
- 12-17% Harnstoff
- bis zu 5% unlöslicher Rückstand

1983 ergab eine Analyse (in Balasch, 1987) folgende Zusammensetzung:

- 80,2 % Ammoniumsulfat
- 12,2 % Harnstoff
- 5,1 % Diammoniumhydrogenphosphat
- 2,0 % Rückstand
- 0,3% Wasser

Frühere Mischungen enthielten kein Ammonphosphat, mit dem die Korrosionswirkung durch Anhebung des pH-Wertes verringert werden soll.

Das Produkt hat folgende Eigenschaften:

- Schmelzpunkt: 280 °C
- pH-Wert einer 1 %igen Lösung in Wasser: 5,7
- Löslichkeit bei 0 °C: 70,4 g/100 g Wasser
- Gefrierpunkt: 66,4 g/100g, -18,5 °C

Die untenstehende Tabelle 6 vergleicht die notwendige Auftaumittelmenge unterschiedlicher Auftaumittel bei 3 Temperaturen.

Tabelle 6: Vergleich von NaCl, CaCl<sub>2</sub>, Harnstoff und Ammonsulfat. Taumittelmenge (g/m<sup>2</sup>) bei unterschiedlichen Temperaturen (aus Balasch, 1987)

°C	-2	-5	-8
NaCl	36	85	138
CaCl <sub>2</sub>	54	128	179
Harnstoff	60	150	263
Ammonsulfat	100	220	314

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass für eine gleiche Tauleistung wie mit NaCl fast die doppelte Menge Harnstoff und beinahe die 3-fache Menge Ammonsulfat ausgebracht werden muß. Die durchschnittliche Korngröße von Plantabon-Eisex beträgt 0,9 mm und ist damit doppelt so groß wie jene von NaCl; die dadurch geringere spezifische Oberfläche der Streukörner vermindert die Reaktionszeit beim Auftauprozess. Das Schüttgewicht von Plantabon-Eisex beträgt 0,95 kg/m<sup>3</sup>, das von NaCl 1,2 kg/m<sup>3</sup>: dies bedeutet um 25 % mehr Lager- und Transportvolumen und eine leichtere Verwehbarkeit von der Fahrbahnoberfläche. Ammonsulfat ist hygroskopisch und verbindet sich bei hoher Luftfeuchte mit der Fahrbahnoberfläche, diese Eigenschaft erschwert aber Lagerung und Ausbringung durch „Zusammenpacken“. Unter Berücksichtigung der physikalisch-chemischen Eigenschaften von Plantabon-Eisex müssen im Straßenwinterdienst die Einsatzmengen das 3 bis 4-fache von NaCl betragen (Balasch, 1987).

Untersuchungen über die korrosiven Eigenschaften auf Beton und Straßenbeläge zeigen, dass Plantabon-Eisex durch chemischen Angriff der Sulfatlösung mehrfach höhere Korrosionsraten aufweist als NaCl (aus Balasch, 1987). Aus den praktischen Erkenntnissen einer mehrjährigen Anwendung von Eisex haben „Wiener Wohnen“ und GESIBA vor allem auf Grund der Korrosivität auf einen weiteren Einsatz dieses Tausalzes verzichtet. Von der MA 48 wurde Eisex von 1981/82 bis 1988/89 (aus Steiner ,1992) in Mengen von bis zu 8.000 t pro Jahr eingesetzt.

In Tabelle 7 sind ausgewählte chemische und physikalische Eigenschaften einiger Auftaumittel zusammengestellt.

### 3.3.1.3 Verschiedene Handelsprodukte

Die von der Fa. Zimmer europaweit geschützte Marke POLAR steht nach Angaben der Firma für umweltfreundliche NaCl-freie und somit der Wiener Auftaumittelverordnung (1982) entsprechende Produkte:

Polar-Eis-Stop: besteht aus Ammonsulfat, chemisch gleiche Produkte werden unter dem Handelsnamen Murexin Eis-Ex, Plantabon Eis-Ex gehandelt; empfohlene Mengen: 30-50 g/m<sup>2</sup> Wirkung: bis -7 °C, bei -7 bis -11 °C werden höhere Ausbringungsmengen empfohlen.

Polar-Top Grip: Blähton überzogen mit technischem Harnstoff; Wirkung: bis -7 °C, sofortige rutschhemmende Wirkung durch gebrochenen Blähton; Mengen: 5l/200m<sup>2</sup> entspricht in etwa 16-17 g/m<sup>2</sup>.

Die Stadt Graz verwendet nach Angaben von DI Edegger das Auftaumittel Polar Top Grip in Mengen von rd. 100 t/Jahr.

Polar-Ultra Grip: ein erst kürzlich auf den Markt gebrachtes Produkt, welches wie Polar-Top Grip jedoch mit Kaliumkarbonat hergestellt wird.

Fa. Leca: (Angaben Hr. Mag. Stangl, Fa. Leca)

Leca-Tau: mit Harnstoff versetzt; empfohlene Menge: 5l/200 m<sup>2</sup> =15,5 g/m<sup>2</sup> (bei 620 kg/m<sup>3</sup> Raumgewicht)

Leca-Streu (nur Blähton): abstumpfend

Fa. Ökotau GmbH:

Ökotau: Blähton mit Harnstoff (13,9 % der Masse);empfohlene Menge: 15-20 g/m<sup>2</sup> (Esstlöffel)

Ökostreu: nur Blähton, in der Kanalisation mit 0,5-1% Gefälle rückstandslos weggeschwemmt (laut Firmenprospekt)

Zwischen 1994/95 und 1998/99 wurden in Wien, von der Wiener Liegenschaftsverwaltung, im Durchschnitt 308.000 kg Salz, 535.000 kg Eisex, und 490.000l Leca Tau pro Jahr verwendet. 1999/00 wurde auf Eisex und Leca Tau verzichtet, stattdessen 970.000 kg Polar Ultra Grip verwendet.

In Österreich gibt es ein wechselndes Angebot „alternativer Auftaumittel“, die oft für sich in Anspruch nehmen „biologisch“ und „völlig unschädlich“ zu wirken (Quelle: Salinen Ebensee bzw. Dirnböck, 1993):

Plantabon Eisex: 65-80 % Ammonsulfat, 5-11 % Ammoniumphosphat, 12-17 % Harnstoff, 2-5 % unlöslicher Rückstand

CMA (Calcium-Magnesium-Acetat): 41 % Ca-Azetat, 36 % Mg-Azetat, 5 % unlöslicher Rückstand, 18 % H<sub>2</sub>O

Streumittel G-149: 96 % CaCl<sub>2</sub>, 1,7 % MgCl<sub>2</sub>, 2 % NaCl

ICE-Remover Monroe x-73: 91 % CaCl<sub>2</sub>, 9 % unlösliche Reststoffe

Eisfresser, ICE Melter, Arkas-Eisfresser: 91 % CaCl<sub>2</sub>

Schnee und Eisfrei: 76 % CaCl<sub>2</sub>, 1 % NaCl, 3 % Ammoniumnitrat

Lecatau-Ökotau: 80,5 % unlösl. Stoffe, 19 % Harnstoff

Bio-Tau: 85 % abstumpfendes Material (Schlacke), 10 % Kaliumsulfat, 5 % Magnesiumsulfat

Floralis Streudas, Eskimo: abstumpfendes Material mit 10 % NaCl

Docsi Freeze: flüssig, 21 % Ethanol, 16 % Isopropanol, 1 % Methylketon, 0,1 % Aceton ua.

Greeny Eisschmelzer: 85 % Quarzsplitt vermischt mit ca. 15 % NaCl

Fa. Fenaco (Bern):

Anti-Gliss: gebrannter Tonschiefer, empfohlene Menge 8 g/m<sup>2</sup> (80 g/m<sup>2</sup> bei Granit-Splitt mit 1.800 kg/m<sup>3</sup>) mit 600 kg/m<sup>3</sup>, laut Firmenangabe ergäbe sich dadurch ein Preisvorteil von mehr als 30 %, keine Entsorgungskosten (Bodenverbesserung, Drainage, Rasenpflege)

DI-Mix: 70 % NaCl mit 30 % CaCl<sub>2</sub> in fester Form, 4-fach schnellere Tauwirkung, kostengünstige Alternative zum Feuchtsalz, -10 °C, umweltfreundlich durch höhere Wirksamkeit und geringere Dosierung. Die Mischung aus Ca- und Na-Ionen verbessert laut Firmenprospekt verglichen mit reinem NaCl die Auswirkung auf Bodenstruktur und Flora.

Es werden also halogenhaltige Auftaumittel als umweltfreundliche, besonders effektive, nicht pflanzenschädliche Tausalze beworben.

Tabelle 7: Vergleich chemischer und physikalischer Eigenschaften einiger Auftaumittel

Bezeichnung	NaCl	CaCl <sub>2</sub>	MgCl <sub>2</sub>	Feuchtsalz	CMA	Harnstoff	Ammon-sulfat
chem. Formel	NaCl	CaCl <sub>2</sub>	MgCl <sub>2</sub> *6H <sub>2</sub> O	-	CaMg(CH <sub>3</sub> COO) <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O	CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
Molmasse	58,06	110,99	203,31	-	300,57	60,06	132,14
Inhalt	39,3 % a 60,7% Cl	36 % Ca 64 % Cl	12 % Mg 34,9 % Cl 53,1 % H <sub>2</sub> O	70 % CaCl 6 % CaCl <sub>2</sub> 24 % H <sub>2</sub> O		46,6 % N	21,2 % N
Schüttgewicht	1,32	0,87			0,80	0,70	0,88
Dichte g/cm <sup>3</sup>	2,16	-	1,57	-		1,34	1,77
Eutekt. Taupunkt °C	-21,3	-55	-33		-18	-11,5	-19
prakt. Tauw. °C	-8	-20	-15	-15 bis -20	-6	-4	-6
Stoffmenge [g] um 1 kg Eis zu schmelzen: bei - 10 °C - 8 °C	163 138	179	309		263	380 243	314

### 3.3.1.4 Umweltrelevante Auswirkungen stickstoffhaltiger Handelsprodukte

Die folgenden Ausführungen geben Literaturzitate bezüglich einzelner Produkte wieder:

Plantabon Eis-Ex : wird seit einigen Jahren in Wien in größerem Umfang (Private) verwendet. Laut Angaben der Bundesanstalt für Wassergüte wirkt das Mittel eutrophierend auf Gewässer und ergibt eine unzulässige Anreicherung von Ammonium im Grundwasser. Durch Stickstoffüberdüngung kann eine Schädigung der Vegetation eintreten. Plantabon wurde vom Umweltbundesamt Berlin abgelehnt und ist in der Schweiz als Auftaumittel nicht zugelassen. Die ursprüngliche Idee, ein Düngemittel als Auftaumittel einzusetzen, ließ die Hoffnung aufkommen, endlich ein absolut „umweltfreundliches“ Taumittel anwenden zu können. Eine Reihe von Untersuchungen und Gutachten führen jedoch zu dem Schluss, dass die Langzeitwirkung von Plantabon-Eisex bei einem Einsatz als Taumittel im Straßenwinterdienst teilweise irreversible Schäden mit sich bringt würde (Balasch, 1987)

Lecatou oder Ökotou: wurde von der Stadt Graz für den Innenstadtbereich seit mehreren Jahren verwendet. Eine Umweltbelastung ergibt sich durch den Feinstaub des zerkleinerten Blähtons und durch den Überdüngungseffekt durch Harnstoff. Bei einer Ableitung des Schmelzwassers über das Kanalsystem ist der Überdüngungseffekt unbedeutend, es wird jedoch ein nachteiliger Einfluss des Harnstoffes auf Beton für möglich erachtet (Dirnböck, 1993).

Harnstoff kommt für den generellen Winterdienst nicht in Frage. Bei massivem Einsatz von technischem Harnstoff im Straßenwinterdienst kommt es zu starker Stickstoffüberdüngung. Langsam fließende oder stehende Gewässer würden eutrophiert.

Der bei der Harnstoffhydrolyse entstehende Ammoniak ist ab einem pH-Wert von 8,5 für Fische in geringsten Mengen toxisch. Sowohl aus Gründen der Wirksamkeit als auch des Umweltschutzes bietet Harnstoff keine Alternative zum Streusalz (Gubler, 1993).

Harnstoff kann aufgrund der Sauerstoffzehrung beim biologischen Abbau die Wuchsbedingungen verschlechtern und die straßenbegleitende Vegetation überdüngen, die Frostresistenz könnte verringert werden. Das Abbauprodukt Ammoniak ist für aquatische Lebensformen toxisch (Dobson, 1991).

Der Nachteil von Harnstoff ist die übermäßige Düngung des Bodens entlang der Straße und in Gewässern, durch die das Grundwasser gefährdet und Abwasserkläranlagen beeinträchtigt werden. Der gelegentliche Einsatz als Düngemittel in relativ kleinen Mengen zu einem Zeitpunkt, wo die Vegetation den Stickstoff aufnimmt, kann jedoch auf gar keinen Fall mit der Verwendung des Materials als Taumittel verglichen werden, wo erheblich größere Mengen erforderlich sind (OECD, 1989).

Die Einbringung von Harnstoff in die Kanalisation führt zu einer raschen enzymatischen Hydrolyse und zu einer Freisetzung von 2 mol Ammonium je Mol Harnstoff. Bei Ammonsalzen erfolgt eine direkte Erhöhung von Ammoniumgehaltes in den Abläufen von den Straßenflächen. In Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur besteht ein chemisches Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak, wobei mit Erhöhung des pH-Wertes ein Anstieg von toxischem Ammoniak erfolgt. Ammoniak ist nicht nur für Fische besonders toxisch sondern auch für die meisten Mikroorganismen in den Vorflutern und eine direkte Ableitung von Ammonverbindungen ist daher äußerst bedenklich. Selbst dem Stand der Technik entsprechende Kläranlagen, in denen eingeleitetes Ammonium nitrifiziert und

denitrifiziert wird, kann eine übermäßige Belastung mit Ammonium im Zulauf eine durch die Nitrifikation hervorgerufenen Absenkung des pH-Wertes in der Kläranlage auf pH-Werte unter 6 bewirken, was zu massiven Beeinträchtigungen der Reinigungswirkung und zu einem gänzlichen Verlust der Nitrifikation führen kann. Danach folgt wiederum eine Ammoniumbelastung des Vorfluters. Beim versuchsweisen Einsatz solcher Auftaumittel im Bereich der Stadt Wien wurden diese Effekte zufällig entdeckt. Normalerweise werden Stickstoffkonzentrationen durch den Mischwasseranfall verdünnt, durch den Abfluss der stickstoffhaltigen Schmelzwässer trat eine signifikante Erhöhung der N-Konzentration auf. Aufgrund dieser Recherchen konnte ein Verbot des Einsatzes dieser Auftaumittel im Bereich der Stadt Wien erwirkt werden (Matsche, 1996).

Das bei der Nitrifikation entstehende Nitrat selbst gehört sicherlich zu jenen Stoffen, die im Brennpunkt des öffentlichen Interesses bezüglich einer flächenhaften Grundwasserbeeinträchtigung stehen. In der Grundwasser-Schwellenwertverordnung (BGBl. Nr. 502/91 und 213/97) ist für Nitrat der Schwellenwert mit 45 mg/l und in der Trinkwasser-Nitratverordnung (BGBl. Nr. 557/89) der Grenzwert mit 50 mg/l festgelegt (vgl. Tabelle 8). In Vorarlberg und Tirol treten keine Werte >50 mg/l auf, während im Burgenland 32% und in Wien 57% aller gemessenen Werte über dem Grenzwert liegen. Bezogen auf die Fläche der Grundwasserkörper ist der Anteil der gefährdeten Flächen im Westen gering (keine gefährdeten Gebiete in Vorarlberg, Tirol und Salzburg), im Osten dagegen wesentlich höher (Niederösterreich: 70%, Burgenland: 85%, Wien: 100%). Die Schwerpunkte der Nitratbelastung liegen damit in den niederschlagsarmen, intensiv ackerbaulich genutzten Regionen (Umweltbundesamt Wien, 1998).

Die Verordnung für die „Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen“ (BGBl. 186/1996) schreibt einen Einleitungsgrenzwert von 10 mg/l Ammonium vor.



Tabelle 8: GSwV (Grundwasserswellenwert Verordnung) BGBl 502/1991 geändert durch 213/1997; QWmG (Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch) BGBl 235/1988; EWG-RI (EWG-Richtlinie 80/778 über die Qualität von Wasser f. den menschlichen Gebrauch, 1980)

mg/l	GSwV	QWmG	EWG-RL
Nitrat	45	50	50 <sup>1</sup> /25 <sup>2</sup>
Nitrit	0,06	0,1	0,1
Ammonium	0,3	0,5 <sup>1</sup> /0,05 <sup>2</sup>	0,5 <sup>1</sup> /0,05 <sup>2</sup>
Natrium	90	150	150 <sup>1</sup> /20 <sup>2</sup>
Kalium	12	12	12 <sup>1</sup> /10 <sup>2</sup>
Chlorid	60	100	25
Sulfat		250	

1) zulässige Höchstkonzentration  
2) Richtzahl

Ammonium steht in einem temperatur- und pH-abhängigen chemischen Gleichgewicht mit Ammoniak. Bei steigender Temperatur und steigendem pH-Wert nimmt der Ammoniakgehalt im Wasser stark zu. Der nichtionisierte Ammoniak diffundiert leichter durch biologische Membranen als das Ammoniumion, woraus die hohe Toxizität des Ammoniaks resultiert. Die letale Dosis liegt für Fische bei ca. 1 mg/l Ammoniak (bei 15 °C) und führt zu Kiemennekrose mit Erstickungstod. Für die Fischbrut sind bereits 0,2-0,3 mg/l Ammoniak tödlich. 0,03-0,05 mg/l Ammoniak führen zu chronischen Schäden, wobei besonders Forellen empfindlich sind (Hütter, 1990).

Ammoniak selbst kann chemisch nicht nachgewiesen werden, sondern wird nach Bestimmung des Gesamtammoniums, der Wassertemperatur und des pH-Wertes berechnet (Hobinger 1996).

Tabelle 9 gibt einen Entwurf, der diesen biologischen Systemen Rechnung trägt wieder.

Tabelle 9: 1) Entwurf zur Allgemeinen Immissionsverordnung Fließgewässer (Bundesm. f. LuFw, 1995) und 2) Grenzwerte der EU-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG)

mg/l	Berglandgewässer <sup>1)</sup>	Flachlandgewässer <sup>1)</sup>	Salmonidengewässer <sup>2)</sup>	Cyprinidengewässer <sup>2)</sup>
NO <sub>3</sub> -N	5,5	5,5		
NO <sub>2</sub> -N	0,03	0,06		
NH <sub>4</sub> -N	0,3	0,5	≤ 0,78	≤ 0,78
NH <sub>3</sub> -N	0,02	0,02	≤ 0,021	≤ 0,021

In den USA wurden unter dem Clean Water Act Standards für die Wasserqualität entwickelt. In Abbildung 9 wurden die derzeit gültigen US-Richtlinien für Fischgewässer, die in Abhängigkeit von pH-Wert und Ammonium/ Ammoniak-Empfindlichkeit unterschiedlicher aquatischer Organismen abgeleitet wurden, dargestellt.

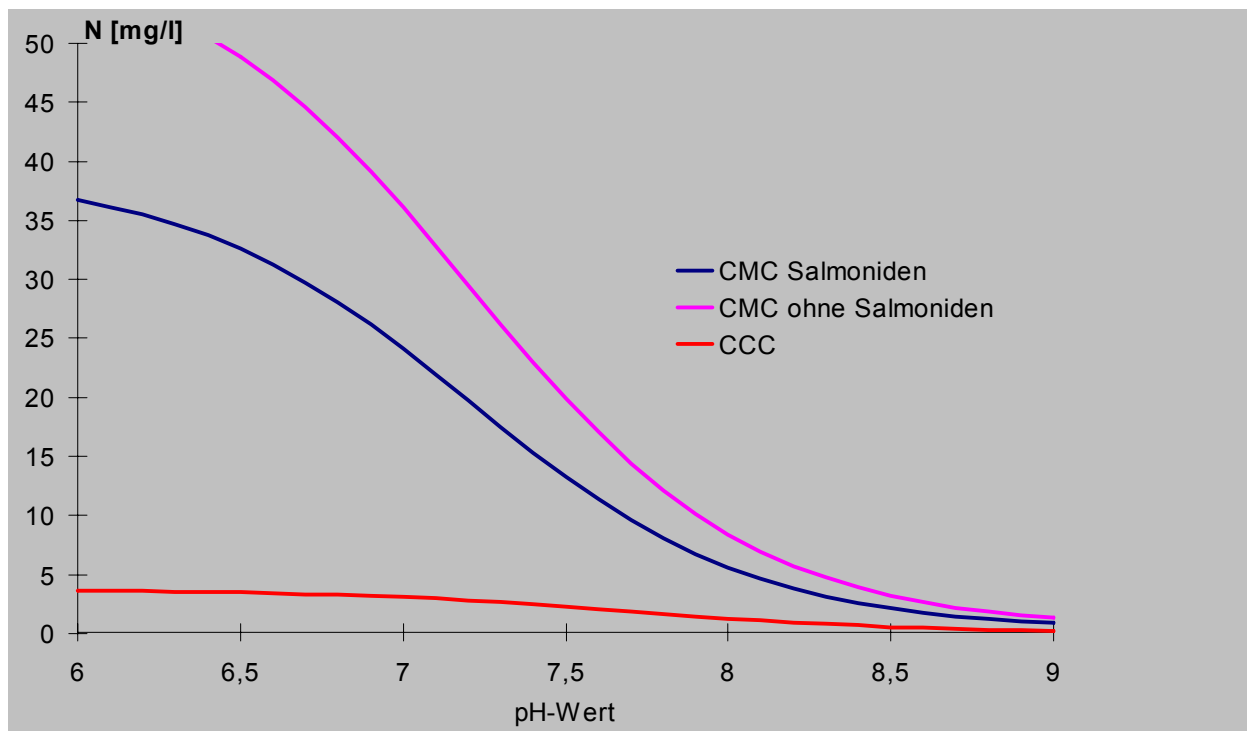


Abbildung 9: CMC (criteria maximum concentration): maximale Ammonium ( $\text{NH}_4+\text{NH}_3$ ) Konzentration [mg N/l] – getrennt für Salmonidengewässer und andere Gewässer, CCC (criteria continuous concentration): durchschnittliche 30 Tage Ammonium Konzentration [mg N/l] aus EPA Report 1998.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass N-hältige Auftaumittel zu einer unzumutbaren Umweltbelastung im Hinblick auf Gewässerschutz und Trinkwasserqualität führen. Darüber hinaus ist die straßennahe Begleitvegetation durch den hohen N-Eintrag in vielfältiger Hinsicht gefährdet. Im anschließenden Kapitel sollen die Zusammenhänge zwischen N-Einträgen und Ökosystemprozessen zusammengefasst und erläutert werden.

## 4 Ökosystemare Auswirkungen von Stickstoff

### 4.1 Stickstoffkreislauf

Die Atmosphäre besteht zu etwa 78 % aus Stickstoff ( $N\equiv N$ ), der als inertes Gas mit niedriger chemischer Energie vorliegt. Über jedem  $m^2$  Boden befinden sich etwa 9.000 kg Stickstoff. Dieser atmosphärische Stickstoff kann nur durch biologische Stickstofffixierung in eine für Pflanzen aufnehmbare Form gebracht werden. Manche Bakterien, Algen oder Pilze sind dazu in der Lage. Diese Organismen leben frei (nicht-symbiotische  $N_2$ -Fixierung) oder in Symbiose mit höheren Pflanzen (symbiotische  $N_2$ -Fixierung) und synthetisieren das Enzym Nitrogenase, das die Spaltung des sehr stabilen  $N_2$ -Moleküls zu  $NH_3$  katalysiert. Auch manche Bäume besitzen Symbionten, die Luftstickstoff fixieren: z. B. Erlen (durch Pilzsymbionten: Actinomyceten) und einige baumförmige Leguminosen (Knöllchenbakterien: Rhizobium-Arten).

Die industrielle Stickstofffixierung zur Herstellung N-haltiger Düngemittel ist sehr ein energieaufwendiger Prozess, der bei Temperaturen von  $200\text{ }^\circ\text{C}$  und einem Druck von 200 atm abläuft und bei dem die Dreifach-Bindung gekrackt und der Stickstoff zu  $NH_3$  reduziert wird (Haber Bosch Verfahren).

Bäume bestehen zu ungefähr 80 % aus Wasser, zu 19 % aus Kohlenhydraten und zu 1 % aus sonstigen Nähr- und Inhaltsstoffen. Stickstoff wird verglichen mit anderen Nährstoffen in relativ großen Mengen von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommen. In Bäumen können drei Kohlenstoff- und Stickstoff-Pools unterschieden werden:

- Feinwurzeln: ca. 0,5 % der Gesamtmasse, 35 % des Stickstoffvorrates eines Baumes
- Blätter und Knospen: 0,5 % der Gesamtmasse, 50 % des Stickstoffvorrates
- Speicherreserven: 99 % der Gesamtmasse, 15 % des Stickstoffvorrates

Bis zu 90 % des Stickstoffs wird in einem Baum innerhalb eines Jahres mobilisiert und innerhalb des Baumes verlagert (herbstlicher Blattfall, absterbende Pflanzenteile, Frühlingsaustrieb udglm.; Millard, 1996). Die Ausgewogenheit der Stickstoffbalance in den oben beschriebenen Kohlenstoff- und Stickstoffpools ermöglicht es dem Baum, auf geänderte Umweltbedingungen reagieren zu können: jahreszeitlich bedingte Wachstumsschübe, Feinwurzelbildung, Krankheiten und Schädlingsbefall führen zu raschen Schüben.

Stickstoff wird für Pflanzen erst durch den Abbau der organischen Substanz bis zu ihren Grundbausteinen verfügbar (Pflanzenstreu, Bodenmikroorganismen, auch stickstofffixierende Symbionten). Dieser Prozess wird als Mineralisierung bezeichnet. Der Stickstoff liegt im Oberboden zu mehr als 90% in organischer Bindung vor. Die Konzentration unterschiedlich stickstoffhaltiger Verbindungen in der Bodenlösung ist von verschiedenen biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen abhängig. Der Ab- und Einbau verläuft über verschiedenste Teilreaktionen und führt in Waldökosystemen zur Bildung von Humusaufgaben. Bakterien, Pilze, Insekten und Pflanzen wetteifern um aufnehmbare Stickstoffverbindungen – in stabilen Ökosystemen wird vor allem Stickstoff als besonders wertvolles Nährelement nahezu vollständig recycelt – Verluste (Austräge) treten kaum auf, das Grundwasser bleibt unbelastet. Stickstoff kann durch Immobilisierung (vor allem durch Mikroorganismen) den Baumwurzeln entzogen werden, schlussendlich wird aber durch Mineralisation (Aminisierung und Ammonifikation)  $\text{NH}_4^+$  oder durch Nitrifizierung  $\text{NO}_3^-$  für Pflanzen verfügbar (vgl. Abbildung 10).

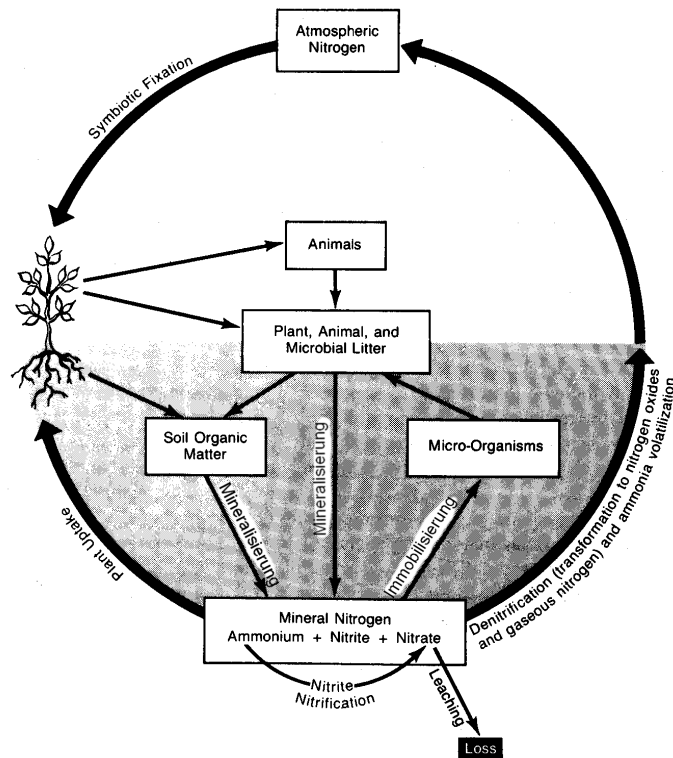
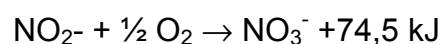
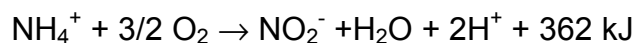


Abbildung 10: Stickstoffkreislauf der Ökosphäre

#### 4.1.1 Nitrifikation

Durch die Nitrifikation werden  $\text{NH}_4^+$  unter aeroben Bedingungen zu  $\text{NO}_3^-$ , Wasser und  $2\text{H}^+$  umgewandelt – der Rhizosphären-pH-Wert sinkt aufgrund der Protonenproduktion. Die Nitrifikation erfolgt über zwei Stufen (Scheffer-Schachtschabel, 1998):



Die Ammoniumoxidation erfolgt hauptsächlich durch *Nitrosomonas* spp. zu Nitrit und weiter durch *Nitrobacter* spp. zu Nitrat.

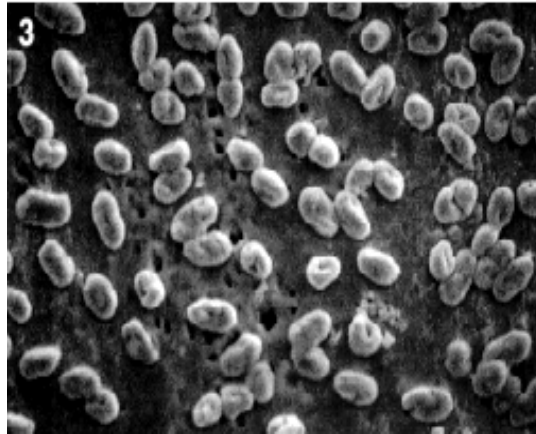


Abbildung 11: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme: *Nitrosomonas europaea* (IRW des Forschungszentrums Jülich)

Die Stickstoffverluste während der Nitrifikation sind gering - (gasförmig als NO bzw.  $N_2O$ ). Nitrifizierer sind über einen großen Temperaturbereich aktiv, der optimale Temperaturbereich für die Nitrifikation liegt zwischen 25 und 35 °C, Nitrifikation findet aber selbst noch bei Temperaturen von 0 bis 2 °C statt. Der optimale Boden-pH-Wert liegt zwischen 5,5 und 8 (Scheffer-Schachtschabel, 1998). Untersuchungen an ungestörten Bodenprofilen zeigten jedoch, dass das Temperaturoptimum für die Nitrifikation bei 11 °C liegt und die Anzahl der Nitrifizierer mit steigenden Temperaturen abnimmt. Daher ist anzunehmen, daß die optimalen Temperaturbereiche für die Nitrifikation bisher eher überschätzt wurden (Carnol und Ineson, 1999). Die Nitrifikation wird aber grundsätzlich durch niedrige pH-Werte, niedrige Bodentemperaturen und niedrige Sauerstoffgehalte behindert (St. Marie und Pare, 1999, Rudebeck und Persson, 1998), wodurch die  $NH_4^+$ -Ernährung in sauren, kalten Böden an Bedeutung gewinnt.

In gut belüfteten Böden ist die  $NH_4^+$ -Konzentration in der Bodenlösung im allgemeinen gering.  $NH_4^+$  wird als Kation an den negativ geladenen Austauscheroberflächen der Bodenkolloide adsorbiert und bleibt so austauschbar pflanzenverfügbar. Es kann aber in silikathältigen Böden auch in den Tonmineralen fixiert werden und steht somit dem Ernährungspool nicht mehr zur Verfügung. Autotrophe Nitrifikation von *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* und heterotrophe Nitrifikation in sauren Böden von verschiedenen Bakterien und Pilzen, sowie biogene Immobilisierung von verschiedensten Mikroorganismen, welche  $NH_4^+$  dem  $NO_3^-$  vorziehen, verringern die  $NH_4^+$ -Konzentration in der Bodenlösung.

#### 4.1.2 Denitrifikation

Als Denitrifikation wird die Reduktion von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) zu Stickstoffoxiden ( $\text{NO}_x$ ) und molekularem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) vorwiegend durch verschiedene Bakterien bezeichnet; sie dient der Energiegewinnung dieser Mikroorganismen bei vorherrschendem Sauerstoffmangel (reduzierende Bedingungen). Der gasförmige Stickstoffverlust durch Denitrifikation wird nur bei hoher Stickstoffzufuhr unter gleichzeitig staunassen Bedingung relevant (Tabelle 10).

Tabelle 10: Potentieller N- Verlust von zugeführtem N-Dünger durch Denitrifikation (Peoples et al., 1995)

	organ. Substanz	gute Belüftung	mittlere Belüftung	schlechte Durchlüftung
Sand, sandiger Lehm	< 2%	2-9	4-14	6-30
Lehm, sandiger toniger Lehm, schluffiger Lehm	2-5 %	3-16	6-20	10-45
toniger Lehm, schluffig ton. Lehm, Ton	> 5%	4-20	10-25	15-55

Weitere wichtige Faktoren, die die Denitrifikationsraten steuern sind: die Temperatur (Denitrifikation beginnt bei etwa 5 °C und erreicht maximale Werte bei 65-70 °C); der pH-Wert (Denitrifikationsrate ist besonders hoch im Bereich zwischen pH 6 und 8); die Nitratkonzentration und das Vorhandensein von Nitrifikationshemmern (Scheffer-Schachtschabel, 1998). Die Denitrifikationsrate hängt auch von der Form des ausgebrachten Düngers oder stickstoffhaltigen Auftaumittels (fest oder flüssig), von der mikrobiellen Population (Aktivität) und dem organischem Kohlenstoffgehalt (als N-Träger) des Bodens ab (Paramasivam S., Alva A. K., Prakash O. 1998). Diese Form der Stickstoffumsetzung kann warmen, nassen Böden den zugeführten pflanzenverfügbaren Stickstoff in kurzer Zeit durch  $\text{N}_2$ -Ausgasung entziehen.

Die Höhe der Denitrifikation bei erhöhter Zufuhr von 30 kg N/ha/Jahr in Form von Ammoniumnitrat wurde in einem Fichtenbestand in der Schweiz untersucht. Die Denitrifikation erhöhte sich mit steigender Bodentemperaturen und steigendem Boden-pH-Wert bei gleichzeitig sinkendem Redoxpotential (höhere Wassersättigung). Die Denitrifikationsrate wurde durch die N-Zufuhr von 1,7 auf 2,9 kg

N/ha/Jahr gesteigert, die höchste erreichte Denitrifikationsrate betrug 13,6 g N/m<sup>2</sup>/T (Mohn et al., 2000).

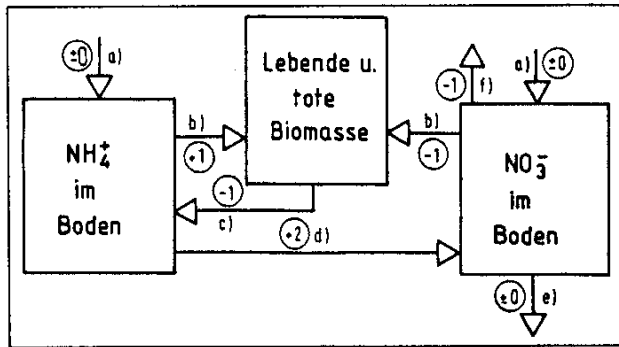
Hohe Salzkonzentrationen (aride Gebiete, streusalzbelastete Böden) verringern Nitrifikation, Ammonifikation und mikrobielle NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Assimilation: somit nimmt die N-Transformation exponentiell mit zunehmender Salzkonzentration ab. Die NO<sub>2</sub> Emission nimmt hingegen zu, hervorgerufen durch eine Entkoppelung der Nitrifikations- oder Denitrifikationsprozesse (Low et al., 1997).

## 4.2 Ionengleichgewichte und Protonenkreislauf

70% des Ionenbedarfs von Pflanzen besteht aus NH<sub>4</sub><sup>+</sup> bzw. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, was wiederum den großen Einfluss auf das Ionengleichgewicht in den Pflanzen erklärt. Die Form der N-Aufnahme spielt eine Schlüsselrolle im Kationen/ Anionengleichgewicht. Vorwiegend NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-ernährte Pflanzen weisen ein hohes Kationen/ Anionen-Verhältnis auf, während NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ernährte Pflanzen ein niedriges Kationen/ Anionen-Verhältnis besitzen. Der elektrische Ladungsausgleich innerhalb der Zellen erfolgt durch Carboxylierung (bei Kationen-Überschuss) bzw. Decarboxylierung (Anionen-Überschuss) von organischen Aminosäuren (H<sup>+</sup> bzw. HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> Abspaltung). In erster Linie hängt der energetische Aufwand einer Pflanze für die Aufrechterhaltung des elektrochemischen Gleichgewichts von der N-Assimilation innerhalb der Pflanze ab (vgl. Abb. 12).

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Ernährung bedeutet, dass je Mol aufgenommenes Ammonium 1 Mol H<sup>+</sup> in die Rhizosphäre abgegeben wird, was eine lokale Bodenversauerung bedeutet. Je nach bodenchemischem Milieu kann diese Absenkung Nährstoffe erst verfügbar machen (Tagliavini, 1995) oder phytotoxische Schadstoffe z. B. Aluminium mobilisieren. Die Nitrifikation von NH<sub>4</sub><sup>+</sup> zu NO<sub>3</sub><sup>-</sup> bewirkt eine Abgabe von 2 Mol H<sup>+</sup>. Denitrifikation und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln (OH<sup>-</sup>-Abgabe) verursacht einen lokalen Anstieg des Rhizosphären-pH-Wertes.





- a) Atmosphärischer Eintrag von NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>
- b) Pflanzenaufnahme
- c) Mineralisierung
- d) Nitrifikation
- e) Nitratauswaschung
- f) Denitrifikation

Ziffern geben die Anzahl der produzierten (+) bzw. konsumierten (-) Protonen je umgesetztes Mol Stickstoff an.

Abbildung 12: Protonenproduktion und -verbrauch als begleitende Prozesse des Stickstoffkreislaufs (aus Kölling, 1991)

### 4.3 Stickstoffaufnahme durch die Wurzel

Das Verständnis der nachfolgend dargestellten Regelkreisläufe ist grundlegende Voraussetzung für die Einschätzung der ökologischen Verträglichkeit N-haltiger Aufbaumittel in urbanen Ökosystemen.

Die Stickstoffaufnahme wird nicht nur durch die Konzentration an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden, sondern auch durch die Aktivität und Anzahl der N-Transportsysteme auf zellulärer Ebene bestimmt.

Die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Aufnahme hängt von der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration der Außenlösung und der Einwirkungsdauer auf die Wurzeln ab: die "steady-state" Aufnahmerate wird nach einigen Stunden erreicht und ist für verschiedene Pflanzen unterschiedlich.

Die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Aufnahme erfolgt als NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/H<sup>+</sup> Symport oder als NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/OH<sup>-</sup> Antiport bei niedrigen NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Außenkonzentrationen. Bei hohen NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen im Außenmedium kommt es zu einer passiven Aufnahme entlang eines elektrochemischen Gradienten via NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-spezifischer Ionenkanäle (vgl. Abb. 13).

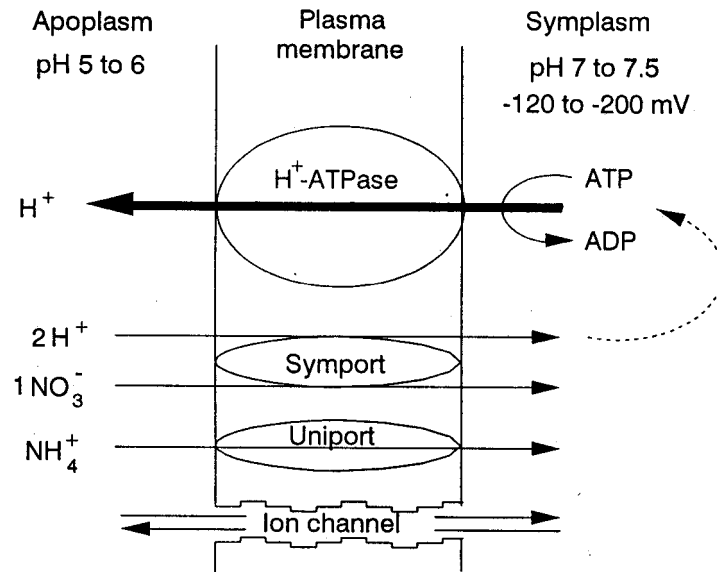


Abbildung 13: Modell der NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> Aufnahme durch die Plasmamembran und deren Koppelung mit der zellulären Protonenpumpe (H<sup>+</sup>-ATPase) aus Engels und Marschner 1995.

Die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Aufnahme durch die Plasmamembran ist bei niedrigen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Außenkonzentrationen nach neueren Erkenntnissen ein aktiver Prozess (Uniport). Bei Fichte erfolgt der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Influx bei geringer Außenkonzentration über ein hoch affines Transportsystem, das durch den N-Versorgungsstatus der Pflanze reguliert wird. Bei hoher externer NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Konzentration wird der Influx durch ein Transportsystem geringerer Affinität vermittelt, das eine lineare Abhängigkeit von der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Konzentration zeigt und das unempfindlich gegenüber dem Stickstoffstatus der Pflanze ist (Glass et al., 1997).

Durch die NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Aufnahme (Kation) kommt es zu einer pH-Absenkung in der Rhizosphäre, weil zur Aufrechterhaltung des Ladungsgleichgewichts H<sup>+</sup>-Ionen von der Wurzel abgegeben werden. Hingegen führt die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Aufnahme (Anion) zur Erhöhung des pH-Wertes im unmittelbaren Kontaktbereich Wurzeloberfläche-Bodenmedium.

Die Stickstoff-Nettoaufnahme hängt vom Genotyp, vom Energieversorgungszustand der Pflanze (Kohlenhydratversorgung, Respirationsrate), vom internen Stickstoffstatus und vom aktuellen N-Bedarf der Pflanze (Wachstum/Ruhe etc.) ab.

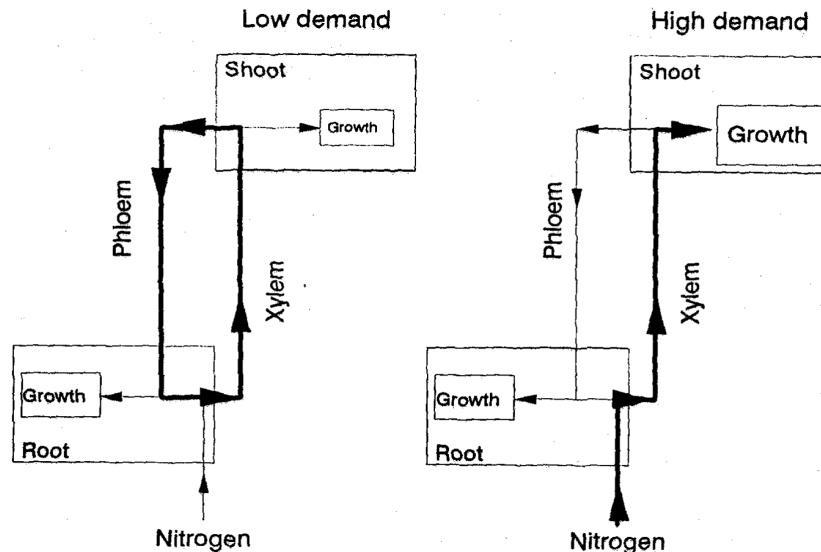


Abbildung 14: Regulation der Stickstoffaufnahme (Engels und Marschner, 1995). Bei geringem N-Bedarf des Sprosses (shoot) wird ein großer Anteil der N-Verbindungen wieder via Phloem in die Wurzeln transportiert und somit ein Signal gegeben, die N-Aufnahme zu senken; bei großem N-Bedarf werden die N-Verbindungen im Spross für das Wachstum verbraucht, geringe N-Konzentrationen im Phloem wirken als Signal, die Aufnahmerate der Wurzeln zu erhöhen.

Im Baum ist das N-Aufnahmekontrollsystem über den Kreislauf der Aminosäuren (Produkt der  $\text{NH}_4^+$ -Assimilation) und den Kreislauf von organischen Säuren (Respirationsprodukte) gesteuert (Coder, 1997). Bei einem hohen bauminternen Stickstoffstatus oder unter Stresssituationen (z. B. Trockenheit), bei denen das Wachstum (Proteinsynthese) verlangsamt wird, werden die zusätzlichen Aminosäuren nicht mehr eingebaut, sondern über das Phloem in die Wurzeln zurücktransportiert. Dort geben sie das Signal für eine Verringerung der N-Aufnahme. Erhöhte Gehalte organischer Säuren (z. B. Malat) in den Wurzeln signalisieren eine verminderte Aminosäureproduktion und steigern die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme durch die Abgabe des Carboxylat-Anions ( $\text{HCO}_3^-$ ).

Rothstein et al., 2000 untersuchten das Aufnahmevermögen für  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  an Aspe. Die  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahmerate von Aspe folgt einer Michaelis Menten Kinetik und ist bei niedrigerem  $\text{NH}_4^+$ -Angebot wesentlich höher. Die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahmerate zeigt ein initiales Sättigungsverhalten bis  $100\mu\text{M NO}_3^-$  und steigt dann linear mit zunehmender Nitratkonzentration an. Erhöhte aufnehmbare Bodenstickstoff-Gehalte erniedrigen die Kapazität für  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme deutlich.

Die Steuermechanismen für die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Werden Aminosäuren für die Proteinsynthese verbraucht, steigt die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme
- Steigt die Aminosäurekonzentration in den Wurzeln, sinkt die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme
- Steigt die Konzentration an organischen Säuren, wird die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme stimuliert
- Sinkt die Konzentration an organischen Säuren, wird auch die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme reduziert.
- In wachstumshemmenden Stresssituationen werden weniger Aminosäuren verbraucht, ihre Konzentration steigt, die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme sinkt.

#### 4.4 N-Assimilation

In die Pflanzenwurzel aufgenommenes Nitrat wird mit Hilfe des Enzyms Nitratreduktase zu Nitrit ( $\text{NO}_2$ ) reduziert. Dieser Prozess läuft normalerweise im Zytoplasma der Wurzelzellen ab. Nitrit wird sofort in die Plastiden (Zellorganellen) transportiert, um seine toxische Auswirkungen zu verhindern. Dort wird das Nitrit durch die Nitritreduktase zu Ammonium reduziert. Freies Ammonium wird aufgrund seiner toxischen Wirkung nicht gespeichert, sondern sofort in Aminosäuren für die Speicherung und für den Transport aus der Zelle bzw. im gesamten Baum eingebaut (Glutamatkreislauf).

Im Gegensatz zu Nitrit und Ammonium kann Nitrat innerhalb der Pflanzen ohne phytotoxische Risiken akkumuliert (in den Zellvakuolen) und transportiert werden. Prinzipiell kann die Nitratreduktion sowohl in den Wurzeln als auch in den oberirdischen Pflanzenorganen stattfinden. Laubbäume reduzieren Nitrat bevorzugt in den Blättern und im Stamm, wobei dieser vor allem durch die hohe Biomasse an Bedeutung gewinnt. Im Gegensatz dazu findet bei Koniferen die Nitratreduktion bevorzugt in den Wurzeln statt. Laubbäume besitzen eine höhere Nitratreduktionskapazität als Koniferen und wirken so einer Nitratauswaschung besser entgegen (Gebauer und Schulze, 1997).

Der Anteil des  $\text{NO}_3^-$ -Reduktion in Wurzel oder Spross hängt nicht nur von der Spezies, sondern auch von Alter, Temperatur,  $\text{NO}_3^-$ -Versorgung und der Transport-

rate von  $\text{NO}_3^-$  im Xylem ab. Bei hohem  $\text{NO}_3^-$ -Angebot in der Bodenlösung ist die Nitratreduktionskapazität der Wurzelzellen überfordert und  $\text{NO}_3^-$  wird im Xylem aufwärts in Richtung Spross transportiert. Die Reduktion findet dann im Xylemparenchym statt, bei exzessiver  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme erreicht  $\text{NO}_3^-$  die Blätter und wird in den Chloroplasten reduziert (vgl. Abb. 15).

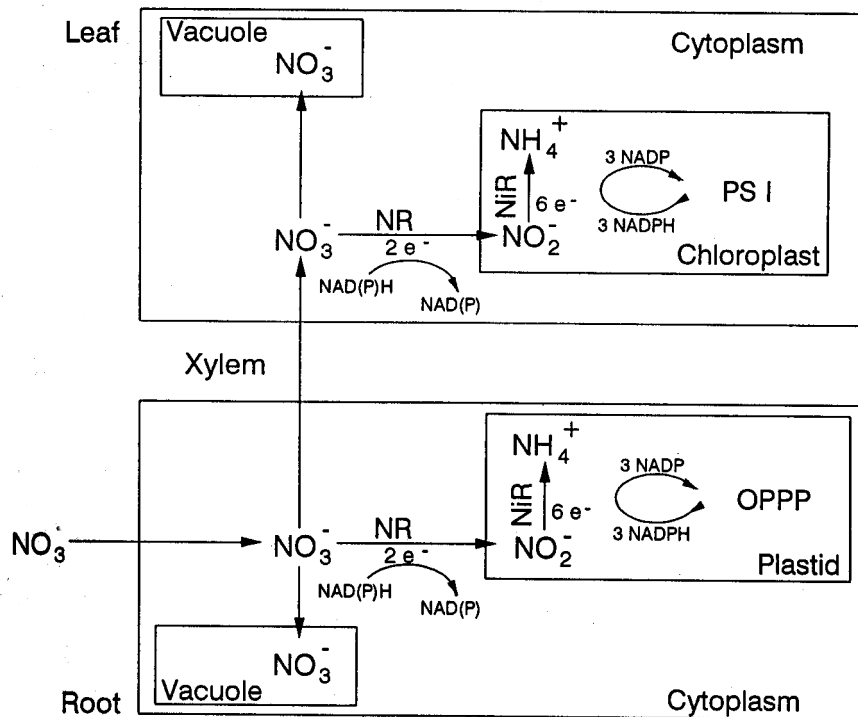


Abbildung 15: Umwandlung, Transport und Speicherung von Nitrat in der Pflanze (Engels und Marschner, 1995)

Im Gegensatz zu  $\text{NO}_3^-$  muss  $\text{NH}_4^+$  in den Wurzeln (Cytoplasma) in organische Verbindungen inkorporiert werden (N-Assimilation), da  $\text{NH}_3$  phytotoxisch wirkt und in einem pH-abhängigen Gleichgewicht mit  $\text{NH}_4^+$  steht.  $\text{NH}_4^+$  kann unter Umständen bei niedrigen pH-Werten (keine  $\text{NH}_3$ -Bildung) in der Vakuole gespeichert werden. Dementsprechend ist die Xylemsaftkonzentration von  $\text{NH}_4^+$  sehr gering. Ammonium wird nicht nur extern aufgenommen ( $\text{NH}_4^+$  über Wurzeln, symbiotische  $\text{N}_2$  Fixierung,  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme der Blätter), sondern wird auch durch Reaktionen innerhalb der Pflanze bereitgestellt (Photorespiration, Ligninsynthese, Proteinabbau in Herbstblättern). In den Blättern wird  $\text{NH}_4^+$  im Cytoplasma oder in den Chloroplasten assimiliert. Bei der N-Assimilation wird  $\text{NH}_4^+$  über Glutamin-Synthase in Glutamin bzw. weiter über Glutamatsynthase in Glutamat eingebaut, welches in den Spross transportiert und/ oder in neue Aminobausteine eingebaut wird.

Bei der  $\text{NH}_4^+$  Assimilation wird  $\text{H}^+$  generiert ( $3\text{NH}_4^+ \rightarrow 3\text{R-NH}_2 + 4\text{H}^+$ ). Da die  $\text{NH}_4^+$ -Assimilation in den Zellen der Wurzelrinde stattfindet, kann  $\text{H}^+$  direkt in die Außenlösung abgegeben werden.

Bei der  $\text{NO}_3^-$  Assimilation (vgl. Abschnitt 4.4) wird  $\text{OH}^-$  erzeugt ( $3\text{NO}_3^- \rightarrow 3\text{R-NH}_2 + 2\text{OH}^-$ ). In Abhängigkeit vom Ort der  $\text{NO}_3^-$ -Assimilation (Spross oder Wurzel) muss viel  $\text{OH}^-$  durch Carboxylation oder  $\text{HCO}_3^-$ -Abgabe durch die Wurzeln aus dem System entfernt werden. Somit beeinflusst die N-Form nicht nur den Wurzelraum-pH-Wert, sondern auch den Energieaufwand der Pflanzen um ein pH-Gleichgewicht aufrechtzuerhalten. Theoretisch wäre ein Aufnahmeverhältnis von 1  $\text{NH}_4^+$  und 2  $\text{NO}_3^-$  ideal um den Energieaufwand zu minimieren, das mag auch der Grund dafür sein, dass viele Pflanzen bei einer  $\text{NO}_3^- / \text{NH}_4^+$ -Mischernährung optimal wachsen.

#### **4.5 Wurzelwachstum**

Bäume versuchen eine Balance zwischen Sprossmasse und Photosyntheserate gegenüber der Wurzelmasse und der N-Aufnahmen zu halten. Defizite in Photosynthese bzw. Stickstoffversorgung werden durch Wachstumsanpassungen ausgeglichen. Wurzelwachstum und Wurzelmorphologie hängen sehr stark vom Level des mineralisierten Stickstoffs im Boden ab. Bei geringem N-Angebot reagieren die Pflanzen mit einem verstärkten Wurzelwachstum; dementsprechend sinkt das Spross/ Wurzelverhältnis und die Länge und Dichte der Wurzelhaare nimmt zu. Die Wurzelentwicklung reagiert nicht nur auf die Menge an anorganischem Stickstoff in der Rhizosphäre, sondern auch auf die angebotene Form. Niedrige  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen fördern die Bildung eines extensiven, feinen Wurzelsystems, hohe  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen hemmen das Wurzelwachstum - alleiniges Angebot von  $\text{NO}_3^-$  bewirkt ein kompaktes Wurzelwachstum, stickstoffverarmte Bodenzonen werden nur gering durchwurzelt (Bloom, 1997). Sinkende Spross/Wurzelverhältnisse bedeuten auch, dass weniger Bodenvolumen und damit weniger potentielle Nährstoffvorräte (P, K, Ca, Mg, etc.) erschlossen werden können, daraus kann ein einseitiger Nährstoffmangel entstehen. Zusätzlich ist die Wasserversorgung an den durchwurzeltten Raum gebunden – die Trockenstressresistenz sinkt. Dies erklärt, warum N-hältige Auftaumittel zu Imbalancen hinsichtlich Spross/Wurzelverhältnis und ungünstiger Wurzelmorphologie des Stadtgrüns beitragen können.

Ein weiterer wichtiger Aspekt im Zusammenhang mit dem Stickstoffhaushalt ist die Wurzelmykorrhizierung (Symbiose Wurzel-Pilz). Da die Pilzhyphen den Bodenraum weitaus besser aufschließen können als Wurzelhaare, liefern sie einen wesentlichen Beitrag für die Nährstofferschließung und -aufnahme durch die Pflanze. Vor allem bei P und  $\text{NH}_4^+$ , welche im Boden gering mobil sind, kann durch die Mykorrhizasymbiose die Nährstoffversorgung verbessert werden. Bei der sehr mobilen Nitratform mag die Mykorrhizierung eine untergeordnetere Rolle spielen. Zusätzlich bietet der Mykorrhizamantel einen Schutz vor pathogenen Pilzen und schädlichen Mikroorganismen. In Untersuchungen von unterschiedlichen Buchenstandorten zeigte sich, dass gesunde Bäume einen signifikant höheren Anteil lebender mykorrhizierter Feinwurzeln aufweisen, als unmittelbar benachbarte kranke Buchen (Power und Ashmore, 1994). Hyser et al., 1988 fanden bei Untersuchungen von Parkbäumen in Bremen einen signifikanten Zusammenhang zwischen Kronenschädigung und Mykotrophiegrad, d.h., dass Baumarten, die in obligater Symbiose mit Ektomykorrhizapilzen leben, auf umweltbelastende Stoffe besonders empfindlich reagieren und dann auch meist als erste geschädigt werden (Heyser et al., 1988). Eine Zusammenfassung über die Auswirkung von Mykorrhizierung auf Wasser- und Nährstoffaufnahme von Waldbäumen findet sich in George und Marschner, 1996.

## **4.6 Exzessive N-Versorgung**

### **4.6.1 Ammoniumtoxizität**

#### **4.6.1.1 Grenzwerte und Gleichgewichte**

Hohe Stickstoffzufuhr wirkt sich in vielerlei Hinsicht negativ auf Pflanzen und Umwelt aus. Grobe Informationen über die Beziehung zwischen Nährstoffversorgung und Wachstum sind der nachstehenden Abb. 16 zu entnehmen – allerdings sind solche klaren „Grenzen“ oft nur in Nährlösungsexperimenten unter kontrollierten Bedingungen nachzuweisen. In vielen Untersuchungen wird nicht zwischen Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) unterschieden und oft unter dem Begriff Ammoniumtoxizität zusammengefasst (Fangmeier et al., 1994).

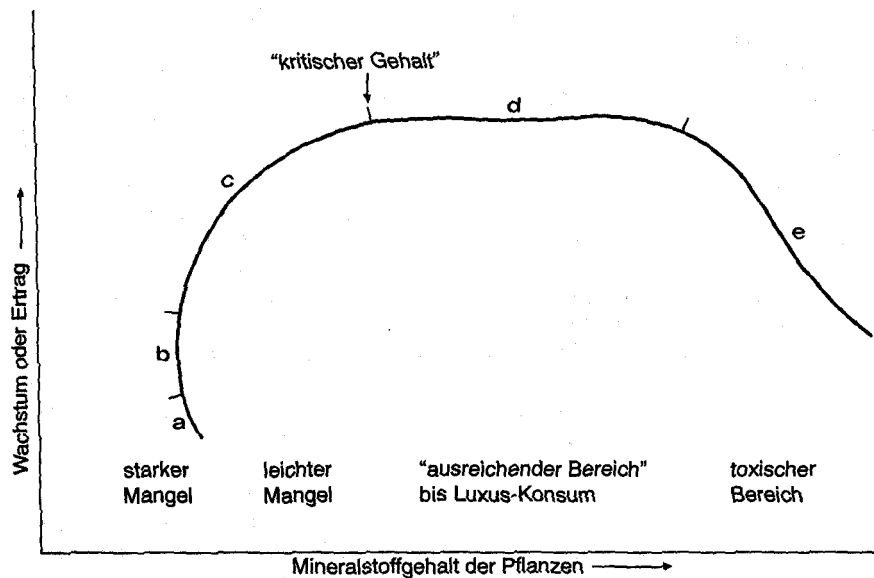


Abbildung 16: Beziehung zwischen Nährstoffgehalt der Pflanzen und Wachstum (Ertrag) bei steigendem Angebot (aus Bergmann, 1993)

Erhöhte  $\text{NH}_3^+$ -Konzentrationen können toxisch für Pflanzenwurzeln sein. (Feng, Yan und Schubert, 1997). Die toxischen Konzentrationen von  $\text{NH}_3^+$  in den Pflanzen können durch übermäßige  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme (Wurzeln und Blätter) oder durch Aufnahme gasförmigen Ammoniaks über die Blätter erfolgen. Die gasförmige  $\text{NH}_3^+$ -Schädigung tritt in erster Linie im lokalen Bereich landwirtschaftlicher Grossbetriebe (Tierzucht) oder Düngemittelfabriken auf.  $\text{NH}_3^+$ , der über das Blatt aufgenommen wird, löst sich im Wasserfilm des Mesophylls und bildet ein  $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewicht. Dort wird er dann in den Stickstoffkreislauf ( $\text{NH}_4^+$ -Assimilation) eingebunden und an Ort und Stelle über den Glutamatkreislauf in Aminosäuren eingebaut. (Fangmeier et al., 1994). Da  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  im Gewebe nicht ohne Schädigung gespeichert werden kann, wird es sehr rasch assimiliert. Daher beruht die eigentliche  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -Toxizität auf der Überlastung der  $\text{NH}_4^+$ -Assimilationskapazität der Pflanze.

Ammoniak ist in Wasser leicht löslich und steht mit Ammonium in einem temperatur- und pH-abhängigen Gleichgewicht. Bei steigenden pH-Werten nimmt der  $\text{NH}_3$ -Anteil rasch zu. Der relative Anteil von  $\text{NH}_3$  an der Summe ( $\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ ) beträgt 0,1 % bei pH 6 und 50 % bei pH 9 (vgl. Abb. 17).



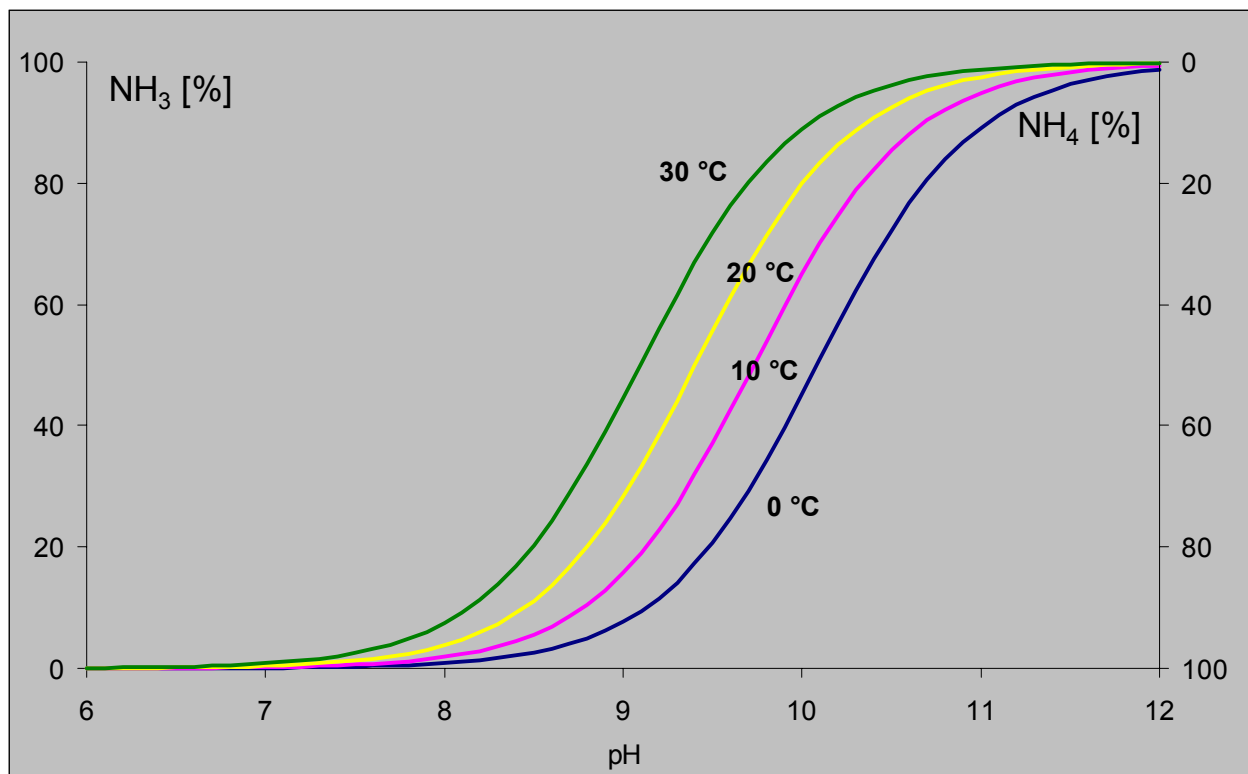
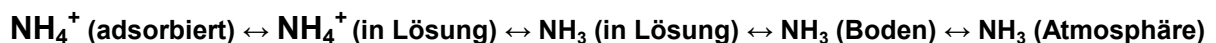


Abbildung 17:  $\text{NH}_3$ -  $\text{NH}_4^+$  Gleichgewicht (mol) in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur der Lösung (EPA Report 1998)

Die Gleichgewichtsreaktion für Ammoniak (Boden - Atmosphäre) kann wie folgt dargestellt werden:



In sauren Waldböden ist eine  $\text{NH}_3$ -Aufnahme über das Wurzelsystem daher unwahrscheinlich. Bei hohen Boden-pH-Werten, wie sie in Stadtböden häufig vorliegen, können hohe  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen toxisch auf Wurzeln wirken (siehe Gleichgewichtsreaktion).

#### 4.6.1.2 Chemisch-Physiologische Auswirkungen in den Pflanzen

Hohe externe gasförmige  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen verursachen Ätزشäden an der Kutikula. Pflanzenintern fungiert  $\text{NH}_3$  als Elektronenakzeptor. Dadurch wird der Elektronentransport durch Zellmembranen gehemmt, es sättigt Membran-Lipide und führt somit zu Funktionsstörungen, bei hohen Konzentrationen kommt es zu direkten Nekroseschäden.

Die  $\text{NH}_4^+$ -Assimilation benötigt Kohlenhydratskelette und Energie (ATP). Hohe  $\text{NH}_4^+$ -Assimilationsraten treten somit in Stadien hoher metabolischer Aktivität, z. B. in Wachstumsperioden und in Situationen mit hohen Photosyntheseraten (Einstrahlung, Temperatur, Wasserversorgung) auf.

Bei der Detoxifikation von  $\text{NH}_4^+$  steigt der Gehalt an organischen Stickstoffverbindungen. Die Detoxifikation ist dann am effektivsten, wenn kleine Kohlenstoff-Skelette verbraucht werden, wenn Stickstoff in Ketten mit einem niedrigen C/N Verhältnis eingebaut wird (z. B. Arginin, Prolin). Das Spektrum der Aminosäuren- und Proteinfractionen verändert sich vgl. Abb. 18); es kommt zu einer Konzentrationszunahme N-haltiger Verbindungen. Solange das Gewebe nicht geschädigt ist, nimmt auch die Chlorophyllkonzentration zu (dunkelgrüne Färbung).

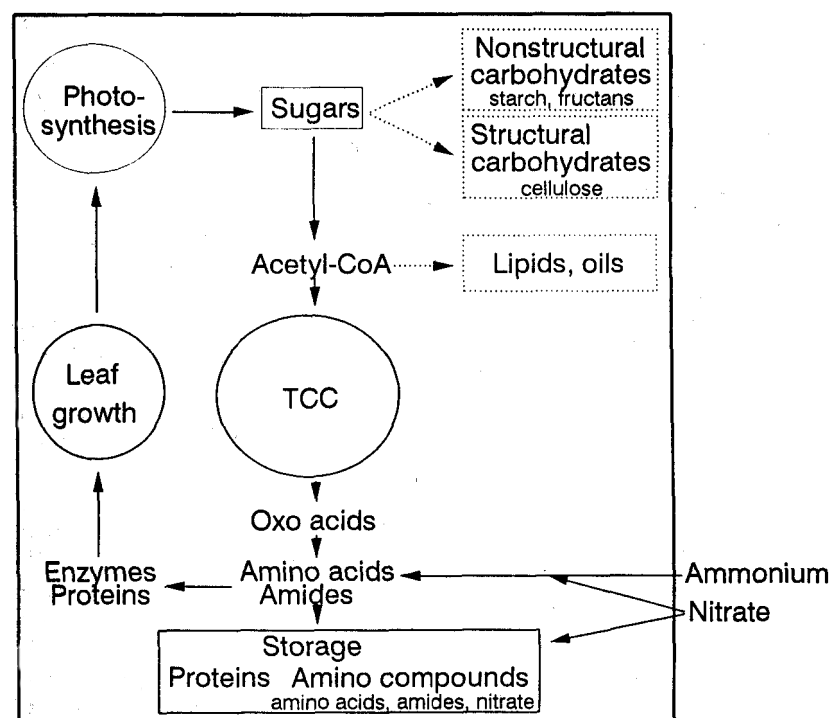


Abbildung 18: Auswirkungen hoher N-Versorgung auf physiologische Parameter. → verstärkte Reaktion/Produktion, → verminderte Produktion (Engels und Marschner 1995)

N-betonte Pflanzenernährung ändert die Qualität der Zellinhaltsstoffe, die Pflanzen werden für Pathogene attraktiv, Zuckergehalt und Gehalt an Aminosäuren ist erhöht, auch Pflanzensauger (z. B. Blattläuse) oder blattfressende Insekten werden ange-lockt. Reservestoffe (Lipide, Stärke) werden vermindert produziert. Aufgrund der ver-

minderten Kohlenhydratsynthese ändert sich die Gewebestruktur, da weniger Zellulose produziert wird.

Höhere Polyaminkonzentrationen, eine Entkoppelung der Photophosphorylierung und der Einfluss der  $\text{NH}_4^+$  Ernährung auf Osmoregulation sind in ihren Auswirkungen noch unklar. Ebenso können Sauerstoffradikale (die bei der  $\text{NO}_3^-$ -Reduktion geschluckt werden) bei exzessiver  $\text{NH}_4^+$ -Ernährung negative Auswirkungen haben. Somit kann derzeit kein einzelner Mechanismus als Erklärung für die  $\text{NH}_4^+$ -Toxizität herangezogen werden (Gerendas et al., 1997), es handelt sich vielmehr um zahlreiche synergistische und antagonistische Wirkmechanismen.

#### 4.6.1.3 Ammoniumüberschuss und Wachstum

Hohe Stickstoffzufuhr verändert die Pflanzenmorphologie. Wie bereits erwähnt, fördert Stickstoffübersversorgung übermäßige Blattbildung und Stengellängen z.B. bei Gräsern und Getreide (Abb. 19). Das Sprosswachstum wird allgemein gefördert - das Spross/Wurzelverhältnis steigt, was wiederum gravierende Auswirkungen bezüglich Wasser- und Nährstoffversorgung hat.

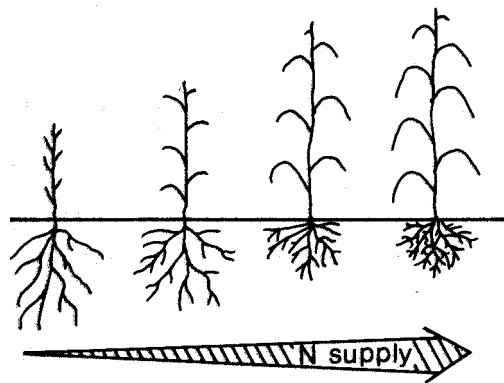


Abbildung 19: Einfluss der Stickstoffversorgung auf das Spross- und Wurzelwachstum (aus Marschner 1990).

#### 4.6.1.4 Einfluss auf die Aufnahme anderer Mineralstoffe

Aufgrund eines einseitig hohen  $\text{NH}_4^+$ -Angebotes in der Bodenlösung wird die Aufnahme anderer Kationen kompetitiv auf Wurzelebene behindert. Die gegenläufige  $\text{H}^+$ -Abgabe ins Außenmedium bei  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme senkt den pH-Wert in der

Rhizosphäre und kann dadurch vor allem in sauren Böden pflanzenschädliche Metalle lösen (z. B. Aluminium); andererseits können bei von vornherein hohem pH-Wert im Boden dadurch wichtige Spurenelemente besser verfügbar werden (vgl. Abschnitt 4.2). Am Kationenaustauschkomplex kann es durch Anlagerung von  $\text{NH}_4^+$  zur Verdrängung anderer Kationen kommen, die wiederum mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden können. Begleitkation ist häufig das  $\text{NO}_3^-$ , das so in Quellwässern gelangen kann.

Innerhalb der Pflanze kann es durch das angeregte Sprosswachstum (vgl. Abschnitt 4.6.1.3) indirekt zu Nährstoffungleichgewichten kommen („Verdünnungseffekt“) aber auch direkt durch einseitig hohe N-Gehalte.

In landwirtschaftlichen Kulturen ist der erhöhte  $\text{NO}_3^-$ -Gehalt essbarer Pflanzen zu beachten (Speicherung), da nach deren Genuss im Körper kanzerogene Nitrosamine gebildet werden können.

Wurzelmykorrhizapilze werden von ihrem Wirt (Baum) mit Assimilaten (Kohlenhydrate) versorgt. Da aber die  $\text{NH}_4^+$ -Assimilation Kohlenstoffketten verstärkt benötigt, werden die Symbionten schlechter versorgt. Viele Felduntersuchungen haben gezeigt, dass eine Walddüngung den Mykorrhizabesatz vermindern kann, was wiederum negative Auswirkungen auf die Nährstoffaufnahmen mit sich bringt.

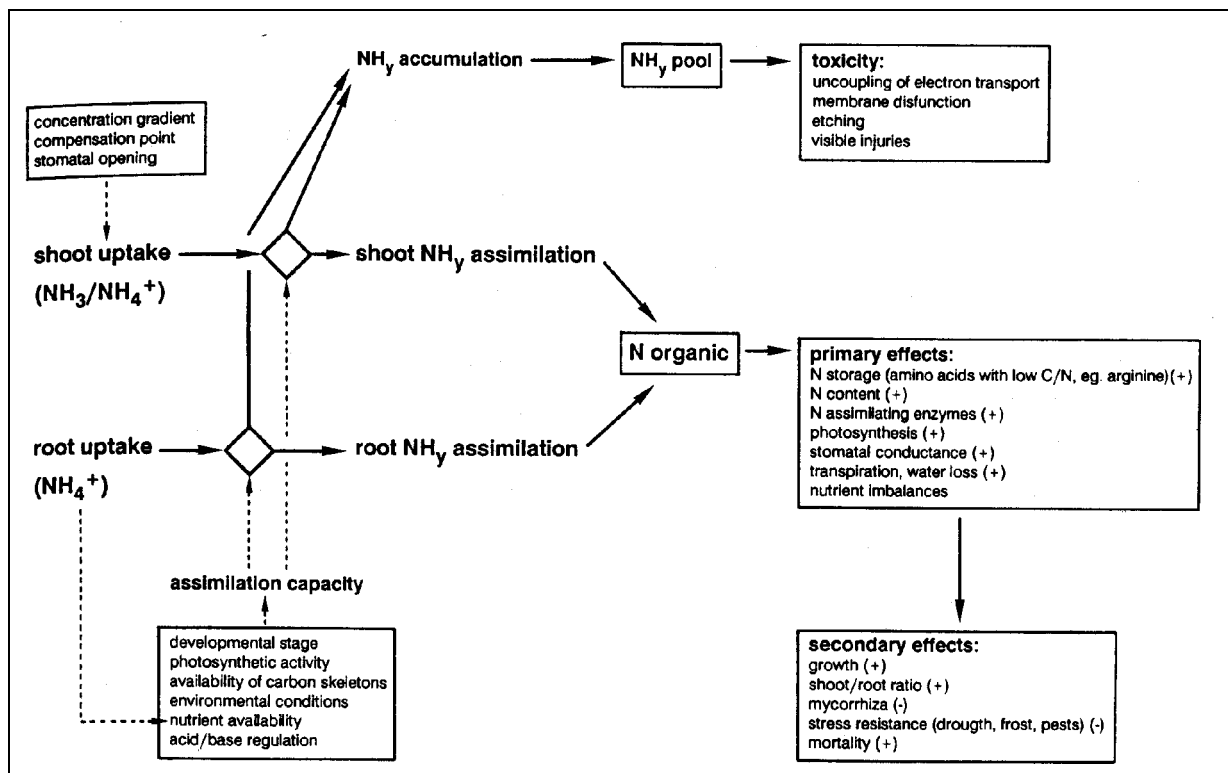


Abbildung 20: Metabolismus und Auswirkungen von  $\text{NH}_4^+$  (Fangmeier et al., 1994)

Derzeit gibt es noch keine eindeutige Erklärung der negativen Auswirkungen hoher  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen auf das Pflanzenwachstum. Kationendefizite, absinkender Rhizosphären-pH-Wert bei  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme, intrazelluläre pH-Änderung scheinen nicht die alleinigen, ausschlaggebenden Gründe dafür zu sein.

In Abb. 20 sind einige Zusammenhänge zwischen einseitiger Ammonium-Versorgung und ausgewählten Pflanzenparametern zusammengestellt.

#### 4.6.1.5 Einfluss hoher Stickstoffgaben auf die Stressresistenz

Hinsichtlich der Resistenz von Pflanzen gegenüber verschiedensten Stressoren kommt Stickstoff eine hohe Bedeutung zu: Einseitig betonte Stickstoffernährung führt nahezu ausnahmslos zu einer erhöhten Stressanfälligkeit der Pflanzen. Vielfach wird auf ausgewogene Verhältnisse zwischen Stickstoff und Kalium hingewiesen, die für resistente Eigenschaften entscheidend sind. Ganz allgemein wird Kalium eine resistenzerhöhende Wirkung zugeschrieben. Durch optimale Proteinbildung kann die Resistenz von Pflanzen gefördert werden, durch Anhäufung niedermolekularer Stickstoff-Verbindungen - diese werden bei übermäßiger  $\text{NH}_4^+$ -Assimilation gebildet - und gleichzeitigem Mangel anderer Elemente wirken übermäßige N-Gaben resistenzmindernd (Scheffer-Schachtschabel, 1998)

#### a) Trockenheit

Die verminderte Trockenresistenz bei hoher N-Zufuhr ist einerseits auf das höhere Spross-Wurzelverhältnis zurückzuführen, andererseits führt der gesteigerte Bedarf an Kohlenstoff für die  $\text{NH}_4^+$ -Assimilation zu einer erhöhten  $\text{CO}_2$ -Aufnahme und damit zu einer längeren Öffnung der Spaltöffnungen auch bei Trockenheit. Gleichzeitiger Wasserverlust durch Erhöhung der Transpiration wird in Kauf genommen. Versuche von Nilsen, 1995 zeigten bei Fichtenbeständen einen klaren Zusammenhang zwischen Trockenstress und erhöhter N-Zufuhr. Wachstumsrückgänge (geringere Baumhöhen, geringere Baumdurchmesser) waren am stärksten bei hohen Stickstoff-behandlungen ausgeprägt.

Die Ursache des erhöhten Trockenstress liegt in der Mehrzahl der Fälle nicht in einer verminderten Trockenresistenz an sich, vielmehr wird die Transpiration aufgrund der oben beschriebenen Entkoppelung gesteigert. Aber auch aufgrund größerer Nadelmassen, die vorerst bei Stickstoffzufuhr gebildet werden und einfach mehr Wasser verbrauchen, kommt es zu einem unbalanzierten Wasserhaushalt der Pflanzen. Synergistisch bewirkt dies nachfolgend ein geringeres Wasserpotential, verminderte Nährstoffaufnahme und damit schlechteres Wachstum.

In Schweden wurde der Einfluss der N-Ernährung von Fichte auf den Nährstoffstatus und die Trockenresistenz untersucht (Rosengren-Brinck und Bengt, 1995). Dabei stellte sich heraus, dass mit Ammonsulfat behandelte Pflanzen (100 kg N als  $\text{NH}_4\text{SO}_4/\text{ha/a}$ ) gegenüber Trockenheit anfälliger sind als jene, die mit N-freien Düngemitteln behandelt wurden.

Fortlaufende anthropogen bedingte N-Deposition erhöht zwar die Wuchsleistung, führt aber auf der anderen Seite zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Trockenperioden (Rosengren-Brinck und Bengt, 1995).

#### b) Frost

Die Frostresistenz kann durch die veränderte Zusammensetzung der Zellinhaltsstoffe infolge von N-Überschuss herabgesetzt werden. Durch die Verlängerung der Wachstumsperiode bei hoher N-Versorgung sind solche Pflanzen oder Pflanzenteile

besonders empfindlich gegenüber Frühfrösten. Niedrige Nährstoffgehalte bzw. schlechte Nährstoffversorgung erhöhen die Frostresistenz (Jalkanen et al., 1998). Andererseits kann durch Düngung von Pflanzen trotz verlängerter Wachstumsperiode die Frosthärte erhöht werden, wenn die Nadelgehalte im Bereich einer optimalen N-Ernährung bleiben (Rikala und Tapani, 1997). Spinner et al., 1996 stellte für Buchenjungepflanzen einen optimalen Blatt-N-Gehalt von 18-20 mg/g fest. Höhere Gehalte senken die Winterfrostresistenz und führen zu Wuchsdepressionen. Frostschäden an Stämmen (Rindennekrosen) von Eichen werden durch erhöhte N-Zufuhr verstärkt (Thomas und Blank, 1996).

#### c) Pathogene

Erhöhte Blattstickstoffgehalte erhöhen die Abundanz von Insekten, da ihre Nahrungsqualität verbessert ist. Pilzinfektionen werden gefördert, da die Krankheitserreger leichter strukturschwaches, weniger verholztes, weniger sklerenchymatisches Pflanzengewebe durchdringen und sich besser darin entwickeln können. Einseitig mit Stickstoff gedüngte Buchen hatten signifikant mehr Rindenläsionen als andere Behandlungen. Bäume mit Läsionen scheinen eine geringere Frosttoleranz als unbeschädigte Bäume aufzuweisen (Jönsson A. M., 2000).

Buchen wurde signifikant mehr von Pathogenen und anderen Krankheiten (Pilze und Blattläuse) befallen, wenn sie mit N gedüngt wurden (Flückiger und Braun, 1998).

### **4.6.2 Reaktionen von Bäumen auf erhöhte N-Einträge**

Hier seien noch einmal die wichtigsten Reaktionen von Holzgewächsen auf erhöhtes Stickstoffangebot aufgelistet:

- Verstärktes Sprosswachstum
- Stimulation des Blattwachstums
- Sensibilität des Photosynthesystems und der Spaltöffnungen gegenüber Trockenstress
- Verlängerte Vegetationsperiode
- Erhöhte Frühfrostgefährdung
- Verminderte Stärkeproduktion (Reservestoffe)

- Verminderte Produktion von Strukturmaterial (Zellulose)
- Verminderte Kohlenhydratverlagerung in die Wurzeln
- Geringere Kohlenstoffspeicherung in den Wurzeln
- Verminderte Reaktionsfähigkeit der Wurzeln gegenüber Schädigungen und Stress
- Verringerte Kälteresistenz des Wurzelsystems
- Erhöhter N-Aminosäuren Gehalt
- Erhöhter Zuckergehalt
- Erhöhte Nahrungsqualität für fressende und saugende Insekten
- Geringere Widerstandsfähigkeit gegenüber Pathogenen (gegenüber Eindringen und Verbreitung in der Pflanze)

#### **4.6.3 Auswirkungen hoher Stickstoffeinträge auf Waldökosysteme**

Nachfolgend sind Ergebnisse zahlreicher wissenschaftlicher Arbeiten angeführt, die diesen Themenbereich behandeln und konkrete Zahlenangaben zur Evaluierung und Modellierung der ökologischen Auswirkungen stickstoffhaltiger Auftaumittel liefern.

##### 4.6.3.1 Atmosphärische Stickstoffdeposition

Die Stickstoffdeposition in Europa reicht von <10 bis zu mehr als 75 kg N/ha/J. Bei Untersuchungen von 65 Forstflächen in Europa stellte sich heraus, dass unter einem Schwellwert von 10 kg N/ha/J keine signifikante Auswaschung von Stickstoff stattfindet, bei Zufuhren von 10 bis 25 kg N/ha/J kommt eine N-Auswaschung in einigen Gebieten vor, bei mehr als 25 kg N-Eintrag/ha/J wurde in allen Untersuchungsgebieten signifikante Stickstoffauswaschung vorgefunden. Der Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser ist eindeutig mit dem Stickstoffeintrag korreliert. (Diese und Wright, 1995).

In den 90er Jahren wurden an österreichischen Waldstandorten zwischen 1,2 und 20,9 kg SO<sub>4</sub>-S und 2,4 bis 28 kg N-Einträge pro ha und Jahr gemessen (Smidt und Englisch, 1998).



Im Fichtelgebirge betragen die N-Depositionsraten zwischen 20 und 45 kg N/ha/a. Die hohen N-Immissionen tragen, sofern sie nicht von den Beständen aufgenommen werden, durch  $\text{NO}_3^-$ -Austrag massiv zur Bodenversauerung bei (Kaupenjohann und Zech, 1989). Verdünnungseffekte bezüglich Mg hervorgerufen durch verstärktes Wachstum wurden dort nicht beobachtet. Puech und Mehne-Jakobs, 1997 stellten fest, dass bei ammoniumdominierter Stickstoffernährung auftretende Mg-Mangelschäden auf einen auf Wurzelebene stattfindenden Kationenantagonismus und weniger auf direkte phytotoxische Effekte des  $\text{NH}_4^+$  beruhen. Katzensteiner, 1992 zeigte, dass es in Fichtenwaldökosystemen im Böhmerwald sehr wohl zu Mg-Verdünnungseffekte durch hohe Stickstoffdeposition kommt. Hohe Immissionsraten für N verursachen zunehmend Nährstoffimbalancen, die sich auf sorptionschwachen Böden als Mg-Mangel manifestieren. Grund dafür sind Verdünnungseffekte (Wachstum) und die Auswaschung von  $\text{NO}_3^-$  zusammen mit K, Mg und Ca als Kationenpartner wie Jandl, 1996 im Wienerwald feststellte.

Emmett et al., 1998 kamen bei N-Depositionsuntersuchungen zum Ergebnis, dass N-Zufuhr zur unmittelbarer  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung und Bodenversauerung führt. In sauren Böden wird dadurch Al verfügbar und erreicht toxische Konzentrationen – weiters kann der Vorfluter durch Nitrat und Aluminium belastet werden. Die Geschwindigkeit dieser Reaktionen hängt von dem N-Status des Ökosystems ab.

#### 4.6.3.2 Stickstoffeinträge durch Düngung

Zu den atmosphärischen Stickstoffeinträgen, die je nach geographischer Lage und Anströmbarkeit unterschiedlich hoch sind, kommt Stickstoff auch durch Düngemittel ins System und ruft dort vielfältige (aus ökologischer Sicht meist negative) Reaktionen hervor.

##### a) Auswaschung

Auswaschungsverluste für Nitrat betragen unter Ackerland ein mehrfaches von denen unter Grünland. Zugaben von 120-180 kg N/ha/a in Form von Gülle bewirken in Abhängigkeit von Ackerkultur und Niederschlag Austräge von bis zu 40-60 kg Nitrat-Stickstoff pro ha und Jahr; unter Grünland 1/10 davon (Eder, 2000).

Zugaben von umgerechnet 300 kg N/ha als leichtlöslicher NPK-Dünger zu Bodenlysimetern befüllt mit einem Rendsina-Substrat (pH=7,1) führten zu einem starken Anstieg auf 170 mg Ammoniumstickstoff bzw. 270 mg Nitratstickstoff pro Liter Bodenlösung und zu 190 mg Nitratstickstoff im Sickerwasser. Der Ammonium-Austrag war sehr gering (< 5 mg Ammoniumstickstoff pro l). Nach 28 Wochen wurden mit Wassermengen, die dem natürlichen Niederschlag entsprachen, bereits 30 % des Dünger-N ausgewaschen. Im Gegensatz dazu wurden von einem schwer löslichen Dünger trotz der hohen N-Gaben weniger als 10 % (44 mg Nitrat-N) ausgewaschen (Insam und Palojärvi, 1995).

Geringe jährliche N-Zufuhren von 7 kg flüssigem Nitratstickstoff/ha/a über 9 Jahre hinweg auf ein baumfreies nur mit Strauchvegetation bedecktes alpines Gelände zeigten, dass 90 % der  $\text{NO}_3^-$ -Zufuhr gespeichert wurden, das ist genauso viel wie auf den Kontrollflächen. Die Auswaschungsmenge hängt nur von der Höhe der Sickerwasserfrachten und den N-Konzentrationen der Niederschläge (Schneeschmelze bzw. direkt nach der Flüssig-Düngung) ab. Eine N-Sättigung des Ökosystems tritt somit bei diesen niedrigen Einträgen nicht ein. Wright und Tietema, 1995 merken aber kritisch an, dass die im System befindlichen N-Bodenvorräte rund 100 mal höher sind als die ausgebrachten N-Mengen und von nur 63 kg N wiedergefunden werden können.

Zugaben von 35 kg Ammonnitratstickstoff/ ha in einem Fichtenbestand (N-Vorrat in den Nadeln = 110 kg/ha) führte zu N-Zunahmen in allen Pflanzenteilen, zu reduzierter Retranslokation aus absterbenden Nadeln und zu einer Erhöhung der Nitrat-Auswaschung von 0,3 auf 4,2 kg N/ha/a im 3. Versuchsjahr. Die Ammoniumkonzentrationen im Boden stiegen bis 15 cm Tiefe an, Ammonium wurde aber nicht ausgewaschen. (Gundersen, 1998).

Sehr hohe N-Gaben zwischen 480 und 2400 kg in Form von Harnstoff über 20 Jahre führten zu überraschend geringen Auswirkungen auf die Nährstoffversorgung von Fichtenpflanzen: 13 Jahre nach der letzten Anwendung wurden 25-50 % der höheren N-Düngung im Boden und Bestand wieder gefunden. Versauerungs- und Auswaschungseffekte waren nach 13 Jahren nicht nachweisbar, obwohl 600-1.800kg

N/ha aus dem System ausgetragen wurden (Nohrstedt, Jacobson und Sikström, 2000).

Meiwes, Merino und Beese, 1998 untersuchten die Auswirkungen von jährlichen Zugaben von 140 kg N und 160 kg S (als Ammonsulfat) über 11 Jahre hinweg in einem Buchenbestand. Trotz niedriger Boden-pH-Werte wurde Ammonium rasch nitrifiziert und als Nitrat über die ersten drei Jahre ansteigend in tiefere Bodenschichten ausgewaschen. Erhöhte Ammonium-Konzentrationen wurden nur bis 20 cm Bodentiefe beobachtet. Danach wurden in 100 cm Tiefe 30 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  konstant im Bodenwasser nachgewiesen. Die Sulfatgehalte erreichten erst nach 10 Jahren Konzentrationen von 96 mg/l. Trotz der andauernd hohen N-Zufuhr fanden die Autoren keine Anzeichen einer N-Sättigung des Buchenbestandes.

#### b) Versauerung, Stoffaustrag

Im gleichen Versuch mit Buche zeigten Meiwes, Merino und Beese, 1998 auch, dass Nitrifikation nach N-Zufuhr zur Bodenversauerung und zu hohen Al- und Mn-Konzentrationen in der Bodenlösung beiträgt. Ebenso stiegen die Ca- und Mg-Konzentrationen im Sickerwasser an. Die Al-Toxizität wird durch Ca-Austausch und  $\text{AlSO}_4$ -Komplexbildung verringert.

Zugaben von 550 mg N als Ammonsulfat pro Pfirsichbäumchen bei einem Boden-pH-Wert  $> 8$  führte zu einer Verringerung des Rhizosphären-pH-Wertes um 0,4 Einheiten. Durch die versauernde Wirkung der Ammonsulfatdüngung kann die Mikronährstoffverfügbarkeit bei hohen Boden pH-Werten verbessert werden (Tagliavini, Masia und Quartieri, 1995).

Zugaben von jährlich 100 kg N/ha als  $\text{NH}_4\text{SO}_4$  in einem Fichtenbestand über 6 Jahre hinweg bewirkten einen Abnahme des Boden-pH-Wertes um 0,3 Einheiten bis 50 cm Bodentiefe (Nilsson und Wiklund 1995).

In einem Gefäßversuch mit Fichte wurde durch die Zugabe von umgerechnet 700 kg Nitratstickstoff/ha der Boden-pH-Wert um mehr als 0,5 Einheiten gesenkt (George et al., 1999).

### c) Wuchsreaktionen, Mykorrhiza

Zugaben von umgerechnet bis zu 700 kg N/ha als Ammonnitrat im Gefäßversuch erhöhten das Verhältnis Spross/Wurzel signifikant. Die Untersuchung zeigte, dass Fichte selbst bei hohem internen N-Status zusätzliches Nitrat aufnehmen kann. Die N-Gehalte im Stamm waren nicht erhöht – den meisten Stickstoff akkumulierten die Nadeln. Fichte toleriert somit hohe N-Angebote ohne Schadsymptome. Die oft beobachtete Rückkoppelung hoher interner N-Gehalte aufgrund hoher interner Ammonium- oder Aminosäurenkonzentrationen konnte in diesem Versuch nicht bestätigt werden (George, Stober und Seith, 1999).

Erhöhte N-Gaben im Gefäßversuch zeigten bei im Schatten wachsenden Fichten verstärkt negative Effekte verglichen mit optimalen Licht- und Temperaturbedingungen. Das Sprosswachstum wurde nicht stimuliert, das Wurzelwachstum wurde aber stark eingeschränkt. In die Nadeln wurde deutlich weniger P und K aufgenommen. Die N-Gehalte von Nadeln und Wurzeln waren unphysiologisch erhöht (George et al., 1999).

Erhöhte N-Gaben (umgerechnet 700 kg N als Ammoniumnitrat/ha) verringerten im Gefäßversuch bei Fichte die Stärkeproduktion in Nadeln und Wurzeln und verringerten den Saccharosegehalt der Nadeln. Das deutet auf einen Wechsel des Kohlenstoffflusses von der Stärkebildung weg zu erhöhten Kohlehydratproduktion für die N-Assimilation und das Sprosswachstum. Parallel dazu wurden indirekte Hinweise auf eine verminderte Ektomykorrhizierung gefunden: wahrscheinlich Ergebnis einer wechselnden Photoassimilatversorgung bei steigender N-Zugabe (Wallenda et al., 1996).

Douglasien wurden 2 Jahre lang mit 120 kg N in Form von Ammonsulfat gedüngt. Das Sprosswachstum wurde gefördert und die Transpiration erhöht. Die hohe Ammonium-Zugabe führte zu einem starken Versauerungseffekt, wodurch die Wurzeln geschädigt (hohe Al-Konzentrationen) und die Wasseraufnahmekapazität herabgesetzt wurde. Zusätzliche harmonische Nährstoffgaben führten aufgrund des Salzeffektes zu Wurzelschäden und zum Absterben von Pflanzen (De Visser, Keltjens und Findenegg, 1996).

Zugaben von jährlich 100 kg N/ha als  $\text{NH}_4\text{SO}_4$  über 6 Jahre hinweg in einem Fichtenbestand führten zu einem Rückgang der lebenden Feinwurzelmasse im Auflagehumus auf 1/3 der Kontrolle, was aber nicht notwendigerweise verminderte Wurzelvitalität bedeutet, auch eine verstärkte Turnover-Rate kann angenommen werden. Sulfat wurde anfangs vollständig im Boden gespeichert, nach 5 Jahren wurde es in den selben Raten ausgewaschen wie eingetragen. (Nilsson und Wiklund 1995)

Die bereits beschriebene Langzeitstudie von Meiwes et al., 1998 mit jährlichen Zugaben von 140 kg N/ha und 160 kg S/ha in Form von Ammonsulfat in einem Buchenbestand erhöhte die ohnedies hohen N-Blattgehalte von 27 mg/g bei den Kontrollbäume nur leicht auf 30 mg/g bei den behandelten Bäumen. Negative Auswirkungen auf das Feinwurzelwachstum waren jedoch deutlich: 30 % weniger Feinwurzeln und eine 90 %ige Abnahme der mykorrhizierten Wurzeln im Auflagehumus waren zu beobachten. Die Gehalte an P, K und Mg veränderten sich nicht, trotz der langfristig hohen N-Zufuhr, ebenso wurde die Rückverlagerung aus seneszenten Blättern nicht beeinflusst. Es ist anzunehmen, dass die maximale N-Aufnahmefähigkeit der Buchen erreicht wurde.

Nilsen et al., 1998, untersuchte im Freilandexperiment den Zusammenhang zwischen Stickstoffangebot und Trockenheit auf Mykorrhizierung in einem Fichtenbestand. Zugaben von 5 (Kontrolle), 27 und 82 kg N als  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ /ha/Jahr (über 5 Jahre hinweg). Trockenstress erniedrigte die Mykorrhizakolonisation signifikant. Durch die N-Zugaben wurde die Mykorrhizapopulation nicht signifikant verringert, was am trotz N-Düngung niedrigen N-Versorgungsstatus der Pflanzen liegen dürfte (Nadelgehalte von  $\text{N} \leq 1,3\%$ ). Frühlings- und Sommertrockenheit führten zu Wachstumsrückgängen und die verzögerte Reaktion auf N-Zufuhr ist wahrscheinlich auf einen Kombinationseffekt von Trockenstress und Stickstoff-Stress der Wurzeln und der Mykorrhizapilze zurückzuführen (Gundersen, 1998).

Langjährige Behandlungen (22 Jahre) mit Ammonsulfat zeigten bei Fichte, dass bei 20-30 kg N/ha/a keine toxischen Effekte auftreten; bei hohen Dosen (etwa 100 kg N/ha/a) nahm zwar bei Versuchsbeginn der jährliche Zuwachs zu, nach einiger Zeit aber wieder ab. Der Volumszuwachs reagiert auf den internen N-Status entlang einer Optimumkurve (siehe auch Abbildung 16). Der erhöhte Zuwachs steht mit der vermehrten Nadelmassenproduktion im Zusammenhang. In den mit N gesättigten

Systemen erfolgte der N-Austrag in Form von Nitrat. Austauschbares K, Ca und Mg nahmen durch die N-Zufuhr ab (Tamm, Aronsson und Popovic 1995).

Untersuchungen über die Auswirkung von Ammonium- und/oder Nitrat-Ernährung junger Stieleichen zeigten, dass bei hoher Ammonium-Konzentration die Eichen signifikant geringere Blatt- und Wurzelbiomassen ausbilden. Wobei aber der Wurzel-Turnover wesentlich schneller verläuft. Die mischernährten Pflanzen wiesen den größten Zuwachs auf, nitraternährte Pflanzen nahmen eine Mittelstellung ein (Thomas und Gehlen, 1997). Zu einem völlig gegenteiligen Ergebnis kamen Bedell et al., 1997 bei Untersuchungen an Douglasie: Hier führte die Ammonium-Ernährung zu den besten Wachstumsleistungen gegenüber Nitrat und gemischter N-Ernährung. Dies ist als Hinweis auf artspezifische Unterschiede zu werten.

Kölling, 1991 fasst die Auswirkungen einer Stickstoffsättigung von Waldökosystemen wie folgt zusammen:

- Wachstumssteigerung
- Nährelement-Imbalancen (Verdünnungseffekte, kompetitive Inhibition, Auswaschung)
- Bodenversauerung
- physiologische Reaktionen (Wurzelwachstum, Mykorrhizabesatz, Frosthärte, Pathogene, Kohlenstoff- und Energiehaushalt,)
- Quantitäts- und Qualitätsänderungen des Humus
- Vegetationsänderung (Artenverschiebung)
- Grundwasserbelastung (40 kg N/ha, 400 mm Grundwasserspende, 44 mg Nitrat/l),
- Eutrophierung der Oberflächengewässer
- gasförmige Stickstoffverluste

## 4.7 Stickstoffdüngemittel, Richtlinien

Für Analogieschlüsse zur Erarbeitung eines Modells für die Anwendung N-hältiger Auftaumittel werden Rahmenbedingungen und Richtlinien für Düngemittel für holzige Gewächse zusammengefasst.

Gebräuchliche N-Düngemittel im Wald sind nach Jandl, 1993:

Kalkammonsalpeter (27 % N)

Ammonsulfat (22% N)

Kalkstickstoff (21%N)

Harnstoff (46% N)

Da überwiegend Harnstoff und Ammonsulfat als stickstoffhaltige Auftaumittel eingesetzt werden, beziehen sich die folgende Ausführungen auf diese Salze. Entsprechend dem Düngemittelregister sind Harnstoff und Ammonsulfat zugelassene handelsübliche Stickstoffdüngemittel in Österreich.

Aus den Richtlinien für eine sachgerechte Düngung im Wald sind folgende Empfehlungen zu entnehmen (Die Düngung im Wald, 1995):

N: 100 kg/ha; im Abstand von 3 – 5 Jahren einmal wiederholen

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 100 kg/ha

K<sub>2</sub>O: 100 kg/ha

Langsam und nachhaltig wirkende Düngemittel gegenüber leicht löslichen sind vorzuziehen – bei akuten Mangelerscheinungen – kann die Anwendung wasserlöslicher oder flüssiger Düngemittel zweckmäßig sein.

Für eine Kulturdüngung werden folgende Empfehlungen gegeben:

30-50 g eines N-reichen Volldüngers/Pflanze (im 1. Pflanzjahr) und

50-70 g eines N-reichen Volldüngers/Pflanze (im 2. Pflanzjahr)

Diese Mengen entsprechen bei Verwendung von Harnstoff 37-55 g N pro Pflanze; umgerechnet auf eine übliche Pflanzzahl von 2.500/ha sind das 90-140 kg N/ha.

Eine Richtlinie der österreichischen Stickstoffwerke für die Anwendung von Bestandesdüngern empfiehlt 200 kg N/ha (aus Jandl, 1993).

Aufgrund der hohen N-Immissionen ist eine Zusatzdüngung mit Stickstoff im Wald abzulehnen (Wilpert et al., 1990). Die Wiederfindungsraten von Stickstoff betragen bei Walddüngung nur 5-25 % der ausgebrachten Düngefracht und hängen von Dosierung und Wiederholung ab (Jandl, 1993).

In Pflanzgärten beträgt die von Baumschul-Gehölzen jährlich aufgenommene N-Menge oft < 50 kg N/ha/a und liegt nur selten über 100 kg N/ha/a (Dieren, 1992). Auch in den Empfehlungen für eine sachgerechte Düngung von Christbaumkulturen werden N-Bedarfsmengen von  $\leq 50$  kg N/ha/J angeführt (Baumgarten et al., 2000). In Forstplantagen ist der Zusammenhang zwischen N-Düngung Zuwachs und optimaler Umtriebsdauer besonders wichtig. Eine Modellrechnung mit plausiblen verfügbaren N-Zugaben von 50 bis 150 kg /Jahr ergibt nahezu lineare, jährliche Zuwächse von 8 bis 25 m<sup>3</sup>/J mit einer sinkenden Rotationsdauer von 21 zu 18 Jahren (Deware und Mc Murtrie 1996). Diese Zahlen müssen insofern kritisch betrachtet werden, als solche „Energieholzplantagen“ wie landwirtschaftliche Kulturen behandelt werden.

Nach dem Wasserrechtsgesetz darf die Menge des mit dem Düngemittel ausgebrachten Stickstoffs, ausgenommen sind Gartenbauflächen, für landwirtschaftliche Nutzflächen ohne Gründeckung 175 kg N/ha und für landwirtschaftliche Nutzflächen mit Gründeckung einschließlich Dauergrünland 210 kg N/ha und Jahr nicht überschreiten. Höhere N-Gaben sind laut Wasserrechtsnovelle 1990 bewilligungspflichtig. Ab 18.12. 2002 sind laut EU-Richtlinie maximal 170 kg N/ha aus Wirtschaftsdüngern zulässig.

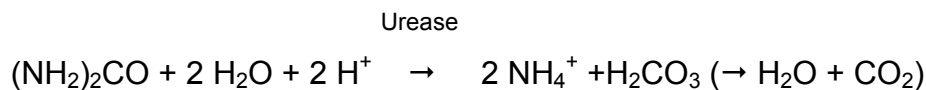
Den Richtlinien für eine sachgerechte Düngung, 2000 ist der N-Bedarf von intensiv genutzter Graswiese mit 100-210 kg N/ha bei mehreren Schnitten/Jahr angegeben. Der N-Bedarf von Zier- und Gebrauchsrasen (Schnittgut wird abgeführt) liegt bei 100-



200 kg N/ha. Besonders intensiv genutzte Golplatz-Greens benötigen bis zu 400 kg N/ha. Sträucher und Ziergehölze benötigen nach diesen Angaben bis zu 100 kg N/ha.

#### **4.6.4 Harnstoff**

Harnstoff ist eine Di-Amin-Keto-Verbindung die nach der Ausbringung des Düngers hydrolysiert wird. In Böden wird Harnstoff sehr schnell von freier und an Mikroorganismen gebundener Urease (Enzym) hydrolysiert. In Versuchen beträgt der Zeitraum für die Harnstoffhydrolyse wenige Tage bis zu mehreren Wochen (Ladewig und Jungk, 1991).



Nach Harnstoffdüngung tritt häufig ein mehrere Monate dauernder Anstieg des Boden-pH-Wertes auf (Jandl, 1993)

Ammonium wird von den Pflanzenwurzeln, von Bodenorganismen aufgenommen, als positiv geladenes Ion am Kationenaustauschkomplex adsorbiert, nitrifiziert oder es entweicht in Form von Ammoniak (NH<sub>3</sub>).

Die Hauptfaktoren für Ammoniakausgasung sind:

- NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und NH<sub>3</sub>- Konzentration der Bodenlösung
- Boden-pH-Wert
- Bodentemperatur
- Kationenaustauschkapazität
- Windgeschwindigkeit

Bodenfaktoren, die NH<sub>3</sub>- Emission fördern sind:

- Niedrige Kationenaustauschkapazität
- hoher Boden-pH-Wert
- hohe Bodenfeuchte

Umweltfaktoren, die NH<sub>3</sub>- Emission fördern sind:

- hohe Lufttemperaturen

- niedrige  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration der Atmosphäre,
- hohe Windgeschwindigkeit

Steigende Temperaturen erhöhen das  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -Verhältnis bei einem gegebenen pH-Wert, senken die Löslichkeit von  $\text{NH}_3$  in Wasser, erhöhen die Diffusion von  $\text{NH}_3$  im Boden (Sharpe und Harper, 1995) und führen zu einer vermehrten  $\text{NH}_3$ -Ausgasung nach Ammoniumdüngung.

Ammoniak wird ständig beim biologischen Abbau der organischer Substanz und von Düngestoffen im Boden produziert. Ammoniak ist bei normalen Temperaturen und atmosphärischem Druck gasförmig und entweicht schnell aus dem Boden, aus Wasser und Düngestoffen. Die gasförmigen N-Verluste aus Pflanzen finden in erster Linie als Ammoniak statt, besonders aus absterbenden Pflanzengeweben (senescente Blätter) aber auch bei der Photorespiration. Der Partialdruck der Atmosphäre bestimmt, ob  $\text{NH}_3$  aufgenommen oder abgegeben wird. Größenordnungsmäßig werden bis 20 kg N aus Weizenfeldern pro ha als  $\text{NH}_3$  emittiert. Die weitaus größeren  $\text{NH}_3$ -Verluste stammen aus dem Boden nach N-Düngung und können mehr als 50 % des zugeführten Dünger-Stickstoffs betragen.

Hohe N-Konzentrationen werden Grasland über den Urin des Weideviehs zugeführt (30-60 g/m<sup>2</sup>). Der Harnstoffgehalt beträgt 70-90 % des Urins. Dieser Harnstoff wird rasch durch Urease (freie oder mikrobiell inkorporiert) hydrolysiert (>80% in 2 Stunden). Dadurch werden der pH erhöht und hohe  $\text{NH}_4^+$ - und  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen erreicht (1000 ppm nach 24 Stunden). Aus Weideland können 10-90 kg Stickstoff/ha in Form von  $\text{NH}_3$  emittiert werden (Peoples, 1995). Hohe  $\text{NH}_4^+$ -Gehalte von mehr als 200 mg Ammonium/kg wurden in urinbelasteten Böden gefunden, die Nitrifizierung erfolgte innerhalb von 42 Tagen.  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}$ -Emissionen wurden durch die Urinzufuhr kurzzeitig (< 40 Tage) erhöht (Lovel und Jarvis, 1996).  $\text{NO}_2/\text{NO}$ -Freisetzung wird wahrscheinlich durch den Anstieg des pH-Wertes bei der Hydrolyse und die  $\text{NH}_3$ -Akkumulation induziert, da Nitrobakter, ein Mikroorganismus, der für die Oxidation von  $\text{NO}_2$  zu  $\text{NO}_3^-$  verantwortlich ist, empfindlicher auf Ammonium-Salze unter alkalinen Bedingungen reagiert als Nitrosomonas, der die Oxidation von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NO}_2$  durchführt. Hohe Nitritkonzentrationen können toxisch wirken. Unter warmen sommerlichen Bedingungen wurde etwa 1/3 des zugeführten Urin-Harnstoffs in Form

von  $\text{NH}_3$  innerhalb von 3 Tagen emittiert, die  $\text{NO}$ - und  $\text{NO}_2$ -Freisetzung war ebenfalls erhöht. Trockene und warme Bedingungen hemmen aber in Folge eine weitere Harnstofftransformation (Bronson, Sparlin und Fillery, 1999).

Aufgrund der hohen N-Verluste bei Harnstoffdüngung werden in der Landwirtschaft sogenannte Ureaseinhibitoren eingesetzt, die Harnstoffhydrolyse und damit  $\text{NH}_3$ -Verluste bzw. damit verbunden toxische Reaktionen deutlich herabsetzen.

Die negativen Auswirkungen von Harnstoff auf Saatgutkeimung und -wachstum wird durch  $\text{NH}_3$  aus der Harnstoffhydrolyse hervorgerufen. Direkte Kontaktschäden werden eher durch schädliche Harnstoffkonzentrationen auf dem Pflanzengewebe, als durch  $\text{NH}_3$  via Harnstoffhydrolyse durch Urease im Blatt hervorgerufen (Bremner, 1995). Schäden durch Harnstoffdüngung wurden auch an der Bodenvegetation im Wald beobachtet (Makkonen-Spiecker, 1989).

#### **4.6.5 Ammonsulfat**

Ammonsulfat ist ein anorganisches Salz und dissoziiert im Wasser zu  $2 \text{NH}_4^+$  und  $\text{SO}_4^-$ . Im Gegensatz zu Harnstoff ist der  $\text{NH}_3$ -Verlust bei Ammonsulfat wesentlich geringer (Peoples, 1995). Durch eine Vorbehandlung mit Ammonsulfat (5-20 kg N/ha) kann der  $\text{NH}_3$ -Verlust bei Harnstoffdüngung verringert werden (Goos und Cruz, 1999). Das sulfatische Anion wird im Boden nur in geringen Mengen gebunden und mit dem Sickerwasser in die Tiefe verlagert. Aufgrund der Protonenabgabe bei der  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme wirkt dieser Dünger bodenversauernd. Das mobile Sulfat löst den Austrag von bodenbürtigem Aluminium sowie von Kalium und Magnesium aus und belastet dadurch den tieferen Unterboden und das Grundwasser. Demgemäss ist die Düngung mit leicht löslichen sulfatischen Düngemitteln zu vermeiden (Schüler, 1996).

Ein hohes Sulfatangebot im Boden bewirkt eine gesteigerte Schwefelaufnahme der Pflanzen und hohe Blattschwefelgehalte. Zum Unterschied mit  $\text{SO}_2$ -belasteten und damit stark geschädigten Standorten, reagieren Bäume auf bodenbürtige hohe Sulfatangebote weder auf natürlichen Standorten (Heinze, 1998) noch im Gefäßversuch (Wresowar, 1994) mit Schädigungen. Im Gegensatz dazu erreichte Heilmeyer et al., 2000, bei hohen S-Gaben (umgerechnet bis 200 kg S/ha) im Gefäßversuch eine Wachstumseinschränkung, auch in Kombination mit Stickstoff-

gaben. Allerdings wurde Schwefel in Form von  $\text{H}_2\text{SO}_4$  zugegeben und deren stark versauernde Wirkung nicht dokumentiert.

## 5 Modellberechnungen

### 5.1 Berechnungsgrundlagen, Rahmenbedingungen

Ausgehend von einem gesunden Alleebaum mit intakter Krone wird die Blattmasse nach einer Formel von Nowak 1996 für den Einzelbaum berechnet. Für unseren Modellbaum mit einem BHD (Brusthöhendurchmesser) von 40 cm errechnet sich eine Blattdrockenmasse von 26,4 kg pro Baum. Aufgrund der Kenntnis der herbstlichen Rückverlagerung bestimmter Nährelemente aus den Blättern in den Stamm kann der Nährsalzverlust bzw. die Abstoßung physiologisch problematischer Stoffe (z. B. Na, Cl) über den jährlichen Blattverlust kalkuliert werden. Dabei wird angenommen, dass bei hohem N, K, Na und Cl-Angebot diese Nährstoffe in einem geringeren Ausmaß rückverlagert werden als im „unbelasteten Normalfall“. Die eingerechneten und auf den Kronenraum (Projektionsfläche) bezogenen Depositionsraten wurden nach Literaturangaben mit folgenden Flüssen (Scheffer u. Scheffer-Schachtschabel, 1998) geschätzt:

- N: 40 kg/ha und Jahr
- K: 10 kg/ha und Jahr
- Cl: 10 kg/ha und Jahr
- Na: 10 kg/ha und Jahr

Vergleicht man die kalkulierten Depositionsraten mit Eichenstandorte in NÖ (Berger und Glatzel, 1994), dann sind letztere wesentlich niedriger. Jedoch erscheint es aufgrund der Besonderheiten des urbanen Klimas angemessen, höhere Raten anzunehmen.

Berechnete INPUT Faktoren:

- jährliche Deposition (Kronendachausfilterung) bezogen auf die Kronenprojektionsfläche
- Streusalzeintrag bezogen auf die Größe der Baumscheibe

Berechnete OUTPUT Faktoren:

- herbstlicher Blattfall unter der Annahme, dass der gesamte Blattfall entfernt wird
- Bodenvegetation unter der Annahme der quantitativen Entfernung, bezogen auf die Größe der Baumscheibe

Unberücksichtigt bleiben:

- die Kronentraufe (leaching)
- der Stammabfluss
- der Einbau des jeweiligen Elements in den jährlichen Biomassenzuwachs (Stamm, Zweige)
- Speicherung im Holzkörper (Stamm)
- die Auswaschung aus dem Wurzelraum

Kronentraufe und Stammabfluss lassen einen Teil der eingebrachten Nährstoffe außerhalb der Baumscheibe auftreten und stellen somit einen output dar. Als wichtiger Systemoutput kann die Auswaschung aus dem Wurzelraum leider nicht abgeschätzt werden, da keine Informationen über den Wasserhaushalt einer Wiener Allee vorliegen. Erfahrungsgemäss ist mit einem Sickerwasseraustrag während der Wachstumsperiode ohne künstlicher Bewässerung nicht zu rechnen, wie uns die Bodenwasserbeprobung auf der Donauinsel, wo der Boden verglichen mit städtischen Böden wesentlich durchlässiger ist, zeigte. Der Austrag während des Winterhalbjahres wurde in der zitierten Studie nicht berücksichtigt (Sieghardt et al., 1998).

Die Salzfrachten, die eine Baumscheibe tatsächlich erreichen, werden nur insofern kalkulierbar, als die vom Hersteller empfohlenen Ausbringungsmengen 1:1 (Gehsteig:Baumscheibe) herangezogen werden. Da jedoch hoffentlich niemand die Baumscheiben absichtlich bestreuen wird, trifft dieser schlechteste aller möglichen Fälle nur im Modellfall „Kopfsteinpflaster“, bei dem das Streugut direkt auf die Baumscheibe = Wurzelraum appliziert wird, zu. Inwieweit Restsalzmengen in die Baumscheibe sickern, über Schneematsch auf die Baumscheibe gelangen oder aber aufkonzentrierter, hochbelasteter Altschnee dort abgelagert wird, und wie viel Harnstoff bzw. Kaliumkarbonat im Blähton längerfristig gespeichert bleiben, sind ebenfalls unkalkulierbare Größen.

Sicherlich finden in diese Modellberechnungen auch die technischen Rahmenbedingungen, wie Zuflussmöglichkeit von Gehsteig oder Fahrbahn, Höhe der Bordsteinkante aber auch physikalische und chemische Bodeneigenschaften, spezifische Eigenschaften der Vegetation etc. keinen Eingang, weil sie derzeit kaum quantifizierbar sind. So fehlerbehaftet diese Modellrechnung auch ist, sollte sie doch

für eine vergleichende ökologische Evaluierung der unterschiedlichen Auftaumittel plausible Zahlen liefern.

Zur besseren Vergleichbarkeit wurden folgende Vorgaben hinsichtlich der Streumittelausbringungen zur Abschätzung von Frachten gewählt:

- Blähton mit 20 % Harnstoff: 20 g/m<sup>2</sup>
- Blähton mit 20 % Kaliumkarbonat: 20 g/m<sup>2</sup>
- Ammonsulfat: 30 g/m<sup>2</sup>
- Harnstoff: 30 g/m<sup>2</sup>
- Kaliumkarbonat: 20 g/m<sup>2</sup>
- Natriumchlorid: 20 g/m<sup>2</sup>

Dazu ist anzumerken, dass laut Herstellerangaben Ammonsulfat (Polar Eisstop) in Mengen von 30-50 g/m<sup>2</sup> ausgebracht werden soll. Die Firma Leca gibt für das Produkt Leca Tau (Blähton mit Harnstoff) einen Verbrauch von 5 l pro 200 m<sup>2</sup> an, was etwa einer Aufwandsmenge von 15 g pro m<sup>2</sup> entspricht. Für ihr Produkt Leca Tau Sole D (mit 15,2 % Kaliumkarbonat) werden laut Prospekt ebenfalls 5 l pro 200 m<sup>2</sup> empfohlen; laut Auskunft (Mag. Stangl – Fa. Leca) werden aber 30-40 g/m<sup>2</sup> ausgebracht. In einer Ausschreibung der ehemaligen MA 17 („Wiener Wohnen“) wird ein Kalium-karbonatanteil von 20 % gefordert.

In Wien gibt es im Durchschnitt 20 Tage mit Schneefall. Im Modell wird davon ausgegangen, dass der Schnee vollständig mechanisch geräumt wird (Schwarzräumung) und danach das Auftaumittel zur Verhinderung von Glatteisbildung gestreut und durchschnittlich nur 1 mal pro Schneefalltag ausgebracht wird. Dieses Szenario unterstellt sicherlich ideale Bedingungen und einen sorgfältig durchgeführten Winterdienst durch die jeweilig Verantwortlichen.

## 5.2 Ergebnis der Modellberechnungen

In den nachfolgenden Tabellen 11 bis 13 sind die Frachtenberechnungen für unterschiedliche Auftaumittel und unterschiedliche Größen und Ausgestaltungen der Baumscheiben zusammengestellt.

## 5.3 Diskussion des Modells

Die geringste Akkumulationsrate ist naturgemäß bei einer kleinen Baumscheibe (4 m<sup>2</sup>) gegeben. Bei einer Vergrößerung der Baumscheibe je Baum steigt die Salzfracht pro Baum proportional der Flächenzunahme an. Die Salzfracht je m<sup>2</sup> Baumscheibe (Boden) ist davon selbstverständlich nicht betroffen. Baumgröße und Zustand der Baumkrone üben einen wesentlichen Einfluss auf den Nährelementaustrag über den herbstlichen Blattfall aus. Bei neu verpflanzten kleinen Bäumen würde dieser output gegen 0 gehen. Der Austrag durch die Bodenvegetation beträgt ca. 1/3 des Baumaustrags, wobei hier durch Mulchen die Baumscheibe zwar geschützt und der „Unkrautwuchs“ verhindert wird, dabei aber auch Verdünnungs- und damit Entsorgungspotential für Schadstoffe, Verbesserungsmöglichkeiten des Kohlenstoffhaushaltes sowie der Oberbodenstruktur der Baumscheibenböden verloren gehen.

Der Nährelementaustrag über die Blattmasse ist bei diesen Berechnungen ganz bewusst großzügig bemessen, kann aber in keinem Fall bei Anwendung von Auftausalzen dem System einen relevanten Anteil der zugeführten Stoffe wieder entziehen. Der hohe Stickstoff-Anteil von 46 % im Harnstoff gegenüber nur 21 % im Ammonsulfat erklärt die doppelt so hohen Frachten für Harnstoff. Dem gegenüber steht eine mögliche Ammoniakemission bei Verwendung von Harnstoff, die im Idealfall bei jedoch sommerlichen Bedingungen 20-50 % betragen könnte und mangels konkreter Zahlenangaben rechnerisch nicht berücksichtigt wurde.

Vergleicht man die Salzfrachten pro m<sup>2</sup> mit Bodenuntersuchungen am Währinger Gürtel (Tabelle 14; Sieghardt und Wresowar, 1998, Sieghardt, 2000), so stellt man fest, dass schon eine einzige Streusaison 1/3 des vorhandenen N-Vorrates im Boden zusätzlich einträgt.



Tabelle 11: Frachtenberechnung für unterschiedliche Aufbaumittel: Baumscheibengröße 10 m<sup>2</sup>, Baumdurchmesser: 40 cm (BHD), Kronendurchmesser 7 m, Berechnung der Austragung (output) über den Blattverlust des Baumes und der Bodenvegetation (Sträucher, Gras), Hochrechnung auf ha Werte (260 Bäume/ha).

<b>10 m<sup>2</sup> Baumscheibe</b>	Aufbaumittel (Reinform)			NaCl		Blähton versetzt mit:	
	Harnstoff	Ammonsulfat	Kaliumkarbonat	Chlorid	Natrium	Harnstoff	Kaliumkarbonat
Streufracht/Saison [g/m <sup>2</sup> ]	600	600	400	400		400	400
<b>Element</b>	<b>N</b>	<b>N</b>	<b>K</b>	<b>Cl</b>	<b>Na</b>	<b>N</b>	<b>K</b>
Elementfracht- Salz/Saison [g/m <sup>2</sup> ]	276	127	226	243	156	37	45
Input [g/Baum]	2.914	1.426	2.287	2.465	1.598	522	476
Output [g/Baum]	210	210	246	246	123	210	246
Akkumulation [g/Baum]	2.704	1.216	2.041	2.219	1.475	312	230
Akkumulation [kg/ha]	703	316	530	577	383	121	60
Düngeempfehlung [kg/ha]	200	200	83	-	-	200	83

Tabelle 12: Frachtenberechnung für unterschiedliche Aufbaumittel: Baumscheibengröße 4 m<sup>2</sup>, Baumdurchmesser: 40 cm (BHD), Kronendurchmesser 7 m, Berechnung der Austragung (output) über den Blattverlust des Baumes und der Bodenvegetation (Sträucher, Gras), Hochrechnung auf ha Werte (260 Bäume/ha).

<b>4 m<sup>2</sup> Baumscheibe</b>	Aufbaumittel (Reinform)			NaCl		Blähton versetzt mit:	
	Harnstoff	Ammonsulfat	Kaliumkarbonat	Chlorid	Natrium	Harnstoff	Kaliumkarbonat
Streufracht/Saison [g/m <sup>2</sup> ]	600	600	400	400		400	400
<b>Element</b>	<b>N</b>	<b>N</b>	<b>K</b>	<b>Cl</b>	<b>Na</b>	<b>N</b>	<b>K</b>
Elementfracht- Salz/Saison [g/m <sup>2</sup> ]	276	127	226	243	156	37	45
Input [g/Baum]	1.258	663	929	1.009	662	301	204
Output [g/Baum]	150	150	186	186	93	150	186
Akkumulation [g/Baum]	1.108	513	742	823	569	151	18
Akkumulation [kg/ha]	288	133	193	214	148	39	5
Düngeempfehlung [kg/ha]	200	200	83	-	-	200	83

Tabelle 13: Frachtenberechnung für unterschiedliche Auftaumittel: Kopfsteinpflaster ohne Vegetation (Kärntner Strasse) Baumdurchmesser: 40 cm (BHD), Kronendurchmesser 7 m, Berechnung der Austragung (output) über den Blattverlust des Baumes **ohne** Bodenvegetation (Sträucher, Gras), Hochrechnung auf ha Werte (260 Bäume/ha).

<b>Kopfsteinpflaster</b>	Auftaumittel (Reinform)			NaCl		Blähton versetzt mit:	
	Harnstoff	Ammonsulfat	Kaliumkarbonat	Chlorid	Natrium	Harnstoff	Kaliumkarbonat
Streufracht/Saison [g/m <sup>2</sup> ]	600	600	400	400		400	400
<b>Element</b>	<b>N</b>	<b>N</b>	<b>K</b>	<b>Cl</b>	<b>Na</b>	<b>N</b>	<b>K</b>
Elementfracht- Salz/Saison [g/m <sup>2</sup> ]	276	127	226	243	156	37	45
Input [g/Baum]	10.776	5.049	8.734	9.376	6.042	1.570	1.765
Output [g/Baum]	110	110	146	146	73	110	146
Akkumulation [g/Baum]	10666	4.940	8.588	9.230	5.969	1.461	1.619
Akkumulation [kg/ha]	2.772	1.284	2.232	2.398	1.551	380	421
Düngeempfehlung [kg/ha]	200	200	83	-	-	200	83

Tabelle 14: Nährstoffvorräte in g/m<sup>2</sup> und 50 cm Bodentiefe (Sieghardt und Wresowar, 1998)

	[g/m <sup>2</sup> /50 cm Tiefe]
N <sub>ges</sub>	680
K <sub>BaCl2</sub>	82
Ca <sub>BaCl2</sub>	3.142
Mg <sub>BaCl2</sub>	91
Na <sub>BaCl2</sub>	386
Cl <sub>H2O</sub>	46

Vergleicht man die über die Baumzahl hochgerechneten Hektar-Werte mit den Empfehlungen für die Walddüngung, dann erreicht eine einzige saisonale Stickstoff-Salzstreuung in Reinform die empfohlenen Düngermengen für Bestandesdüngung, die allerdings nur einmalig im Baumalter durchzuführen ist. Da es bei der Bestandesdüngung meist um die Erzielung eines zusätzlichen Wertzuwachses (ausgenommen Meliorationen) im Baumalter geht und es zu keinem N-Verlust (Sickerwasserbelastung) kommen soll, sind diese Angaben nur für einen größenordnungsmäßigen Vergleich geeignet. In den in der Literatur vorgefundenen Beschreibungen von Düngungs-/ Depositionsexperimenten wurden diese Mengen jährlich ausgebracht, z. T. ohne gravierende negativen Auswirkungen (z. B.: Meiwes et al., 1998).

Betrachtet man allerdings die Salzfrachten je m<sup>2</sup> Bodenfläche, auf die sie ausgebracht werden, dann sind die errechneten Stickstoff- und Kalium-Frachten von 200-300 g/m<sup>2</sup>/J trotz sachgerechter Streuung unzumutbar hoch und führen langfristig sicherlich zu irreversiblen Schäden. Im Fall von Kaliumkarbonat kann dies zu einer starken Alkalisierung und zu induziertem Mg-Mangel beitragen.

Im Fall der stickstoffhaltigen Auftaumittel kommt es zu Ammoniaktoxizität und durch exzessiv hohe Stickstoff-Aufnahme zu physiologischer Schädigung (vgl. Abschnitt 4.6). Hohe Salzanreicherungen verursachen ein hohes osmotisches Potential im Boden und führen damit zu einer drastischen Verschärfung des meist ohnedies angespannten Wasserhaushaltes des urbanen Standortes. Die Funktionsfähigkeit der Wurzelhaare wird durch den „Salzstress“ überfordert.

Die „Verdünnungswirkung“ von Blähton-Salzmischungen lassen den Anteil des durch die Vegetation (Blattfall) „entsorgten“ Auftaumittels ansteigen, die Akkumulationen

auf „Bestandesebene“ sind geringer und liegen durchaus im Düngebereich. Die Belastungen im unmittelbaren Ausbringungsbereich sind vergleichsweise gering.

Die Anwendung von NaCl ist aus ökologischer Sicht unbedingt abzulehnen: weder Na noch Cl sind Hauptnährstoffe; Na ist ähnlich wie  $\text{NH}_4^+$  im Boden nur wenig mobil und trägt zur Strukturverschlechterung durch Na-Sättigung der Bodenkolloide bei. Im Gegensatz zu  $\text{NH}_4^+$  kann Na nicht in eine leicht transportierbare Form oxidiert werden. Cl hingegen ist im Boden sehr mobil, die Bodenperkolation hängt nur von der Sickerwassermenge ab; durch Bodenspülungen (Regenerationsmaßnahmen von salzbelasteten Alleebaumstandorten) lässt sich ein großer Anteil ausschwemmen. Na dagegen bleibt an die Bodenkolloide adsorbiert, eher werden die gegen Na ausgetauschten zweiwertigen Kationen Ca und Mg mitausgespült.

Die Variante „Kopfsteinpflaster“ orientiert sich am Beispiel Kärntnerstrasse, wo das Niederschlagswasser durch die Pflasterfugen in den Untergrund perkoliert. Die Baumwurzeln bekommen somit die gesamte Auftaumittelfracht ab. Die Situation ist dort besonders durch den Umstand verschärft, dass unter der Strasse die Linie U1 führt und man in 3 m Tiefe auf Beton stößt. Somit kommt der Abfluss des Sickerwassers zum Stillstand. Die Kärntnerstrasse eignet sich eigentlich ausgezeichnet als 1:1 Versuchsfeld für Tausalzexperimente. Auf derartigen Standorten dürfte eigentlich überhaupt kein Tausalz angewendet werden, außer man tauscht die Baumalleen alle 10-20 Jahre aus. Es empfiehlt sich daher für diese sensiblen Standorte Splitt oder Blähtongranulat ohne Zusätze zu verwenden.



Abbildung 21: Beispiel Kärnter Strasse: links Kopfsteinpflaster; rechts Räumung der Allee am 25.10.2000

Nachfolgende Abbildung stellt schematisch die Auswirkungen von Harnstoff- und Ammonsulfat hältigen Auftaumittel auf den Stadtbaum bzw. seinen Standort dar.

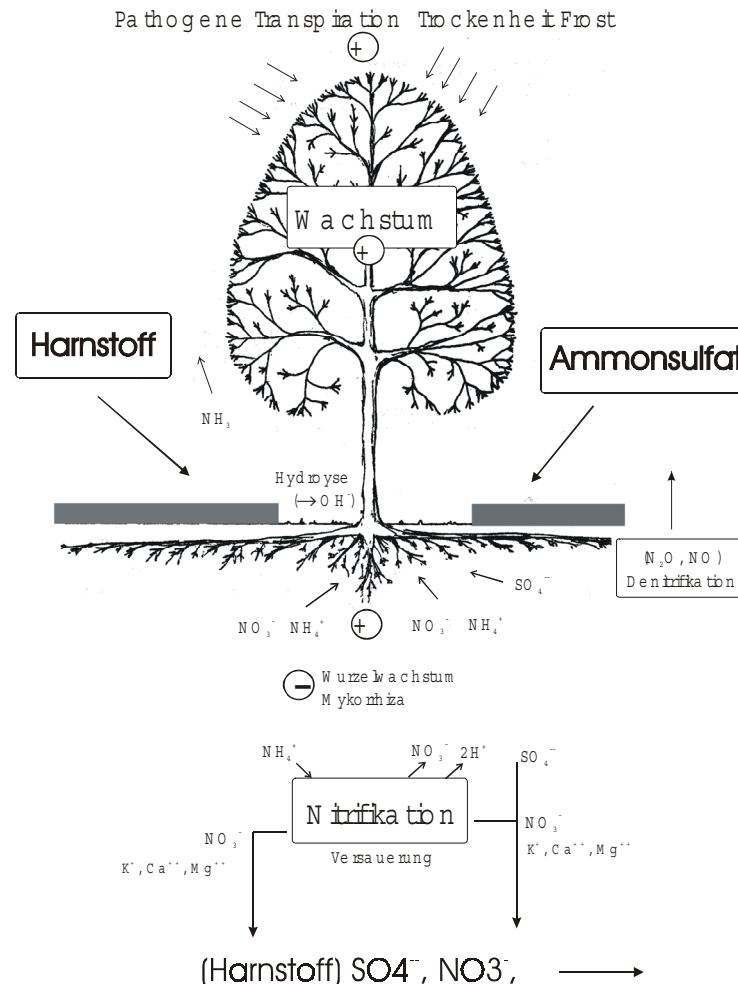


Abbildung 22: Wirkungen N-haltiger Auftaumittel auf einen Straenbaum/Standort

Bezüglich der Nitratbelastung des Grundwassers durch stickstoffhaltige Auftaumittel kann durch ein kleines Beispiel demonstriert werden, dass selbst geringe Ausbringungsmengen zu einer unzumutbaren Grundwasserbelastung führen können:

Ausbringung: 40 g N/m<sup>2</sup>

Annahme: 100 % des ausgebrachten Stickstoffs werden nitrifiziert und aufgrund der Stickstoff-Sättigung des Standorts vollständig ausgewaschen

Ergebnis: etwa 4.000 l Wasser/m<sup>2</sup> (= 4 m Wassersäule) wären nötig, um den Nitratgehalt des Perkolats auf 45 mg/l (Grundwasserschwellwert BGBl 213/1997) zu senken.

## 6 Ökologische Gesamtbeurteilung N-hältiger Auftaumittel

Stickstoff kommt in den verschiedensten Zustandsformen in Ökosystemen vor: als inertes Gas ( $N_2$ ), als oxidiertes Gas (NO,  $N_2O$ ) als besonders reaktiver gasförmiger Ammoniak ( $NH_3$ ), als gelöster Ammoniak im Wasser (im Gleichgewicht mit  $NH_4^+$ ), fest in Form verschiedener Salze (Harnstoff, Ammonsulfat, Ammonnitrat, etc.), gelöst als Kation ( $NH_4^+$ ) und Anion ( $NO_3^-$ ). Da Stickstoff ein Hauptnährstoff für Pflanzen ist, sind seine ökosystemaren Auswirkungen besonders weitreichend.

Stickstoffhaltige Auftaumittel führen aufgrund der hohen N-Frachten neben unzumutbar hohen Belastungen von Oberflächen- und Grundwasser zu Veränderungen in Böden und Schäden an der betroffenen Vegetation. Der einzige Vorteil gegenüber NaCl besteht darin, dass im Gegensatz zum phytotoxischen Chloridion Harnstoff und Ammonsulfat keine direkt toxische wirkenden Substanzen beinhalten.

Aus diesen Gründen ist die Abschätzung der Auswirkungen einer winterlichen Streuung mit N-hältigen Taumitteln besonders schwierig.

Wird Harnstoff als Dünger eingesetzt, führt dies in vielen Fällen zur Ammoniakfreisetzung, was im Sinn des Auftaumittels einen positiven Effekt darstellt, da ein Teil des zugeführten Stickstoffs dem Straßenbaum entzogen wird. Andererseits bewirkt die Harnstoffhydrolyse einen vorübergehenden Anstieg des pH-Wertes und daher kann sich mehr Ammoniak im Wasser lösen. Nach derzeitigem Erkenntnisstand ist gerade Ammoniak die Form, die am meisten phytotoxisch auf die Wurzeln und innerhalb der Pflanzen wirkt. Die alkalische Bodenreaktion der Wiener Stadtböden im Bereich von pH 7 bis 8,5 ist in diesem Zusammenhang als problematisch zu betrachten.

Ein hohes einseitiges  $NH_4^+$ -Angebot führt bei hohen Dosen zur Verdrängung anderer Kationen am Austauscher, zusätzlich werden Nährstoffkationen bei der Wurzelaufnahme kompetitiv behindert. Einseitige Stickstoffernährung kann allein aus diesem Grund einseitige Nährstoffmängel hervorrufen. Zusätzlich steigt der Mineralstoffbedarf durch das angeregte Sprosswachstum.

Inwieweit die enzymatische Hydrolyse von Harnstoff im Winter auf Alleebaumstandorten behindert ist und dadurch Harnstoff in den Boden perkoliert, kann nicht abgeschätzt werden. Teils kann es von Baumwurzeln aufgenommen werden. Die Hydrolyse im Boden wirkt sauerstoffzehrend. Dieser Umstand ist vor allem bei den verdichteten Stadtböden zu berücksichtigen.

Ammonsulfat hingegen dissoziiert in Wasser zu  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{SO}_4^-$ . Aufgrund der  $\text{H}^+$ -Abgabe und der  $\text{SO}_4^-$ -Mobilität im Boden wirkt es physiologisch versauernd und damit auf alkalischen Standorten relativ verbessernd und verringert damit die potentielle  $\text{NH}_3$ -Toxizität. Allerdings werden zum Ladungsausgleich andere Kationen im Bodenprofil verlagert. Das erhöhte  $\text{SO}_4^-$ -Angebot in der Bodenlösung beeinflusst die Baumernährung mit Schwefel nicht negativ. Aus diesem Grund wäre Ammonsulfat dem Harnstoff vorzuziehen. Allerdings ist der gasförmige N-Verlust bei Ammonsulfatanwendung verglichen mit Harnstoff wesentlich geringer - insgesamt kann es im Vergleich der beiden zu höheren N-Frachten für den Baumstandort bei Verwendung von Ammonsulfat kommen. Beim biologischen Abbau von Ammonsulfat wird weniger Sauerstoff verbraucht, Harnstoff dagegen wird enzymatisch zu  $\text{NH}_4^+$  hydrolysiert.

Die Stickstoffversorgung liegt aufgrund nicht geschlossener Nährstoffkreisläufe auf urbanen Standorten oft im Bereich der Unter- oder Mangelversorgung. Sie sollte aber nur „vorsichtig“ angehoben werden (siehe Schadwirkungen). N-hältige Auftaumittel sind dafür ein zu unsicheres und vor allem problembehaftetes Werkzeug. Wie bei fast allen Auftaumitteln, die auch Düngestoffe beinhalten, selbst bei NaCl wurde in geringer Konzentration eine Wachstumsförderung durch unspezifischen Freisetzung und damit Aufnehmbarkeit von K durch Na an den Bodenkolloiden beobachtet, wird zuerst bei geringen Frachten und geringer "Vorbelastung" ein positiver Effekt auf das Wachstum zu beobachten sein – vor allem bei Stickstoff. Aber selbst in diesem geringen Belastungsstadium können die negativen Effekte schon wirksam werden (erhöhte Anfälligkeit gegenüber Pathogene, verringerte Frost und Trockenresistenz,..). Falls dann augenscheinliche Symptome auftreten, kann es in vielen Fällen schon zu spät sein, ein Absterben des Baumes ist nicht oder nur mit großem



Aufwand zu verhindern (Beispiel: Regenerationsmaßnahmen gegen Streusalz in vielen Großstädten).

Da Alleestandorte vielfach unter K-Mangel leiden, würde Kaliumkarbonat in Wien sicherlich auch positive Effekte haben. Das Mittel ist hinsichtlich des Elementes Kalium ökologisch kaum problematisch. Einen wichtigen Nachteil hat Kaliumkarbonat: es erhöht den Boden-pH-Wert, was vor allem für die basisch reagierenden Wiener Stadtböden nachteilig ist und daher strikt überwacht werden muss.

Aus diesen Überlegungen heraus führt jedes derzeit eingesetzte Auftaumittel im Laufe der Jahre, und bei Stadtbäumen sollte man in Jahrzehnten rechnen, zu teils irreversiblen Beeinträchtigungen des Standorts. Daraus kann man folgern, dass so wenig Auftaumittel wie möglich im Bereich von Alleebäumen eingesetzt werden. In Fußgängerzonen mit "offenen" Baumscheiben (Kopfsteinpflaster) muss darauf völlig verzichtet werden. Wenn man chemische Auftaustoffe einsetzen will, dann ist die Kombination mit abstumpfenden Mitteln (Leca Tau, Leca Tau Sole D) dem Einsatz von Reinchemikalien unbedingt vorzuziehen. Allerdings ist die Notwendigkeit der Zusetzung von 10-20 % Tausalz bezüglich einer wesentlich erhöhten Wirksamkeit zu hinterfragen und zu überprüfen.

Nach bisherigem Kenntnisstand und Überprüfung der Inhaltsstoffe ist auf Flächen mit angrenzender Baum-Strauchvegetation auf den langjährigen Einsatz auch von sogenannten „alternativen“ Auftaumitteln zu verzichten. Abstumpfende Streumittel sind zu bevorzugen.

Porösen Tonmineralen (gebrochener Blähton) ist bei ausreichender Druckfestigkeit (trittfest) aus derzeitiger Sicht der Vorzug gegenüber herkömmlichen Splitt zu geben: Sie schneiden hinsichtlich Entsorgung, Auswirkungen auf die Kanalisation und auf den Baumscheibenboden günstiger ab. Aufgrund des geringen spez. Gewichts von ca. 620 kg/m<sup>3</sup> schwimmt Leca (Blähton) im Abwasserstrom auf und es kommt zu keinen Ablagerungen oder Verstopfungen in Kanalsystemen. Die Strasse selbst kann von Sprühfahrzeugen gereinigt werden. Die Möglichkeit der Absorption von organischen Verbindungen und Schwermetallen (Autoabgase) durch die poröse Tonstruktur ist noch eine offene Frage und in diesem Zusammenhang zu überprüfen.

Vor allem dann, wenn daran gedacht wird, das an und für sich positiv wirkende Strukturmaterial nicht wieder einzukehren, sondern den Böden zuzumischen. Diese Materialien sind aber sinnvoller Weise ausschließlich im Bereich von Gehsteigen und in Fußgängerzonen oder auf Radwegen einzusetzen, weil aufgrund der geringen Druckfestigkeit (Härte) des Materials es vom fließenden Verkehr schnell zermahlen wird und ein oftmaliges Nachstreuen erforderlich wäre. Abgesehen davon würde die nachfolgende Staubbelastung verglichen mit herkömmlichem Splitt weiter zunehmen.

Ökologisch gesehen ist das Material unbedenklich, aufgrund seiner offenporigen Struktur kann es eingearbeitet zur Verbesserung Bodenluft- und Bodenwasserhaushalt beitragen. Negativ kann sich eine oberflächliche Abdeckung auf eine darunterliegende Grasnarbe auswirken, aber auch herkömmlicher Streusplitt wirkt ähnlich. Eine mehrere cm hohe Abdeckung ist wie eine anorganische Mulchdecke zu beurteilen, die zwar Graswuchs behindert und Niederschläge zum Teil interzeptiert, aber auch alle Vorteile einer Mulchschicht (Bodenschutz) bietet. Eingeschwemmte Feinschlämme können durch Verkrustungen negativ für die Bodenstruktur sein, Grobporen verstopfen und so die für Alleebaumstandorte so wichtige Niederschlagsinfiltration bremsen. Für eine bodenchemische Beurteilung liegen uns zur Zeit keine entsprechenden Daten vor. Die Druckfestigkeit gegenüber Fußgängerbelastungen ist ein wesentliches Kriterium für die praktische Verwendung als Streumittel im Winterdienst. Verschmutzung des Schuhwerks, der Gehsteige und Hausflure, die folgende Staumentwicklung sind negative Folgen des Splittabriebs. Ein wesentlicher Vorteil ist, dass dieses Streumittel nicht eingekehrt werden muss und die ökologischen Wirkungen auf Alleestandorte günstiger zu beurteilen sind als beim herkömmlichen Dolomitsplitt.

Falls auf die Salzstreuung im Gehsteigbereich nicht verzichtet werden kann, ist an eine abwechselnde Verwendung der verschiedenen Taumittel zu denken, allerdings liegen dafür noch keine wissenschaftlich fundierten Untersuchungen vor. Lediglich für Kaliumkarbonatanwendung auf vorherigen Salzstrecken gibt es Datenmaterial (Goldemund, 1995; Sieghardt et al., 1998, Sieghardt et al., 1999).

Aus **physiologischer Sicht** bezogen auf den Alleebaumstandort ergibt sich folgende Verträglichkeitsreihung:

**Blähton mit Harnstoff  $\equiv$  Blähton mit Kaliumkarbonat  $\gg$  Ammonsulfat  $\geq$  Harnstoff  $\equiv$  Kaliumkarbonat  $>$  NaCl**

Hinsichtlich der Auswirkungen auf Grund- Oberflächen- und Abwasserqualität stellen stickstoffhaltige Auftaumittel eine starke Belastung und eine potentielle Gefährdung dar. Unter Einbeziehung dieser Kriterien sind N-haltige Auftaumittel aus ökologischer Sicht abzulehnen. Langfristig gesehen stellt aber jedes der betrachteten Auftausalze aufgrund der überaus hohen Ausbringungsmengen im Winterdienst im Vergleich zu Düngeempfehlungen eine zunehmenden Stressfaktor für den Stadtbaum dar.

Empfehlungen und begleitende Maßnahmen:

- Technische Gestaltungsmaßnahmen nützen und ihre Wirksamkeit überprüfen (z.B Erhöhung von Randsteinen)
- Meliorationsdüngung, Mulchung
- Bewässerung
- Bodentausch, Sanierung
- Chloridfreie Alternativen alternierend einsetzen
- Baumartenwahl (salzresistente Baumarten)
- Entwicklung künstlicher Alleebaumsubstrate („structured soils“)

Darüber hinaus sind noch viele offene Fragen zu beantworten:

- tatsächliche Streusalzfrachten Strasse/Gehsteig-Baumscheibe
- Bodenwasserhaushalt und Bodenlösungsschemismus von Alleebaumstandorten
- Stoffkreisläufe von Alleebaumstandorten
- Alternative Auftausalze (CMA)
- Auswirkungen unterschiedliche Tausalze unter exakt gleichen Bedingungen
- Wirksamkeit baulicher Maßnahmen
- Frachten Gehsteig, Strasse – Baumscheibe

## 7 Zusammenfassung

Aufgrund einer vergleichenden Literaturstudie wird versucht, unterschiedliche in Verwendung stehende oder am Markt befindliche Auftaumittel zu erfassen und hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen zu evaluieren.

Im Mittelpunkt der Studie stehen stickstoffhaltige Auftaumittel, vorrangig Harnstoff und Ammonsulfat. Ihre Auswirkungen auf Boden, Vegetation, Sicker- und Grundwasser werden im Detail erörtert. Aufgrund von Analogieschlüssen zu Düngeexperimenten mit exzessiven Stickstoffgaben werden Rückschlüsse auf die Auswirkungen hoher Stickstofffrachten durch N-hältige Auftaumittel gezogen.

Es werden Berechnungen bezogen auf einen Modellbaum mit unterschiedlichen Rahmenbedingungen (Art und Menge des Auftaumittels, Größe der Baumscheibe) präsentiert.

Aufgrund dessen wird eine Verträglichkeitsreihung für die beurteilten Auftaumittel vorgenommen.

Stickstoff ist jener Nährstoff der das Pflanzenwachstum am stärksten fördert.

Stickstoffhaltige Auftaumittel stellen grundsätzlich eine unzumutbar hohe Belastung der Oberflächen- Grund- und Abwässer dar.

Aufgrund der hohen notwendigen Ausbringungsmengen stellt die langfristige Anwendung von stickstoffhaltigen Auftaumitteln eine Belastung für das Straßenbegleitgrün dar.

Stickstoffhaltige Auftaumittel können ähnlich wie Kaliumkarbonat einen Düngeeffekt bewirken, der jedoch bei fortgesetzter Anwendung zur Überdosierung und Schädigung an Boden und Bewuchs führen kann.

Stickstoffhaltige Auftaumittel und Kaliumkarbonat (in Reinform) weisen im Gegensatz zu Natriumchlorid keine direkt phytotoxisch wirkenden Inhaltsstoffe auf, daher wurden sie auch „pflanzenverträglicher“ als Natriumchlorid eingestuft.

Übermäßige Stickstoffzufuhr erhöht grundsätzlich die Stressanfälligkeit der Stadtbäume gegenüber biotischen (Krankheiten und Schädlinge) und abiotischen (Frost, Sturm,..) Schädigungen. Dementgegen wirkt zusätzliches Kalium eher stressmindernd.

Aufgrund der indirekten Schadwirkung und der komplexen Umwandlungsprozesse im Boden, lassen sich für stickstoffhaltige Aufbaumittel derzeit keine Grenzwerte (Ausbringung, Boden, Pflanze) ableiten.

Nur die Mischung der Aufbaumittel mit Blähtongranulat kann auf Grund des dadurch verminderten Stickstoffeintrages eingeschränkt empfohlen werden.

## 8 Literaturverzeichnis

- Albert R., 1983: Untersuchung der Wirkung von „Eisex-Düngung“ in der Prater Hauptallee. Unveröff. Abschlußbericht. Institut f. Pflanzenphysiologie der Universität Wien.
- Albert R., 1987: Alleen in Wien – Zustandserhebung und Ergebnisse von Bodensanierungsmaßnahmen. Unveröff. Abschlußbericht. Institut f. Pflanzenphysiologie der Universität Wien.
- Albert R., et al., 1988: Erhebung der Vitalität der Vegetation im Gemeindegebiet von Mödling. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen im Auftrag des Bundesministeriums f. Umwelt, Jugend u. Familie und der Stadtgemeinde Mödling, 105 S.
- Albert R., Wiener S., 1983: Therapie vorhandener Salzsäden an Bäumen in der Paradisgasse. Unveröff. Abschlußbericht. Institut f. Pflanzenphysiologie der Universität Wien.
- Anonymus, 1978: EU Fischgewässerrichtlinie 78/659/EWG
- Anonymus, 1982: Verordnung des Magistrats der Stadt Wien betreffend die Einschränkung der Verwendung von bestimmten Auftaumitteln zur Vermeidung beziehungsweise Bekämpfung von Eis- und Schneeglätte (Auftaumittelverordnung 1982)
- Anonymus, 1995: Entwurf zur Allgemeinen Immissionsverordnung Fließgewässer. BMFLF
- Anonymus, 1996: Verordnung: Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen. BGBl. 186/1996
- Anonymus, 1997: Grundwasserschwellenwertverordnung. BGBl. Nr. 502/1991 und 213/1997
- Anonymus, 1998: Erhebung der Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 1998. Online Dokument: [www.ubavie.gv.at](http://www.ubavie.gv.at) Umweltbundesamt Wien.
- Balash W., 1987: Die Anwendung von Auftausalz und dessen Alternativen unter ökonomischen und ökologischen Kriterien. Dissertation an der Wirtschaftsuniversität, Wien.
- Baumgarten A. et al., 2000: Empfehlungen für die sachgerechte Düngung von Christbaumkulturen. Hrsg.: ARGE NÖ Christbaum- und Schmuckreisigproduzenten im Auftrag des Fachbeirates für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien: 20 S.
- Bedell J. et al., 1997: Effects of nitrogen source on growth and activity of nitrogen-assimilating enzymes in Douglas-fir seedlings. *Tree Physiology* 19, S. 205-210
- Berger T. W. und Glatzel G., 1994: Deposition of atmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (*Quercus petraea* and *Quercus robur*) in Lower Austria. *For. Ecol. Manag.* 70, S. 183-193
- Bergman W., 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 835 S.
- Blomqvist G, Johansson E.-L., 1999: Airborne spreading and deposition of de-icing salt – a case study. *Sc. Tot. Environm.* 235, S. 161-168
- Blomqvist G. 1998: Impact of de-icing salt on roadside vegetation, a literature review. VTI Rapport 427 A, 35 S.
- Bloom A. J., 1997: Interaction between inorganic nitrogen nutrition and root development. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 160, S. 253-259
- Bogemans J., Neirinckx L. Stassart J. M., 1989: Effect of deicing NaCl and CaCl<sub>2</sub> on spruce (*Picea abies*). *Plant and Soil* 120, S. 203-211

- Braun C., Albert R., Pillmann W., 1990: Der Zustand der Wiener Stadtbäume. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen im Auftrag der Stadt Wien, MA 22-Umweltschutz, 118 S.
- Bremner J. M., 1995: Recent research on problems in the use of urea as a nitrogen fertilizer. *Fertilizer Research* 42, S. 321-329
- Brod H.-G. und Speerschneider R., 1991: Zeitlicher Verlauf der Na- und Cl-Gehalte im Boden und in Blättern zweier unterschiedlich verdichteter Alleebaumstandorte. In: *Angewandter Umweltschutz: Straßenbaumschäden – Ursachen und Wirkungen*. Hrsg. Brod H. G., S. 37-75
- Brod H.-G., 1988: Einfluß isoosmotischer Einzel- und Mischsalze auf Wachstum und Mineralstoffgehalt von *Lolium multiflorum*. *Zeitschrift f. Vegetationstechnik* 11, S. 164-169
- Brod H.-G., 1988: Vergleichende Betrachtungen über die Wirkungen verschiedener Auftausalze (NaCl, CaCl<sub>2</sub> und MgCl<sub>2</sub>) auf Gehölze. *Zeitschrift f. Vegetationstechnik* 11, S. 129-133
- Brod H.-G., 1990: Wachstum und Mineralstoffgehalt von *Phlaeum pratense* bei Applikation von Calcium-Magnesium-Acetat und Natriumchlorid. *Zeitschrift f. Vegetationstechnik* 13, S. 118-121
- Brod H.-G., 1993: Langzeitwirkungen von Streusalz auf die Umwelt. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen Heft V2*, Bergisch Gladbach, 165 S.
- Bronson K. F., Sparling G. P., Fillery I. R. P., 1999: Short-term N dynamics following application of <sup>15</sup>N-labeled urine to a sandy soil in summer. *Soil Biol. Biochem.* 31, S. 1049-1057
- Carnol M., Ineson P., 1999: Environmental factors controlling NO<sub>3</sub> leaching, N<sub>2</sub>O emissions and numbers of NH<sub>4</sub> oxidisers in a coniferous forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 31, S. 979-990
- Coder K. D., 1997: Tree Nutrition Series: Control of nitrogen levels in trees. University of Georgia Cooperative Extension Service Forest Resources publication. [www.forestry.uga.edu](http://www.forestry.uga.edu)
- De Jong E., 1982 : Reclamation of soils contaminated by sodium chloride. *Can J. Soil Sci.* 62, S. 351-364
- De Visser P., Keltjens W., Findenegg G., 1996: Transpiration and drought resistance of Douglas-fir seedlings exposed to excess ammonium. *Trees* 10, S. 301-307
- Deware R., McMurtrie R. E., 1996: Analytical model of stemwood growth in relation to nitrogen supply. *Tree Physiology* 16, S. 161-171
- Die Düngung im Wald II. Teil, 1995: Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Dierend W. 1992: Der Mineralstickstoffgehalt in Böden von Baumschulen und N-Aufnahme von Gehölzen. Dissertation an d. Universität Hannover.
- Dincer A. R. Kargi F., 1999: Salt inhibition of nitrification and denitrification in saline wastewater. *Environ. Technol.* 20, S. 1147-1153
- Dirnböck G., 1993: Umwelt- und Rechtsaspekte beim Streudienst. *Mitteilungen des Institutes für Straßenbau und Straßenerhaltung d. Technischen Universität Wien*, Heft 3.
- Dise N. B. und Wright R. F., 1995: Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manag.* 71, S. 153-161
- Dobson M. C., 1991: De-icing salt damage to trees and shrubs. *Forestry Commission Bulletin* 101, London, 64 S.

- Dües G. et al., 1988: Sanierung umweltgeschädigter Strassenbäume und –Böden sowie Ermittlung geeigneter Schutzmaßnahmen bei Neupflanzungen. Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 22
- Eder G., 2000: Stickstoffauswaschung aus Grün- und Ackerland dargestellt an Hand von Lysimeterergebnissen. Tagungsbericht der ALVA-Jahrestagung 2000 an der Forstl. Ausbildungsstätte in Ort, Gmunden. Hrsg.: Arbeitsgemeinschaft Landwirtschaftlicher Versuchsanstalten Österreichs. S. 21-22
- Emmett B. A. et al., 1998 : The consequences of chronic nitrogen additions on N cycling and soil water chemistry in a Sitka spruce stand, North Wales. For Ecol. Manag. 101, S. 165-175
- Engels C., Marschner H., 1995: Plant uptake and utilization of nitrogen. In: Nitrogen fertilization in the environment. ed. by P. E. Bacon, S. 41-81
- EPA Report, 1998: Update of ambient water quality criteria for ammonia. EPA 822-R-98-008. US Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, D. C., 148 S.
- EPA Report, 2000: Preliminary data summary: Airport deicing operations. EPA 821-R-00-001. US Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, D. C.
- Fact Sheet, 1998: Air force aircraft and airfield deicing/anti-icing. [www.afcee.brooks.af.mil/pro\\_act](http://www.afcee.brooks.af.mil/pro_act), the US Air-Force PRO-ACT program
- Fangmeier A., 1994: Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. Environmental Pollution 86, S. 43-82
- Feng K., Yan F., S. Schubert: Response of Zea mays and Vicia alba to CULTAN fertilization. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 160, S. 291-293
- Flückiger W., Braun S., 1998: Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification. Environ. Poll. 102, S. 69-76
- Frühwirth I., 1990: Einsatz von Kaliumcarbonat als Auftaumittel: Auswirkungen auf die Kanalisation und auf die biologische Abwasserreinigung. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau der Technischen Universität Wien, 42 S.
- Gebauer G., Schulze E.-D., 1997: Nitrate nutrition of central european forest trees. In: Trees - Contributions to modern tree physiology. ed. by Rennenberg H, Eschrich W., Ziegler H., S. 273-291, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands
- George E. et al., 1999: Effect of varied soil nitrogen supply on growth and nutrient uptake of young Norway spruce plants grown in a shaded environment. J. Plant Nutr. Soil Sc. 162, S. 301-307
- George E., Marschner H., 1996: Nutrient and water uptake by roots of forest trees. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, S. 11-21
- George E., Stober C., Seith B., 1999 : The use of different soil nitrogen sources by young Norway spruce plants. Trees 13, S. 199-205
- Gerendas et al., 1997: Physiological and biochemical processes related to ammonium toxicity in higher plants. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 160, S. 239-251
- Glass A. D. M. et al., 1997 : Ammonium fluxes into plant roots : energetics, kinetics and regulation. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, S. 261-268
- Glatzel G., Krapfenbauer A., 1975: Streusalzschäden am Baumbestand der Straßen in Wien. Studie des Institutes für forstl. Standortforschung d. Universität f. Bodenkultur, Wien, 52 S.



- Goldemund H., 1995: Auswirkungen des Ersatzes von Natriumchlorid durch das alternative Auftaumittel Kaliumkarbonat auf chemische Bodenparameter unter Strassenrandbäumen in Wien. Diplomarbeit am Institut f. Waldökologie der Universität f. Bodenkultur, Wien, 105 S.
- Goos R. J., Crus A., 1999: Effect of ammonium sulfate pretreatment on ammonia volatilization after urea fertilization. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30, S. 1325-1336
- Gubler A., 1993: Literaturstudie: Salzersatz im Winterdienst. Institut f. Verkehrsplanung, Transporttechnik, Strassen- und Eisenbahnbau, Zürich. 32 S.
- Gundersen P., 1997: Effects of enhanced nitrogen deposition in a spruce forest at Kosterhede, Denmark, examined by moderate  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  addition. *For. Ecol. Manag.* 101, S. 251-268
- Guttay A. J. R., 1976: Impact of deicing salts upon the endomycorrhizae of roadside sugar maples. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40, S. 952-954
- Habermann P.-M., 1991: Wirksamkeit von Düngungsmaßnahmen an innerörtlichen Alleebaumstandorten in Abhängigkeit von Witterung und Bodeneigenschaften. In: *Angewandter Umweltschutz: Straßenbaumschäden, Ursachen und Wirkungen*, H.-G. Brod (Hrsg.), ecomed-Verlag, Landsberg/Lech
- Haider R., 1999: Verunreinigung von Strassenoberflächenwässern im Freilandgebiet. Diplomarbeit am Institut für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft an d. Universität f. Bodenkultur, Wien. 277 S.
- Heilmeyer H., 2000: Wachstum und Ernährung von Birke, Buche, Fichte und Tanne bei unterschiedlichem Stickstoff- und Schwefelangebot im Gefäßversuch. *Forstw. Cbl.* 119, S. 161-176
- Heinze M., 1998: Die Ernährung von Waldbäumen auf Gipsstandorten. *Forstw. Cbl.* 117, S. 267-276.
- Henry J. J. et al., 1991: Highway deicing : Comparing salt and calcium magnesium acetate. *Transportation Research Board Special Report 235*, Washington, USA
- Heufler W., 1996: Salzeinsatz im Winterdienst: Rechtliche Rahmenbedingungen. *Waste Magazin* 3/96, S. 5-6
- Heyser W. Iken J., Meyer F. H., 1988: Baumschäden und Mykorrhizie. *AFZ* 43/1988, S. 1174-1175
- Hobinger G., 1996: Ammoniak in Wasser. Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wässrigen Lösungen. *Umweltbundesamt, Wien. UBA-BE-076*, 45 S.
- Hübner F., 1996: Wachstumsverhalten und Revitalisierungstendenzen innerstädtischer Linden und Ahorne in Karlsruhe nach Wurzelsanierungsmaßnahmen. *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie*, Band 3, 200 S.
- Hütter, L. A., 1990: Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. 4. Auflage, Frankfurt am Main, 511 S.
- Insam H., Palojarvi A., 1995: Effects of forest fertilization on nitrogen leaching and soil microbial properties in the Northern Calcareous Alps of Austria. *Plant and Soil* 168-169, S. 75-81
- Jalkanen R. E. et al., 1998 : Nutrient deficits increase frost hardiness in Sitka spruce (*Picea sitchensis*) needles. *For. Ecol. Manag.* 107, S. 191-201
- Jandl R. 1993: Bestandesdüngungsversuche in österreichischen Waldökosystemen. *Bundesministerium für Land- u. Forstwirtschaft, Wien, Sonderausgabe der Zeitschrift Förderungsdienst*, 67 S.

- Jandl R., 1996: Magnesiumversorgung der österreichischen Wälder. *Centralbl. f. ges. Forstw.* 113/2, S. 71-82
- Jarvis S. C., Hopper M. J., 1981: The uptake of sodium by perennial ryegrass and its relationship to potassium supply in flowing solution culture. *Plant and Soil*, 60, S. 73-83
- Jönsson A. M., 2000: Soil treatment effects on bark lesions and frost sensitivity of beech (*Fagus sylvatica*) in southern Sweden. *For. Ecol. Manag.* 129, S. 167-175
- Katzensteiner K. 1992: Mineralstoffernährung, Bodenzustand und Baumvitalität in Fichtenwaldökosystemen des Böhmerwaldes. *FIW-Forschungsberichte 1992/1*, Österr. Gesellschaft f. Waldökosystemforschung u. experimentelle Baumforschung, 195 S.
- Kaupenjohann M., Zech W., 1989: Waldschäden und Düngung. *AFZ* 37/1998, S. 1002-1008
- Kölling C. et al., 1997 : Magnesium deficiency in young Norway spruce trees induced by  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  application. *Plant and Soil* 195, S. 283-291
- Kölling C., 1991: Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. *AFZ* 10/1991 S. 513-517
- Ladewig E. und Jungk A., 1991: Ammoniakverdunstung nach Harnstoffdüngung: Quantifizierung der Einflußfaktoren Wassergehalt, Temperatur und Bodenart. In: *Umweltaspekte der Tierproduktion : Vorträge zum Generalthema des 103. VDLUFA-Kongresses vom 16. - 21. 9. 1991 in Ulm und weitere Beiträge aus den Sitzungen der Fachgruppen / [Red.: Helmut Zarges]. – Darmstadt*, S. 63-68
- Leonardi S., Flückiger, W., 1987: Die Verfrachtung salzhaltiger Verkehrsgischt entlang Autobahnen und ihre Wirkung auf exponierte Gehölze. *Straße und Verkehr* 1-87
- Lovel R. D., Jarvis S. C., 1996: Effects of urine on soil microbial biomass, methanogenesis, nitrification and denitrification in grassland soils. *Plant and Soil* 186, S. 265-273
- Low A. P. et al., 1997: Effects of soil osmotic potential on nitrification, ammonification, N-assimilation and nitrous oxide production. *Soil Science* 162, S. 16-27
- Makkonen-Spiecker K. 1989: Schäden an Bodenvegetation und Vegetationsveränderungen nach Düngung mit Urea in Schweden. *AFZ* 5/1989, S. 104
- Marschner H., 1990: Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, 674 S.
- Matsche N., 1996: Aspekte zum Salzeinsatz im Winterdienst: Auswirkungen auf das Wasser (Abwasser, Grundwasser, Trinkwasser). Unveröff. Einzelgutachten
- Meiwes K., Merino A., Beese F., 1998 : Chemical composition of throughfall, soil water, leaves and leaf litter in a beech forest receiving long term application of ammonium sulphate. *Plant and Soil*, S. 217-230
- Mekdaschi R. et al. 1988: Streusalzschäden und Sanierungsmaßnahmen zur Verminderung der Streusalzbelastung von Straßenbäumen in Stuttgart. *Angew. Botanik* 62, S. 355-371
- Millard P., 1996: Ecophysiology of the internal cycling of nitrogen for tree growth. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, S. 1-10
- Mohn J. et al., 2000 : Increased rates of denitrification in nitrogen-treated forest soils. *For. Ecol. Manag.* 137, S. 113-119
- Neuberger M., 1996: Staubbelastung durch Straßenstreusplitt. *Waste Magazin* 3/96, S. 11-13
- Nilsen P. et al., 1998 : Nitrogen and drought effects on ectomycorrhizae of Norway spruce. *Plant and Soil* 198, S. 179-184

- Nilsen P., 1995: Effect of nitrogen on drought strain and nutrient uptake in Norway spruce *Picea abies* trees. *Plant and Soil* 172, S. 73-85
- Nilsson L. O., Wiklund K., 1995: Indirect effects of N and S deposition on a Norway Spruce ecosystem. An update of findings within the Skogaby project. *Water, Air and Soil Poll.* 85, S. 1613-1622
- Nohrstedt H.-Ö., Jacobson S., Sikström U., 2000: Effects of repeated urea doses on soil chemistry and nutrient pools in a Norway spruce stand. *For. Ecol. Manag.* 130, S. 47-56
- Norby R. J., 2000: Nitrogen resorption in senescing tree leaves in a warmer, CO<sub>2</sub>-enriched atmosphere. *Plant and Soil* 224, S. 15-29
- Nowotny G., 1992: Der Zustand der Salzburger Stadtbäume. Ergebnisse der Untersuchungen 1990 und 1992. Amt der Salzburger Landesregierung, Fachabteilung 13/1-Umweltschutz, 98 S.
- Nowak D., 1996: Estimating leaf area and leaf biomass of open-grown deciduous urban trees. *Forest Science* 42, S. 507-507
- OECD 1989: Reduzierter Einsatz von Auftaumitteln im Winterdienst. *Forschung, Straßenbau und Verkehrstechnik* 583, 55 S. Hersg. Bundesministerium f. Verkehr, Bonn-Bad Godesberg.
- Ortloff W., Schlaepfer R., 1996: Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht. *AFJZ* 167, S. 184-201
- Ortloff W., 1996: Stickstoff: Des Guten zuviel? *AFZ* 5/1996, S. 31-34
- Paramasivam S., Alva A. K., Prakash O., 1998: Denitrification from sandy soils treated with liquid or dry granular nitrogen form. *Soil Science* 163, S. 686-693
- Pedersen et al., 2000: Effects of road distance and protective measures on deicing salt. *J. Arbor.* 26, S. 238-244
- Peer Th., Podlesak K., 1991: Auswirkungen von chloridhaltigen Auftaumitteln auf Wasser und Boden im Bereich von Autobahnen und Schnellstraßen. *Österreichische Wasserwirtschaft, Sonderdruck* 43, S. 24-36
- Peoples M. B., 1995: Minimizing gaseous losses of nitrogen. In: *Nitrogen fertilization in the environment.* ed. by P. E. Bacon, S. 565-603
- Petersen A., 1986: Anatomische und physiologische Untersuchungen an Stadtbäumen in Hamburg. *Dissertation an d. Universität Hamburg.*
- Power S. A., Ashmore M. R. 1996: Nutrient relations and root mycorrhizal status of healthy and declining beech (*Fagus sylvatica*) in southern Britain. *Water Air and Soil Poll.* 86, S. 317-333
- Puech L., Mehne-Jakobs B., 1997: Histology of magnesium-deficient Norway spruce needles influenced by nitrogen source. *Tree Physiology* 17, S. 301-310
- Richtlinien für die sachgerechte Düngung, 2000: Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Rikala R., Tapani R., 1997: The effect of late summer fertilization on the frost hardening of second-year Scots pine seedlings. *New Forests* 14, S. 33-34
- Rosengren-Brinck U., Bengt N., 1995: Effects of nutritional status on the drought resistance in Norway Spruce. *Water, Air and Soil Poll.* 85, S. 1739-1744
- Rothstein et al., 2000: Kinetics of nitrogen uptake by *Populus tremuloides* in relation to atmospheric CO<sub>2</sub> and soil availability. *Tree Physiology* 20, S. 265-270

- Rudebeck A., Persson T., 1998: Nitrification in organic and mineral soil layers in coniferous forests in response to acidity. *Environ. Poll.* 102, S. 377-383
- Ruge U., 1974: Ursachen der Schädigung des Straßenbegleitgrüns in Städten und an der Autobahn. *Eur. J. For. Path.* 4, S. 48-49
- Scheffer-Schachtschabel, 1998: Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 494 S.
- Schüler G., 1996 : Wirkungen und Ökosystemverträglichkeit sulfatisch gebundener Dünger. *AFZ* 10/1996, S. 564-568
- Schulz R., 1992: Probenahmen an streusalzgeschädigten Straßenbäumen. *Das Gartenamt* 7/92 S. 488-494
- Sharpe R. R., Harper L. A., 1995: Soil, plant and atmospheric conditions as they relate to ammonia volatilization. *Fertilizer Research* 42, S. 149-158
- Sieghardt M., 1993: Kaliumkarbonat als Auftaumittel: 2. Ergebnisse eines Gefäßversuches mit Ahorn und Linde. Ergebnisbericht im Auftrag der MA 48, Wien, Unveröff. Ergebnisbericht, 45 S.
- Sieghardt M. und Wresowar M., 1998: Kaliumkarbonat als alternatives Auftaumittel: 8. Boden-, Blattuntersuchungen, Wirkung von NaCl und K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> Sprühlösungen, NaCl Belastung einer Baumalle am Währinger Gürtel. Unveröff. Arbeits- und Ergebnisbericht 1998, am Institut für Waldökologie der Universität f. Bodenkultur, Wien, 94 S.
- Sieghardt M., Wresowar M., Tartar A., 1998: Potassium carbonate as an alternative deicer: impact on soil properties and vegetation. In: Deicing and dustbinding – Risk to aquifers, Proceedings of an International Symposium, Helsinki, NHP Report No. 43, S. 41-47
- Sieghardt M. et al., 2000: Anwendungskriterien für den Einsatz von Kaliumkarbonat als alternatives Auftaumittel. Interdisziplinäre Studie zur ökologischen Verträglichkeit im Auftrag der MA 48, Wien, unveröff., 46 S.
- Smidt S., Englisch M., 1998: Die Belastung von österreichischen Wäldern mit Luftverunreinigungen. *Centralbl. f. ges. Forstw.* 1998/4, S. 229-248
- Spet G., 1991: Kaliumkarbonat – ein neues Auftaumittel. *Waste Magazin* 1/91, S. 23-24
- Spinner et al., 1996 : Einfluß von Stickstoff-, Magnesium- und Kaliumdüngung auf die Ernährung einjähriger Buchen (*Fagus sylvatica*). *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol.* 30, S. 70-73
- Steiner U., 1992: Die Nachwirkung der Salzstreuung mit Natriumchlorid und Kaliumcarbonat auf die Enzymaktivität im Boden. Diplomarbeit an der Form- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien, 95 S.
- Ste-Marie C. und Pare D., 1999: Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biol. Biochem.* 31, S. 1579-1589
- Stückler A., 1993: Untersuchungen über die Auswirkungen von Kaliumkarbonat und Natriumchlorid auf Pflanzen bei Verwendung als Tausalz. Diplomarbeit an der Form- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien, 89 S.
- Sury R., Flückiger W., 1983: The effect of different mixtures of NaCl and CaCl<sub>2</sub> on the silver fir (*Abies alba*). *Eur. J. For. Path.* 13, S. 24-30
- Tagliavini M., Masia A., Quartieri M., 1995: Buld soil pH and rhizosphere pH of peach trees in calcareous and alkaline soils as affected by the form of nitrogen fertilizers. *Plant and Soil* 176, S. 263-271
- Tamm C. O., Aronsson A., Popovic B., 1995: Nitrogen saturation in a long-term forest experiment with annual additions of nitrogen. *Water, Air and Soil Poll.* 85, S. 1683-1688

- Tartar A., 1998: Auswirkungen von Kaliumkarbonat als Tausalz auf einige Nährstoff-, biometrische sowie Wasserhaushalts-Parameter von Linde und Ahorn. Diplomarbeit am Inst. f. Waldökologie d. Universität f. Bodenkultur, Wien, 201 S.
- Thomas F. M. , Gehlen R., 1997: Effects of different forms of nitrogen supply on the gas exchange of young pedunculate oaks (*Quercus robur*). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, S. 209-215
- Thomas F. M., Blank R., 1996: The effect of excess nitrogen and of insect defoliation on the frost hardiness of bark tissue of adult oaks. Ann Sci For 53, S. 395-406
- Umweltbundesamt, Wien, 1998: Erhebung der Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 1998. Bericht erhältlich im BMLF, Wien bzw. [www.ubavie.gv.at](http://www.ubavie.gv.at) .
- Wallenda T. et al., 1996: Effects of varied soil nitrogen supply on Norway spruce (*Picea abies*). Plant and Soil 186, S. 361-369
- Washüttl J., Kroyer G., Hafner H., 1985: Entwicklung eines neuen Auftaumittels. Straßenforschung 262, 34 S. Bundesministerium f. Bauten und Technik, Wien.
- Wilpert K. et al., 1993 : Ergebnisse des Praxis-Großdüngerversuches: Abschlußbericht über die Anfangsaufnahmen (1985/86) und die Endaufnahmen (1985/86). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 132 S.
- Woolley D., 1999: Winter Operations involve in Europe. GSE today 7/4
- Woolley D., 2000: Environmental issues weigh heavily in european deicing operations. GSE today 8/4
- Wresowar M., 1994: Schwefelaufnahme von Traubeneichen (*Quercus petraea*) bei unterschiedlichem Schwefelangebot im Substrat – ein Gefäßversuch. Diplomarbeit am Institut f. Waldökologie der Universität f. Bodenkultur, Wien, 125 S.
- Wright R. F. und Tietema A., 1995: Ecosystem response to 9 years of nitrogen addition at Sogndal, Norway. For. Ecol. Manag. 71, S. 133-142