



ÜBERLEGUNGEN ZUR VERWENDUNG ORGANISCHER RECYCLINGS-DERIVATE IM WALD

Eine Literaturstudie

Horst MAYR

MONOGRAPHIEN

Band 100

M-100

Wien, 1998

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Autor

Horst Mayr
Institut für Waldökologie
Universität für Bodenkultur, Wien

Projektleitung

Peter Weiss

Übersetzung

Ulli Stärk

Satz/Layout

Lisa Lössl, Peter Weiss

Titelphoto

Horst Mayr (Ausbringung von Naßschlamm in Bremerton, US-Bundesstaat Washington)

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Radinger, 3270 Scheibbs

© Umweltbundesamt, Wien, 1998
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-438-X

VORWORT

Die Reinigung kommunaler und industrieller Abwässer hat in Österreich einen hohen Stand erreicht. Die Abwasserreinigung bedingt wachsende Mengen an Klärschlamm, die der Entsorgung zugeführt werden müssen. Die Idealvorstellung des Recycling hat sich in der Praxis oft als schwierig erwiesen, weil die Landwirtschaft wegen strenger Qualitätsansprüche und anderer Einschränkungen vielfach nur einen kleinen Teil der örtlich anfallenden Klärschlammengen aufnehmen kann oder will. Der Rest muß deponiert, verbrannt oder industriellen Verwertungen zugeführt werden. Die Ausbringung von Klärschlamm im Wald ist im österreichischen Forstgesetz ausdrücklich verboten. Da in anderen Ländern, insbesondere im Nordwesten der USA und im Südwesten Kanadas, große Mengen an Klärschlamm in Wäldern ausgebracht werden, entsteht auch in Österreich zunehmender Druck, die Verwendung von Klärschlamm im Wald zuzulassen. Es wird argumentiert, daß man angesichts des hohen Flächenanteils von Wald in Österreich große Mengen an Klärschlamm unterbringen könnte, daß die Qualitätsansprüche nicht so hoch sein müßten wie in der Landwirtschaft und daß auf vielen Flächen der Holzertrag gesteigert werden könnte. Gezielt könnte Klärschlamm als Dünger bei schwierigen Aufforstungen, Bestandesumwandlungen und Bodenmelioration eingesetzt werden.

Als Basis für eine ökologische Risikoabschätzung sowie einer Prüfung auf Wissensdefizite und Forschungsbedarf hat das Österreichische Umweltbundesamt eine Dokumentation des internationalen Wissensstandes über die Verwendung von Klärschlamm und anderen organischen Abfallprodukten im Wald in Auftrag gegeben. Es freut mich, daß das Institut für Waldökologie der Universität für Bodenkultur mit dieser Aufgabe betraut wurde, weil dadurch das Expertenwissen am Institut auf diesem Gebiet weiter aktualisiert werden konnte. Der vorliegende Bericht gibt einen umfassenden Überblick über den aktuellen Wissensstand der internationalen Forschung im Zusammenhang mit der Ausbringung von Klärschlamm im Wald. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden hinsichtlich ihrer positiven und negativen Effekte auf Waldökosysteme aufgelistet und bewertet. Zudem werden unter Berücksichtigung der für den österreichischen Wald geltenden Gesetze Überlegungen hinsichtlich der Substitution von Mineraldünger durch Klärschlamm angestellt.

Wien, im Juli 1998

Professor Gerhard Glatzel
Vorstand des Institutes für Waldökologie
der Universität für Bodenkultur Wien

ZUSAMMENFASSUNG

Seit den 70er Jahren kommt es in Österreich auf Grund von Gesetzen zur Reinhaltung der Flüsse zu einem verstärkten Ausbau und Bau von Kläranlagen und damit steigenden Klärschlammengen. Diese werden durch die verstärkte Einbindung häuslicher Abwässer in ländlichen Regionen und den dadurch benötigten Bau von weiteren Kläranlagen erhöht. Klärschlamm wird in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau verwertet oder nach Entwässerung deponiert, thermisch entsorgt. Da im Klärschlamm anorganische und organische Schadstoffe enthalten sind, wurden Grenzwerte erlassen, die für eine Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft einzuhalten sind.

Grundsätzlich ist in Österreich die Ablagerung von Klärschlamm im Wald nach dem § 16 des Forstgesetzes (BGBl. Nr. 440/1975 idF. BGBl. Nr. 576/1987) verboten, ebenso in Deutschland und der Schweiz. In Dänemark, Norwegen, Neuseeland und den USA ist hingegen das Ausbringen von Klärschlamm im Wald gesetzlich erlaubt. In den USA, vor allem im U.S. Bundesstaat Washington, wird der Klärschlamm verstärkt im Wald entsorgt. Amerikanische Fachleute betonen immer wieder, daß die Entsorgung von Klärschlamm im Wald den großen Vorteil biete, daß dessen Nährstoffe dem Waldwachstum zugute kämen, die Holzproduktion intensivierten, während gleichzeitig die Gefahr einer direkten Kontamination der menschlichen Nahrungskette vermieden wird, wie es in der Landwirtschaft möglich wäre.

In Österreich steigt der Druck verschiedener Gruppen, eine Verwertung von Klärschlamm im Wald zu ermöglichen. Forstleute und Naturschützer stehen diesen Bestrebungen skeptisch gegenüber, da sie befürchten, daß eine Verwertung von Klärschlamm im Wald negative ökologische Auswirkungen verursacht. Im Zuge von Diskussionen zeigt sich, daß die Kenntnisse in Österreich bezüglich der Auswirkungen von organischen Recyclingderivaten nach erfolgter Ausbringung im Wald eher dürftig sind. Oft genannte Diskussionsargumente wären z.B. Auswaschung von Nitrat gemeinsam mit Nährstoffen, Eutrophierung, Degradierung oder Entwertung von Waldbeständen, Schwermetalltoxizität auf Grund der ausgebrachten Schwermetallfrachten im Klärschlamm, Gefährdung für Mensch und Tier auf Grund von Krankheitserregern usw.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, auf Basis der internationalen Literatur die positiven und negativen Auswirkungen und Risiken von Klärschlamm im Wald darzustellen und zu beurteilen. Gleichzeitig wird die verfügbare Literatur bezüglich der Verwertung von Bio-, Müll- und industriellem Kompost im Wald erfaßt und ebenfalls auf positive und negative Aspekte hin untersucht.

Zuerst wird ein allgemeiner Überblick über die Abwasser- und Klärschlammbehandlung, die Qualitätskriterien von Klärschlamm und Kompost für den mit dem Wald befaßten Personenkreis geschaffen. Anschließend werden kapitelweise die positiven und negativen Auswirkungen auf die einzelnen Kompartimente von Waldökosystemen nach Ausbringung von Klärschlamm und Kompost dargestellt. Diese Erkenntnisse sowie Überlegungen bezüglich der Nährstofffracht, der Aufstockung von organischen und anorganischen Schadstoffen in der Humusaufgabe und dem Oberboden sowie den möglichen Ersatz der Elemententzüge durch die Holzernte sollten das Bild abrunden und eine objektive Diskussionsgrundlage schaffen.

Als Information für Forstleute, Biologen, Naturschützer, die sich noch nicht mit Fragen der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung beschäftigt haben, werden die wichtigsten Verfahrensschritte kurz umrissen, wobei kein Anspruch auf Vollständigkeit besteht.

◆ ABWASSERREINIGUNG und KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG

Die Stufen der Abwasserreinigung setzen sich aus der mechanischen, biologischen und chemischen Reinigung zusammen. Der dabei anfallende Klärschlamm muß in der Folge be-

handelt werden, um entsorgt werden zu können. Zur Klärschlammbehandlung im engeren Sinn gehören die Schritte Eindickung, Stabilisierung, Konditionierung und Entwässerung. Im Zuge dieser Verfahrensschritte kommt es im Normalfall zur teilweisen oder schrittweisen Entseuchung des Klärschlammes. Kompostierung, Vergärung, Trocknung, Verbrennung und Verfestigung stellen weitere mögliche Behandlungsschritte dar.

Die Klärschlammbehandlung bewirkt strukturelle, physikalische und chemische Veränderungen. Die daraus resultierende unterschiedliche Beschaffenheit (flüssig, stichfest, pastös, krümelig, streufähig, staubförmig) von Klärschlämmen muß sich auf waldökologische Kompartimente, z.B. Bodenphysik, Bodenchemismus, Bodenbiologie, Vegetation usw., unterschiedlich auswirken. Die Klärschlämme werden daher nach ihrer Beschaffenheit, ihrem Gehalt an Trockensubstanz sowie der Art der behandelten Abwässer (kommunal, industriell) in funktionale Gruppen eingeteilt. Folgende Arten an Klärschlamm werden unterschieden:

- Abwasser mit einem Trockensubstanzgehalt von < 3 %
- Naßschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von < 10 %
- Entwässerter Klärschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von 20-40 %
- Klärschlammkompost & Müllklärschlammkompost mit einem Trockensubstanzgehalt von jeweils 70-80 %
- Getrockneter Klärschlamm oder Klärschlammgranulat mit einem Trockensubstanzgehalt von 70-90 %
- Industrieller Klärschlamm: Dazu gehören Abwässer, nasse und entwässerte Klärschlämme industrieller Herkunft.
- Eine Besonderheit stellen spezielle Klärschlämme bzw. Klärschlammischungen dar: z.B Gekalkte Klärschlämme bzw. solche mit beigemischten Düngern, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw., um Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm auszugleichen.

◆ UNTERSUCHUNGSSCHWERPUNKTE

Auf Basis der verfügbaren Literatur wurden positive und negative Auswirkungen auf folgende Kriterien in Waldökosystemen nach Ausbringung der organischen Recyclingsderivate - kommunaler & industrieller Klärschlamm, Müll- & Biokompost - untersucht:

- Wachstum und gegebenenfalls Mortalität von Aufforstungen & Jungbeständen
- Wachstum von Stangen-, Baum- und Altholz
- Nähr- und Schadstoffgehalte der Baumarten; holzanatomische und physiologische Aspekte
- Struktur, Ernährung und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation
- Auflage- & Bodenchemismus
- Bodenbiologie & Bodenphysik
- Bodenhydrologie & Grundwasser
- Wildökologie
- Hygienische Aspekte

Die wichtigsten Ergebnisse werden getrennt nach Schwerpunkten und Auswirkungen, zusammenfassend dargestellt. Folgende Einschränkungen zur recherchierten Literatur sind zu beachten:

- Forschungsergebnisse von wiederholten Klärschlammapplikationen liegen nicht vor.
- Die überwiegende Mehrzahl der Untersuchungen setzt sich mit den Auswirkungen von Naßschlamm auseinander. Folglich besteht bei allen anderen Klärschlamm- und Kompostarten ein hoher Forschungsbedarf.
- Der Untersuchungszeitraum erstreckt sich auf maximal 13 bis 18 Jahre, wobei der Anteil kurzfristiger Studien, das sind zwei bis fünf Jahre, deutlich überwiegt. In Relation zu einer typischen Umtriebszeit von 120 Jahren liegen also eher kurz- bis mittelfristige Ergebnisse vor.
- Für folgende Bodentypen lt. österreichischer Systematik (FINK 1969) liegen keine Untersuchungen vor: Pseudo- und Stagnogleye, Silikatischer Braunlehm, Rendzina & karbonatischer Braunlehm sowie Rohböden.
- Untersuchungen mit Naßschlamm gibt es zu folgenden Bodentypen: Braunerden, Semipodsole bis Podsole sowie Parabraunerde mit leichter oder fehlender Pseudovergleyung.
- Im Zusammenhang mit der Problematik von organischen Schadstoffen liegen keine Untersuchungsergebnisse vor.

◆ KRITERIUM KLÄRSCHLAMM und KOMPOST

Ein wesentlicher Punkt für die Beurteilung der Klärschlamm- und Komposte sind die Kriterien Nährstoffe, anorganische und organische Schadstoffe sowie Pathogene. Die zulässigen Grenzwerte im Klärschlamm für die Ausbringung in der Landwirtschaft werden an Hand österreichischer Gesetze tabellarisch zusammengefaßt. Diese werden den Richtwerten der Europäischen Union sowie den zulässigen Höchstwerten für Schwermetalle im Klärschlamm verschiedener Staaten gegenübergestellt. Die erforderliche Qualität von Biokompost wird mit Hilfe der ÖNORMEN S 2201 und S 2200, die von Müllkompost mit Hilfe der ÖNORMEN S 2022 und S 2024 beschrieben.

Aktuelle österreichische Klärschlamm- und Kompostdaten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) werden an Hand der festgestellten maximalen, minimalen und durchschnittlichen Nähr- und Schadstoffgehalte tabellarisch aufgelistet. Diese, aber auch die im Anhang angeführten Analysedaten der internationalen Literatur lassen deutlich die für eine Verwertung im Wald unausgewogenen Nährstoffverhältnisse im Klärschlamm erkennen. Den hohen Gehalten an Stickstoff, Phosphor, Calcium, Eisen oder Aluminium, die u.a. auf die Behandlung (z. B. Phosphatfällung mit Eisensalzen) zurückzuführen sind, stehen minimale Gehalte an Kalium, oft auch an Magnesium und Spurenelementen gegenüber. Diese Ungleichgewichte werden im Zuge der Ausbringung, sofern dem Klärschlamm keine Zusätze beigemischt werden, verschärft (s. unten).

Einen weiteren wichtigen Punkt stellen die Pathogene im Klärschlamm dar, die je nach Behandlung des Klärschlammes in hohen Konzentrationen auftreten und dadurch gesundheitsgefährdend sein können. Dagegen können weitere Behandlungsschritte wie z.B. Kalkung, Kompostierung Schlämme weitestgehend pathogenfrei machen. Allerdings liegen bisher keine Informationen bezüglich der Stabilität von genetischen Informationsträgern (z. B. DNA) im Zuge der Behandlung und Verwertung von Klärschlamm vor.

Auf Basis dieser Grundlagen sowie der Ergebnisse aus den Forschungen wird eine Art „Rote Klärschlammliste“ zusammengefaßt, in der die für eine Verwertung im Wald untauglichen Schlämme erfaßt sind. Diese können durch hohe Frachten an organischen und anorganischen Schadstoffen gekennzeichnet oder auf Grund der Herkunft auch mit Krankheitserregern entsprechend belastet sein und damit ein Risiko darstellen.

Ein unbedingtes Muß vor einer möglichen Verwertung von Klärschlamm im Wald ist daher die Analyse des Klärschlammes aber auch die von Klärschlammderivaten. Dabei müssen Pathogene, anorganische und organische Schadstoffe, Makronährstoffe, Spurenelemente und vor allem Stickstoff (s. unten) erfaßt werden. Dies deshalb, da die Gehalte und die Frachten im Klärschlamm extrem differieren können. Oft kommen wichtige Nährstoffe, wie z.B. Kalium oder Magnesium, nur in Spuren vor, während Metalle wie Zink, Kupfer, Blei oder Eisen, aber auch organische Verbindungen wie AOX, LAS, PCDD/F in hohen Konzentrationen im Klärschlamm enthalten sein können.

Überhöhte Klärschlammengen mit zu hohen Stickstofffrachten, die die Aufnahmefähigkeit der Vegetation übertreffen, können eine hohe Nitrifikation auslösen, die zu einer nachhaltigen Auswaschung von Nitrat gemeinsam mit den basischen Kationen führen kann. Andererseits kann es zur Verdünnung von Makro- und Spurenelementen im Boden und zu Mangelsymptomen in der Vegetation kommen. Degradierete und düngungswürdige Waldstandorte weisen häufig einen Mangel mit basischen Kationen auf. Die Ausbringung von Klärschlamm mit geringen Gehalten an Kalium und Magnesium könnte daher diese Situation zusätzlich verschärfen.

◆ KRITERIUM DÜNGUNGSBEDÜRFTIGKEIT

Die Entsorgung von organischen Recyclingderivaten im Wald ist unbeschadet der rechtlichen Bestimmungen generell abzulehnen (sh. unten). Die Überlegungen in dieser Studie sind in Hinblick auf eine mögliche Substitution mineralischer Dünger durch organische Recyclingsderivate zu verstehen.

Grundsätzlich wären daher Waldstandorte vor einer möglichen Behandlung durch Klärschlamm durch Untersuchung der Nährstoffversorgung in den Mineralböden bzw. durch Überprüfung der Blatt- und Nadelgehalte des Bestandes auf ihre Bedürftigkeit zu untersuchen. Von Natur aus nährstoffarme bzw. nährstoffreiche Standorte gelten im forstlichen Sinn nicht als düngungswürdig. Beispiele für düngungswürdige Standorte können Bestandesumwandlungen von sekundären, degradierten, nährstoffarmen Fichten- und Kiefernbeständen in natürliche Laub(misch)wälder, durch historische Nutzungsformen degradierte und nährstoffverarmte Waldstandorte, Neu- und Hochlagenaufforstungen, Rekultivierungsflächen, Christbaumkulturen oder Energieholzplantagen bzw. Biomassenproduktion mittels Holzgewächsen im Kurzumtrieb darstellen.

◆ KRITERIUM STANDORT ALLGEMEIN

Folgende Standortskriterien gelten nach Durchsicht der Literatur als Problemfaktoren bezüglich der Ausbringung von Klärschlamm im Wald. Zu steile Hänge ermöglichen ein Abfließen des Klärschlammes in umliegende Flächen, Oberflächengewässer, Quellen. Aus diesem Grund gibt es beispielsweise auch für landwirtschaftliche Flächen die Empfehlung, Klärschlamm in hängigen Lagen nicht auszubringen. Eine gut entwickelte Vegetation, z. B. Kraut- und Strauchschicht, sollte zum Schutz vor dem Abfließen vorhanden sein. Nordseitig exponierte, schattige Hänge sind in Hinblick auf die Stabilisierung oder Mineralisierung des ausgebrachten Klärschlammes ein Nachteil. Solche Hänge sind durch ungünstigere klimatische Verhältnisse, z.B. kühlere Temperaturen, längere Schneedecke, aber auch ein schlechteres Mikroklima für die Mineralisierung des Klärschlammes gekennzeichnet. Böden

mit hochanstehendem Grundwasser oder solche mit zeitweiligem Überstau, Moor- und Torfböden sind aus ökologischen Gründen tabu. Besonders durchlässige Standorte auf grobem Schotter, Kies usw. sowie seichtgründige Kalk- und Karststandorte sollten ebenfalls ausgeschlossen werden.

Daneben müssen bei der Ausbringung auch Bestandeskriterien, wie Bestandesalter und/oder Entwicklungsphase, Bestockung, die zu behandelnde Baumart, Baumhöhe usw. berücksichtigt werden. Grundsätzlich kann eine geringe Erschließung der Waldfläche Probleme bereiten.

Weiteres müssen großklimatische Faktoren beachtet werden. Starke Niederschläge können ein Abfließen des Schlammes, auch von entwässertem Klärschlamm, verursachen. Starke Winde können die Verwehung von Klärschlamm bewirken. Zu hohe und zu tiefe Temperaturen können die Mineralisierung stark verlangsamen.

◆ KRITERIUM AUFFORSTUNGEN UND JUNGBESTÄNDE

Untersuchungen zu Mortalität und Zuwachs von Aufforstungen und Jungbeständen liegen hauptsächlich für Studien mit Naßschlamm, Abwasser und industriellem Klärschlamm vor. Nur wenige Untersuchungsergebnisse liegen mit anderen Klärschlammarten sowie Kompost vor.

Die Ausbringung von Klärschlamm bewirkte in jungen Kulturen durch die Nährstoffzufuhr eine enorm hohe Konkurrenz durch die Unkraut- und Bodenvegetation. Diese mußte chemisch oder mechanisch bekämpft werden, um ein Aufkommen der Aufforstungen zu garantieren. Als weitere Ursachen für erhöhten Ausfall waren stark ansteigende Maus- und Kaninchenpopulationen (Ringeln oder Wurzelverbiß), verstärkter Verbiß durch Schalenwild, Befall an den offenen Wunden durch Schadinsekten und Pilze sowie der Einsatz frischer, nicht ausreichend kompostierter Schlämme zu nennen. Beschlammung förderte teilweise die Entwicklung des Schadpilzes *Armillaria mellea* und bewirkte dadurch den Totalausfall.

Die Beschlammung bewirkte im allgemeinen ein verbessertes Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenwachstum der behandelten Baumarten. Starke Unterschiede bestehen zwischen den Klärschlammarten. Gleichzeitige Bewässerung, Einarbeitung des Klärschlammes in den Mineralboden förderte das Wachstum stärker als oberflächliche Klärschlammgaben. Kompostierte Schlämme wirken als Slow-Release-Mittel und zeigten kurzfristig sogar geringere Zuwächse als die Kontrollen. Gesiebter Klärschlammkompost mit einem größeren Feinanteil förderte den Zuwachs der behandelten Baumarten stärker als ungesiebter Klärschlammkompost.

In Bezug auf die Ernährung liegen neben Naßschlamm einige Untersuchungen mit entwässertem Klärschlamm und Klärschlammgranulat vor. Jungpflanzen ließen im allgemeinen eine deutlich verbesserte Versorgung mit Stickstoff erkennen. Dies bedeutete auch erhöhte Rohproteingehalte in den Nadeln und Blättern, wodurch diese eine verbesserte Nahrungsquelle für Wildtiere darstellten. Überhöhte Klärschlammengen mit einseitig hoher Stickstofffracht konnten eine verschlechterte Versorgung mit den Makronährstoffen Kalium und Magnesium bzw. Spurenelementen bewirken. Diese wurde optisch an den jungen Trieben festgestellt. Durch die Beschlammung konnten in den Nadeln starke Verschiebungen bei den Stoffwechselprodukten festgestellt werden. Allgemein waren keine erhöhten Schwermetallgehalte aus der Literatur bekannt. Folglich war keine Schwermetalltoxizität zu berichten.

Aspekte wie die Frost- und Streßresistenz, die Holzqualität, die Mykorrhiza und das Wurzelsystem, pflanzenphysiologische Fragen wurden bei allen Klärschlamm- und Kompostarten nicht untersucht.

◆ KRITERIUM ALTBESTÄNDE

Stangen- bis Althölzer wurden hauptsächlich mit Naßschlamm behandelt. Die Auswirkungen von Naßschlamm auf das Wachstum behandelter Bestände können durch Wachstumsunterschiede infolge von Standortsunterschieden zwischen den Flächen oder innerhalb der Versuchsfläche maskiert werden.

Die Ausbringung von Naßschlamm förderte tendentiell das Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenwachstum solcher Bestände. Ältere Bestände reagierten auf die Naßschlammgabe meistens nicht so schnell wie Jungbestände und Kulturen. Mehrjährige Verrieselung von industriellem Abwasser konnte zum Absterben der Bestände führen, vermutlich weil sich diese auf ein stark erhöhtes Angebot an Wasser und Nährstoffe nicht einstellen konnten. Andererseits konnte eine Beschlammung stark veränderte Nährstoffverhältnisse im Boden bewirken, in der Folge Nährstoffmängel induzieren und zu Vitalitätseinbußen führen.

Die Auswirkungen der Beschlammung auf die Baumernährung hängen von den Nährstoffverhältnissen im Klärschlamm sowie der Sorptionskapazität des behandelten Waldbodens ab. Geringe Nährstoffkonzentrationen, speziell von Kalium oder Magnesium, im Klärschlamm verursachten sinkende Gehalte in den Nadeln. Übermäßige Gaben führten ebenfalls zu einer Verdünnung an Spurenelementen im Boden und lösten derart Mangelerscheinungen in den Nadeln aus. Die Beschlammung bewirkte auf Böden mit höherer Sorptionskapazität zumeist eine deutlichere Verbesserung der Nährstoffgehalte in den Nadeln als auf Böden mit schlechter Sorptionskapazität. Auf letzteren kam es meistens zu keiner nachhaltigen Verbesserung der Nährstoffversorgung. Erhöhte Schwermetallgehalte und Schwermetalltoxizität sind aus der Literatur nicht bekannt.

Zu den Themen Fruktifikation, Naturverjüngung, Resistenz gegenüber abiotischen und biotischen Schadfaktoren, Mykorrhiza und Wurzelsysteme, Pflanzenphysiologie und Holzqualität liegen keine Untersuchungen mit Klärschlamm und Kompost vor.

◆ KRITERIUM BODENVEGETATION

Ergebnisse im Zusammenhang mit der Bodenvegetation beziehen sich fast ausschließlich auf Auswirkungen im Zusammenhang mit der Ausbringung von Naßschlamm. Die Naßschlammgaben bewirkten im allgemeinen durch die hohe Nährstoffzufuhr eine starke Entwicklung der Bodenvegetation, Verdrängung von standortsangepaßten Arten, Artenausdünnung, Verschiebungen hin zu nitrophilen und eutrophen Pflanzengruppen und das Aufkommen von Acker- und Ruderalunkräutern. Gleichzeitig konnte es zum Verdämmen des Jungwuchses und zu Veränderungen der vertikalen Struktur durch Einwachsen von Kräutern in die Strauchschicht kommen. Die Ausbringung von Naßschlamm selbst kann das Ausreißen, Wegspülen von Pflanzen, Abreißen von Pflanzenteilen bewirken. Extrem hohe Naßschlammgaben werden nicht sofort abgebaut, bilden gemeinsam mit der Humusaufgabe eine absperrend wirkende Deckschicht aus, unter der es zum Ersticken von Pflanzen kam.

Fragen des Arten- und Naturschutzes, der Biodiversität, der Naturverjüngung, des Forstschutzes sowie der Wildökologie stehen in einem engen Zusammenhang mit den strukturellen und qualitativen Auswirkungen auf die Vegetation.

◆ KRITERIUM AUFLAGEHUMUS

Untersuchungen bezüglich der Auswirkungen auf den Auflagehumus wurden mit kommunalem und industriellem Naßschlamm sowie mit Abwasser durchgeführt. Wenige Untersuchungen liegen zu kompostierten Klärschlämmen und Kompost vor. Schwerpunkte der Forschung sind morphologische bzw. chemische Veränderungen.

Der Humus- und Oberbodenzustand vor der Beschlämmung ist ein wesentlicher Faktor für mögliche humusphysikalische, -chemische und -biologische Auswirkungen.

Bei einer Naßschlammausbringung von maximal 10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ auf Mullhumus und A_{hb}-Horizont wurde der Klärschlamm allgemein rasch umgesetzt. Solche Naßschlammgaben bewirkten auch auf schlechten Humusformen eine erhöhte biologische Aktivität verbunden mit einer Agradierung zu Mull und engeren C/N-Verhältnissen.

Höhere Naßschlammgaben bzw. solche auf Humustypen mit langsamer Mineralisierung und schichtigem Aufbau förderten die Ausbildung von absperrend wirkenden Naßschlamm-Blatt-Schichten. Damit waren deutliche Strukturverluste, die Zerstörung von Lebensräumen für das Bodenleben, eine verminderte mikrobielle, eine langfristig stark verminderte bis vernichtete zoogene Aktivität im Humus und dem Boden sowie eine stark gedrosselte Mineralisierung verbunden. Der Abbau solcher Schichten erfolgte langsam von oben her. Zudem konnte meistens ein echter Abbau in der L-Schicht sowie in der Fraktion < 2 mm der F- und H-Schicht beobachtet werden. Im Oberboden waren keine erhöhten Humusvorräte erkennbar. Bei Klärschlämmen mit sehr weiten C/N-Verhältnissen wie primären industriellen Klärschlämmen wurde ein stark verzögerter Abbau beobachtet.

Die Ausbringung von Naßschlamm bewirkte kurz- bis mittelfristig erhöhte pH-Werte, eine höhere Basensättigung und engere C/N- und C/P-Verhältnisse. Phosphor, Eisen, Aluminium, die Schwermetalle wurden von der organischen Substanz langfristig außerordentlich stark gebunden. Vor allem letztere wurden langsam in geringem Umfang in den Oberboden, bei hoher oder erhöhter biologischer Aktivität zoogen verlagert, ansonsten durch Lösungsvorgänge eingewaschen. Die geringen Kalium- und Magnesiumfrachten im Schlamm bewirken keine verbesserten Gehalte in der Auflage. Die Auswirkungen auf die Nährstoffspeicherung in der Auflage war im allgemeinen stark von der Naßschlammmenge und den darin enthaltenen Frachten abhängig. Naßschlammengen, deren Stickstofffracht die Aufnahmefähigkeit des Bestandes übersteigt, führten zu erhöhter Auswaschung von Nitrat und basischen Kationen.

Folgende Themenkomplexe müssen noch untersucht werden: Anteile und langfristige Dynamik der verfügbaren, austauschbaren, komplexierten, okkludierten usw. Schwermetallfraktionen an den Gesamtvorräten, Auswirkungen derselben sowie der organischen Schadstoffe auf Bodentiere, Bodenmikroorganismen und andere wichtige ökologische Gruppen, Mineralisierungsprozesse und humusmorphologische- bzw. chemische Auswirkungen durch alle anderen Klärschlamm- und Kompostarten. Nahezu keine Differenzierungen wurden bisher zwischen den einzelnen Schichten beschlammter Humusaufgaben (neu gebildete L-, ev. auch F-Schicht, Naßschlamm-Blatt-Schicht, begrabene, inaktive F- und H-Schicht) getroffen.

◆ KRITERIUM MINERALBODEN

Bodenchemische Untersuchungen im Wald betreffen Podsole und Semipodsole, „Spodosols“, „Psamments“, „Ultisols“ (siehe U.S. Soil Taxonomy im Anhang), nährstoffarme Parabraunerden bzw. die Auswirkungen durch Naßschlammgaben. Allgemein hängen die Auswirkungen auf den Oberboden (0-20 cm Tiefe) von der Naßschlammmenge, den darin enthaltenen Stickstoff- und Nährstofffrachten sowie den Spurenelementmengen, sowie von der Sorptionskapazität der behandelten Böden ab.

Sandige Böden mit schwacher Sorptionskapazität wurden mittelfristig deutlich langsamer verbessert. Lehmige bis lehmig-tonige Böden ließen auf Grund der deutlich höheren Sorptionskapazität mittelfristig eine deutlichere Verbesserung erkennen. Mäßige Naßschlammgaben bewirkten engere C/N- und C/P-Verhältnisse im Oberboden verbunden mit einer Agradierung der humosen Bodenhorizonte, mittelfristig höhere pH-Werte, eine höhere Basensättigung, eine verbesserte Versorgung mit Phosphor und Calcium, nur teilweise mit Magnesium.

Stickstofffrachten, die die Aufnahmefähigkeit des Bestandes deutlich übersteigen, lösten langfristige Versauerungsschübe mit sinkenden pH-Werten, erhöhten Stickstoff-, Kalium- und Magnesiumverlusten bzw. stark steigenden Aluminium- und Eisenanteilen am Austausch aus bzw. führten zu erhöhter Stickstoffausgasung. Gleichzeitig wurde Nährstoffmangel im Boden und den Bäumen ausgelöst.

Langfristig wurden nur geringe Schwermetallmengen in den obersten Mineralboden verlagert. Die verlagerten Schwermetalle wurden überwiegend bis in 10 cm Tiefe, maximal bis in 20 cm Tiefe, gefunden, bei kleinen Naßschlammengen zoogen, ansonsten durch Lösungsvorgänge (s. oben). Ein Sinken der pH-Werte in den sauren Bereich könnte langfristig diese Metalle verstärkt verfügbar machen.

Im Unterboden (unterhalb von 20 cm Tiefe) bewirkte die Beschlammung keine erhöhten pH-Werte und keine erhöhten Gehalte an anorganischen Schadstoffen. Die Sorptionskapazität toniger, nährstoffarmer Böden konnte durch die Beschlammung leicht verbessert werden, erkennbar an leicht erhöhten Gehalten und Vorräten von Calcium und Magnesium. Bilanzierungen stark überhöhter Stickstofffrachten ließen noch in 180 cm Tiefe signifikante Stickstoffausträge erkennen.

Langfristiges Monitoring von anorganischen und organischen Schadstoffen wäre notwendig. Zudem ist es auf Grund der hohen atmosphärischen Stickstoffeinträge für die einzelnen Standorte enorm wichtig, durch Analyse des Bodens vor der Beschlammung sowie des Klärschlammes die zulässige Stickstofffracht mit dem Klärschlamm zu bestimmen und deren Auswirkungen genau zu beobachten.

◆ KRITERIUM BODENBIOLOGIE

Bodenbiologische Untersuchungen im Wald setzen sich ausschließlich mit den Effekten von Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm auseinander. Folgende Organismengruppen wurden bis jetzt untersucht: Bakterien, Milben, Kollernbolzen, Regenwürmer, Diplopoda und Asseln, Lauf- und Rüsselkäfer sowie Pseudoskorpione und Weberknechte.

Die Auswirkungen auf das Bodenleben durch den Klärschlamm hängen stark von der Veränderung der humus- und bodenphysikalischen Eigenschaften ab. Die gewählte Naßschlammmenge, die Qualität und Struktur der beschlammten Auflage und des Oberbodens üben einen starken Einfluß auf das Überleben der Bodenfauna aus.

Durch zu hohe Naßschlammgaben und schichtige Humusformen gebildete dichte, grobporfreie Sperrschichten bewirkten infolge anaerober Verhältnisse zumeist die völlige Vernichtung des Bodenlebens. Die Wiederbesiedelung dieser Flächen erfolgte von angrenzenden Flächen und von oben und ist von der artspezifischen Entwicklungsdauer und Einwanderungszeit sowie dem Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz des Klärschlammes abhängig.

Naßschlamm- und entwässerte Klärschlammgaben bewirkten die Verschiebung von Dominanzklassen einer Art (z. B. Förderung) sowie höhere Arten- und Individuenzahlen. Hohe Aufwandmengen von stark anaeroben entwässerten Klärschlammgaben förderten die Entwicklung von Pilz- und Bakterienpopulationen im Schlamm. Einige Arten wurden auf der Schlagfläche infolge der verbesserten standortklimatischen Faktoren deutlich stärker als im Bestand gefördert.

Naßschlammgaben führten zum langfristigen Ausfall der obligaten Ektomykorrhiza bzw. förderten die Entwicklung und Vermehrung von saproben und parasitischen Pilzen wie *Armillaria mellea* und *Laccaria laccata*. Abgesehen von der Studie von HORAK und RÖLLIN (1988) wurden keine Mykorrhizauntersuchungen gefunden.

Bodenbiologische Untersuchungen im Zusammenhang mit anorganischen und organischen Schadstoffen fehlen. Insgesamt betrachtet besteht ein außerordentlich hoher Forschungsbedarf.

◆ KRITERIUM BODENPHYSIK

Untersuchungen zur Bodenphysik im Wald betreffen hauptsächlich die Auswirkungen von Naßschlamm.

Der Humus- und Oberbodenzustand waren von enormer Bedeutung für die physikalischen Auswirkungen einer Naßschlammgabe. Die Ausbringung mäßiger Naßschlammgaben auf grobporenreiche Oberböden mit rascher Humusumsetzung ließen ein Einsickern des Klärschlammes in den Oberboden sowie eine rasche Umsetzung desselben zu. Deutlich höhere Naßschlammgaben mit schichtiger Ablagerung bzw. auf Humusformen mit schichtigem Aufbau ermöglichten die Ausbildung von dichten, grobporenfreien, absperrend wirkenden Naßschlamm-Blatt-Schichten verbunden mit Strukturzerstörung, Vernichtung von bodenbiologisch bedeutsamen Lebensräumen infolge der Verfüllung von Lücken und Hohlräumen. Diese behinderten das Versickern von Niederschlägen, wirkten sich negativ auf den Luft-, Wasser- und Wärmehaushalt im Boden aus, unterbanden den Gasaustausch, beeinträchtigten die Wasserleitfähigkeit und ermöglichten die Aufarbeitung dieser Schicht nur von oben her.

Die Ausbringung von Müllkompost bewirkte ein erhöhtes Porenvolumen, eine Verbesserung des Wasserhaushaltes sowie eine deutlich erhöhte Bodenfeuchte. Andererseits konnten hohe Müllkompostgaben die Entwicklung der Bodenvegetation fördern und dadurch indirekt die Bodenfeuchte vermindern.

Weitere Untersuchungen sind abgesehen von den wenigen zitierten Studien nicht verfügbar. Folglich ist, auch in Hinblick auf alle anderen Klärschlamm- und Kompostarten, ein außerordentlich hoher Forschungsbedarf gegeben.

◆ KRITERIUM SICKER- und GRUNDWASSER

Bodenhydrologische Untersuchungen im Wald wurden hauptsächlich mit Naßschlamm, teilweise auch mit kommunalem und industriellem Abwasser sowie industriellem Klärschlamm durchgeführt. Dabei wurden die Sickerwässer von Parabraunerden, Semipodsolen und Podsolen, „Spodosols“, „Psammets“ und „Ultisols“ untersucht. Neben Nitrat wurden noch die Konzentrationen von Ammonium, den basischen Kationen, Sulfat, Chlor und den Schwermetallen untersucht.

Die Kriterien Art, Alter, Durchwurzelungstiefe und Aufnahmefähigkeit des Bestandes, Baumart, Bodenart und Gründigkeit des Mineralbodens üben einen wichtigen Einfluß auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser beschlammter Waldbestände aus.

Stickstofffrachten, die die Aufnahmefähigkeit des Bestandes deutlich übersteigen, lösten stark erhöhte Nitrifikation, verbunden mit erhöhter Auswaschung von Nitrat gemeinsam mit Kalium, Magnesium und Calcium und stark erhöhte Aluminium- und Eisenkonzentrationen im Sickerwasser sowie langfristig wirksame Versauerungsschübe mit sinkenden pH-Werten aus. Wenn die Stickstoffmenge im Klärschlamm nicht über $400\text{-}500\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ lag, wurden keine über $50\text{ mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ hinausgehenden Konzentrationen von Nitrat im Sickerwasser gemessen. Die Nitratauswaschung war auf sorptionsschwachen Böden bei gleich hoher Naßschlammmenge und Stickstofffracht stärker ausgeprägt als auf sorptionsstarken Böden.

Neben erhöhten Nitratkonzentrationen wurden in den ersten Monaten nach der Ausbringung auch erhöhte Ammonium-, Sulfat- und NaCl-Auswaschung beobachtet. Im Sickerwasser konnten trotz hoher Phosphorfrachten im Klärschlamm keine erhöhten Phosphorkonzentra-

tionen festgestellt werden. Schwermetalle wurden an sich gar nicht in den Mineralboden eingewaschen. Einzig im Zuge der Ausbringung von Naßschlamm auf im Oberboden grobporenreiche Parabraunerden wurden diese durch vertikalverlaufende Grobporen in tiefere Horizonte eingewaschen („Channel-Effekt“).

Eine besondere Beachtung muß neben den organischen und anorganischen Schadstoffen dem Stickstoff gegeben werden. Hohe atmosphärische Stickstoffeinträge in Mitteleuropa, die in schlechten Humusformen gebundenen Stickstoffreserven sowie die hohen Stickstofffrachten im Klärschlamm könnten eine langfristig erhöhte Nitratauswaschung verbunden mit starker Versauerung und Degradation der Standorte bewirken, weshalb der Stickstoffkreislauf einen speziellen Forschungsschwerpunkt darstellen sollte. Abgesehen von einzelnen Studien mit kommunalem und industriellem Naßschlamm liegen keine Grund- und Oberflächen-gewässerstudien vor.

◆ KRITERIUM WILDÖKOLOGIE

Wildökologische Untersuchungen liegen ausschließlich zu Naßschlamm und aus Nordamerika vor. Folgende Tiergruppen wurden untersucht: Schalenwild, Kleinsäuger und Vögel.

Die Beschlammungen bewirkten erhöhte Stickstoff- bzw. Rohproteingehalte in den Nadeln und Blättern der Baumarten und Sträucher sowie in den Gräsern. Diese bedeuteten eine verbesserte Nahrungsquelle und förderten dadurch die Fortpflanzungsraten der Geißen, Überlebensraten und -chancen der Kitze.

Die höhere Futterqualität, speziell der Gräser, bewirkte gemessen am Jahresverbrauch einen stark erhöhten Verbrauch an Gräsern in der kalten Jahreszeit. Gleichzeitig konnte ebenfalls in Relation zum Jahresverbrauch ein zum Teil signifikant verringerter Verbiß holziger Pflanzen wie *Gaultheria shallon*, *Vaccinium parviflorum* etc. beobachtet werden. Weiters kam es zum selektiven Verbiß von Waldbäumen durch Schalenwild. Die Bäume wurden außerdem durch Knicken, um an die nährstoffreichere Blattmasse zu gelangen, zum Teil erheblich verletzt. Diese Verletzungen stellten eine erhöhte Prädisposition gegenüber Schadinsekten und pathogene Pilzen dar.

Schalenwild konnte auf beschlammten Flächen das Einwachsen junger Bäume in die Strauchschicht verhindern. Eine deutlich stärker ausgeprägte Krautschicht auf eingezäunten, beschlammten, aber auch unbehandelten Flächen wurde beobachtet. Erhöhte Schwermetallgehalte wurden in den Gewebeproben von Schalenwild auf den beschlammten Flächen gefunden, die jedoch deutlich unter den aus anderen Versuchen bekannten toxischen Konzentrationen lagen.

Die Beschlammung bewirkte zumeist eine extreme Vergrasung auf nordwestamerikanischen Versuchsflächen (z.B. Pack-Forest), die hervorragende Bedingungen für die Vermehrung von Kleinsäugerpopulationen darstellte. Durch Ringeln und Wurzelverbiß wurden ganze Kulturen sowie Ersatzaufforstungen vernichtet. Erhöhte Schadstoffgehalte wurden in den Gewebeproben der Kleinsäuger auf den beschlammten Flächen gefunden, die jedoch deutlich unter den aus der Literatur bekannten, toxischen Konzentrationen lagen.

Auswirkungen von Klärschlamm auf die Vogelarten stehen mit Änderungen des Habitats sowie der Futterqualität und -häufigkeit in einem engen Zusammenhang. Das verstärkte Aufkommen der Unkraut- und Krautvegetation führte zum Ausfall von Vogelarten, die einen spärlich bewachsenen Boden zum Nisten und Brüten brauchen. Schäden durch Eisanhang an beschlammten Sträuchern und Bäumchen durch Abwasserverregnung zerstörte ebenfalls viele Nist- und Brutplätze.

Generell hatte die Beschlämmung keinen besonderen Effekt auf die Artenzahlen. Die veränderten Habitatsstrukturen bewirkten jedoch auch das verstärkte Vorkommen von waldfremden Vogelarten. Zumeist wurden jedoch höhere Individuenzahlen beobachtet. Höhere Futterhäufigkeit durch eine höhere Regenwurmdichte konnte die Fortpflanzungsrate steigern.

Es liegen kaum Untersuchungen zu folgenden Fragestellungen vor: Auswirkungen auf das Bodenleben, die als Nahrung für Kleinsäuger und Vögel dienen können, durch anorganische und organische Schadstoffe, Belastung von Nahrungsketten, von Wildbret sowie Auswirkungen auf innerartliche und zwischenartliche Beziehungen.

◆ KRITERIUM HYGIENISCHE ASPEKTE

Grundsätzlich gelten Klärschlämme dann als unbedenklich, wenn diese entsprechend den gesetzlichen Bestimmungen in Österreich chemisch oder thermisch behandelt wurden. Als Verfahren sind u.a. die Pasteurisierung, Kompostierung oder Aufkalkung zu nennen. Diese Verfahrensschritte garantieren, daß für Mensch und Tier keine Gefährdung durch Pathogene im Klärschlamm gegeben ist.

Werden jedoch eingedickte, konditionierte, stabilisierte Klärschlämme mit oder ohne Entwässerung, die entsprechend den obigen Verfahren nicht behandelt wurden, im Wald ausgebracht, können in diesen Klärschlämmen unter Umständen noch Restkonzentrationen von Krankheitserregern festgestellt werden. Bakterien, wie z.B. Salmonellen, fäkale Koliformbakterien, aber auch Viren, Protozoen und helminthische Parasiten könnten verschiedene Krankheiten, sofern es zu einer Infektion kommen würde, auslösen. Nicht thermisch oder chemisch behandelte Klärschlämme (s. oben) zeichnen sich durch störende Geruchsemissionen aus.

Wie die Untersuchungen zeigten, konnte es im Sommer nach der Ausbringung von Klärschlamm im Wald zu einem kurzfristigen Ansteigen der Salmonellenpopulation kommen. Die Überlebenszeit derselben war bei Ausbringung im Sommer im Unterschied zur Ausbringung im Winter deutlich länger. Milieubedingungen wie Temperatur, ein UV-Licht filterndes Kronendach sowie ein günstiger pH-Wert förderten das Überleben der Pathogene in der Klärschlamm-Auflagehumus-Schicht.

◆ KRITERIUM MENGENANGABEN ZU NAßSCHLAMMFRACTEN

Zusammenfassend werden im folgenden Teil jene Naßschlammengen dargestellt, bei denen in der untersuchten Literatur keine negativen Auswirkungen auf die oben angeführten Parameter beobachtet wurden. Auf Grund der geringen Zahl von Untersuchungen können derartige Angaben nicht für andere Klärschlamm- bzw. Kompostarten gemacht werden. Entsprechend den obigen Ausführungen ist festzustellen, daß es im Zusammenhang mit der Ausbringung von organischen Recyclingderivaten im Wald noch einen sehr hohen Forschungsbedarf gibt. Die unten dargestellten Mengenangaben müssen daher als vorläufige qualifiziert werden. Sie stellen jedenfalls keine Empfehlungen für die Ausbringung von Naßschlamm im Wald dar; es müssen die einschränkenden Angaben in den vorangegangenen Kriterien beachtet werden.

Aufgrund vorliegender Untersuchungen gelten die folgenden Mengenangaben nur für eine einmalige Gabe pro Umtriebszeit. Weiters wurden die Mengenangaben anhand der oben dargestellten Ergebnisse abgeleitet, und liegen den jeweiligen Untersuchungscharakteristika zugrunde.

Tab. I: Übersicht über einmalige Naßschlammgaben, bei denen auf Basis der untersuchten Literatur keine negativen Auswirkungen auf die angegebenen Schwerpunkte beobachtet wurden

Forschungsschwerpunkt	Höchste, zulässige Aufwandmenge an Naßschlamm in Relation zu den beobachteten Effekten
Mortalität und Zuwachs Aufforstungen & Jungbestände	Keine erhöhte Mortalität bei 150–200 m ³ Naßschlamm.ha ⁻¹ oder 7,5-10 t Trockenmasse (TM).ha ⁻¹ bei einer maximalen Stickstofffracht von 400 kg.ha ⁻¹ .
Zuwachs Stangen-, Baum- und Althölzer	Eine Naßschlammgabe von 300-400 m ³ .ha ⁻¹ oder 15-20 t TM.ha ⁻¹ bewirkte kurzfristig (!) eine positive Auswirkung auf das Wachstum und die Entwicklung der Bestände.
Baumernährung Aufforstungen & Jungbestände	Eine Naßschlammgabe von 150–200 m ³ .ha ⁻¹ oder 7,5-10 t TM.ha ⁻¹ mit 300 - 350 kg N.ha ⁻¹ ließ auf sorptionschwachen Böden keine negativen Effekte auf die Ernährung erkennen.
Baumernährung Stangen-, Baum- und Althölzer	Eine Naßschlammgabe von 300 m ³ .ha ⁻¹ oder 15 t TM.ha ⁻¹ reichte für eine verbesserte Ernährung aus.
Physiologie, Holzanatomie Baumarten	Keine Angaben auf Grund fehlender Forschung möglich!
Abiotische Schadfaktoren Baumarten	Keine Angaben auf Grund fehlender Forschung möglich!
Bodenvegetation	Eindeutige Mengenangaben nicht möglich! Eine Naßschlammgabe von über 10 t TM.ha ⁻¹ bewirkte eine deutliche Schwächung der obligaten Ektomykorrhiza bzw. Stimulanz von saproben und parasitischen Pilzen.
Bodenchemismus Auflagehumus	Eine Naßschlammgabe von 200 m ³ .ha ⁻¹ oder 10 t TM.ha ⁻¹ (bei maximaler Stickstofffracht im Naßschlamm mit 400-500 kg.ha ⁻¹) führte zu keinen negativen Effekten (Stickstoff- und Nährstoffverluste)
Bodenchemismus Sorptionschwache Böden	Eine Naßschlammgabe von 150-200 m ³ .ha ⁻¹ bzw. 7,5-10 t TM.ha ⁻¹ auf Podsolen und Semipodsolen, sandigen Braunerden, Psamments und Spodosols mit einer maximalen Stickstofffracht von 400 kg.ha ⁻¹ .
Bodenchemismus Sorptionsstarke Böden	Eine Naßschlammgabe von 200-250 m ³ .ha ⁻¹ bzw. 15 t TM.ha ⁻¹ auf (leicht pseudovergleyten) Parabraunerden mit einer maximalen Stickstofffracht von 500 kg.ha ⁻¹ .
Bodenbiologie & Bodenphysik Ungünstiger Humus- und Oberboden-Zustand	Eine Naßschlammgabe von 100–150 m ³ .ha ⁻¹ oder 5-7,5 t TM.ha ⁻¹ bewirkte keine negativen Auswirkungen auf das Bodenleben durch absperrende Schichten.
Bodenbiologie & Bodenphysik Günstiger Humus- und Oberbodenzustand	Eine Naßschlammgabe von maximal 200 m ³ .ha ⁻¹ bewirkte keine negativen Auswirkungen auf das Bodenleben.
Bodenhydrologie Sickerwasser Ab 1. 07. 1994	Eine Naßschlammgabe von 150-200 m ³ .ha ⁻¹ oder 7,5-10 t TM.ha ⁻¹ mit maximal 500 kg N.ha ⁻¹ bewirkte keine erhöhten NO ₃ -Konzentrationen über die österreichischen Grenzwerte für Trink- und Grundwasser.
Bodenhydrologie Grundwasser	Keine Angaben auf Grund fehlender Forschung möglich!
Wildökologie	Keine Angaben auf Grund fehlender Forschung möglich!

In Hinblick auf eine Ausbringung von Naßschlamm im Wald ist es unbedingt notwendig, sämtliche negativen ökologischen Auswirkungen und Risiken abzuschätzen. Diese Planung sollte grundsätzlich vom schwächsten Glied erfolgen. Unter Berücksichtigung der in der Ta-

belle I zusammengefaßten Auswirkungen stellen die hydrologischen Ergebnisse in Bezug auf das starke Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sowie bodenphysikalische Effekte nach derzeitigem Wissensstand den kritischsten Punkt dar. Demzufolge müßte die Ausbringung mit maximal $100\text{-}200\text{ m}^3$ Naßschlamm. ha^{-1} , das sind 5-10 t Trockenmasse. ha^{-1} bei einem angenommenen Trockensubstanzgehalt von 5 %, bzw. maximal $500\text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ beschränkt werden, um negative Effekte zu vermeiden. (Die Stickstoffmenge von 500 kg N/ha kann im Unterschied zu den Düngungsrichtlinien des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (s. unten) für den Mineraldüngereinsatz im Wald deshalb als unbedenklich angenommen werden, da Stickstoff im Klärschlamm überwiegend organisch gebunden vorliegt und ein Großteil erst durch die Mineralisierung der organischen Substanz in eine anorganische und damit verfügbare Form gebracht wird.) Nitrat kommt im allgemeinen im Klärschlamm nur in Spuren vor, Ammonium-Stickstoff macht im Schnitt ein Viertel bis ein Drittel der Stickstofffracht aus.

Die Naßschlammmenge von $200\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ ist gleichzeitig jene Obergrenze, ab der eine Beeinträchtigung der obligaten Ektomykorrhiza festgestellt wurde. Dies ist aber auch eine Menge, bei der noch keine Gefährdung durch organische und anorganische Schadstoffe zu erwarten ist, wie die unten dargestellten Kalkulationen zeigen.

◆ KALKULATORISCHE ÜBERLEGUNGEN

Auf Basis der österreichischen Klärschlamm- und Düngungsdaten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) für kommunales Klärschlamm werden an Hand der Wald-Düngungsempfehlungen des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) die erforderlichen maximalen, minimalen und durchschnittlichen Naßschlammengen mit den jeweils entsprechenden Nähr- und Schadstofffrachten errechnet. Diese Mengen werden anhand der Stickstoff-, Phosphor-, Kalium und Magnesiumkonzentrationen im Naßschlamm und jeweils bezogen auf eine $400\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe (26 %iger Stickstoffdünger), eine $100\text{ kg P}_2\text{O}_5\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe, eine $100\text{ kg K}_2\text{O}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe sowie eine $100\text{ kg MgO}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe ermittelt.

Deutlich treten dabei die enormen Nährstoffungleichgewichte im Naßschlamm hervor, speziell, wenn die Naßschlammengen und entsprechenden Frachten auf Basis der Kalium- und Magnesiumgehalte im Naßschlamm ermittelt werden. Diese beiden Elemente kommen zu meist nur in Spuren vor. Ein Erreichen der empfohlenen Düngermenge anhand von Kalium oder Magnesium würde enorme Naßschlammengen nötig machen und gleichzeitig eine hohe Stickstofffracht bewirken. Folglich ist für eine notwendige Behandlung von Waldflächen auf Basis dieser Elemente Klärschlamm ohne Beigaben von Kalium und Magnesium z.B. als Gesteinsmehle oder Tonminerale auf keinen Fall geeignet.

Weiters wurden, ebenfalls auf Basis der aktuellen österreichischen Klärschlamm- und Düngungsdaten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) sowie den flächenbezogenen Trockenmassen für Mull und Rohhumus (FBVA, 1992) bzw. jenen für 0-10 cm Feinboden nach GULDER und KÖLBEL (1993), die möglichen Aufstockungen anorganischer und organischer Schadstoffe nach erfolgter einmaliger Naßschlammausbringung von 5, 10 und 20 t Trockensubstanz. ha^{-1} ermittelt. Auffallend ist, daß die Ausbringung dieser Naßschlammengen vor allem bei Mullhumus infolge der deutlich geringeren Trockensubstanzmenge als Rohhumus deutlich höhere Aufstockungen, z.B. mit Zink, Kupfer oder Blei, bewirken würde. Allerdings ergibt die Behandlung von Mullhumus aus forstlicher Sicht (Düngungswürdigkeit) keinen Sinn. Auch im Rohhumus könnte es im ungünstigsten Fall zu deutlich erhöhten Gehalten einzelner Schadstoffe kommen.

Als besonders kritisch stellt sich der Eintrag von Tensiden (LAS) in den Auflagen heraus. Untersuchungen mit Nicht-Waldböden lassen deutlich erkennen, daß es im Zuge der Naßschlammausbringung von $10\text{ t Trockensubstanz}\cdot\text{ha}^{-1}$ zu einer deutlichen Aufstockung in Mull und Rohhumus kommen kann. Diese Aufstockungen liegen weit über den kritischen Werten

Werten für Toxizität gegenüber Nutzpflanzen und terrestrischen Lebewesen. Auch die Aktivität der Mikroorganismen im Boden könnte dadurch stark eingeschränkt werden. Die LAS werden im Boden jedoch sehr rasch abgebaut, sodaß Effekte möglicherweise nur kurzfristiger Natur wären. Allerdings liegen bis jetzt keine Untersuchungsergebnisse mit Waldböden vor.

Diese Bilanzierungen lassen deutlich erkennen, daß aktuelle Analysen des Klärschlammes, Bilanzierungen und eine Erarbeitung von Grenz- und oder Richtwerten vor einer Verwertung von Klärschlamm im Wald unbedingt notwendig sind.

Die Aufstockung der Schadstoffe im Mineralboden unter WORST CASE-Bedingungen (maximale Schadstoffkonzentrationen im Naßschlamm, Verlagerung der gesamten Fracht nach zehn Jahren in die obersten 10 cm Mineralboden) würde nur zu gering erhöhten Gehalten führen. Einschränkend muß gesagt werden, daß sowohl für den Auflagehumus als auch für den Mineralboden die Kenntnis der natürlichen Hintergrundbelastung sowie der anthropogen bedingten Belastung und die Beurteilung anderer bodenchemischer Parameter für die Beurteilung der möglichen Risiken durch Aufstockung mit organischen und anorganischen Schadstoffen von enormer Bedeutung ist.

Zuletzt werden noch mögliche Entzüge an Spurenelementen eines Fichten- und Buchenbestandes im Zuge der Holzernte mit den maximalen, minimalen und durchschnittlichen Frachten einer Naßschlammgabe von 10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ auf Basis der Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) verglichen. Dabei zeigt sich, daß die minimalen bis maximalen Zinkfrachten die Entzüge im Rahmen der Holzernte deutlich übersteigen. Die Frachten aller anderen Spurenelemente liegen im allgemeinen weit unter den entsprechenden Entzügen.

◆ RESÜMEE

Die vorliegende Studie zeigte, daß bei einer Ausbringung von organischen Recyclingsderivaten (Klärschlamm, Biokompost) im Wald eine Reihe von Kriterien zu beachten sind, die einem derartigen Vorhaben aus ökologischer Sicht entgegen stehen. Eine großflächige Ausbringung im österreichischen Wald ist damit – unabhängig von der rechtlichen Situation - abzulehnen. Andererseits konnte auf Basis der vorliegenden Literatur auch gezeigt werden, daß eine Substitution herkömmlicher Düngemittel im Zuge einer bei Düngungsbedürftigkeit notwendigen Walddüngung durch organische Recyclingsderivate sowie deren räumlich und zeitlich begrenzter Einsatz bei verschiedenen Spezialanwendungen im Wald (z.B. Bestandesumwandlung, Neubewaldung, Böschungsbegrünungen mit Einschränkung) sowie Christbaumkulturen oder Energieholzplantagen nicht pauschal abgelehnt werden kann. Eine ökologisch unbedenkliche Anwendung von Klärschlamm und Biokompost bzw. daraus abgeleiteten Produkten würde jedoch eine Schaffung von Rahmenbedingungen erfordern, die einer Klärung bestehender Wissenslücken in diesem Zusammenhang dienlich sind und bestehende Risiken ausschalten.

SUMMARY: VIEWS ON THE USE OF ORGANIC RECYCLING DERIVATES (SEWAGE SLUDGE, ORGANIC COMPOST) IN FOREST

In the 1970s a number of Clean Water Acts were passed in Austria. As a consequence, existing sewage treatment plants were enlarged or new ones built, which, in turn, led to rising amounts of sewage sludge. As more and more households in rural areas are being connected to waste water treatment systems the demand for sewage treatment plants is increasing accordingly. In Austria, the application of sewage sludge is limited to agriculture and land reclamation. Sewage sludge which can not be recycled or reused is dewatered, subjected to thermal treatment and then disposed of. Due to its known contents of inorganic and organic pollutants corresponding limits have been established regulating the use of sewage sludge in agriculture.

The disposal of sewage sludge in forests is prohibited by § 16 of the Austrian Forestry Act (Federal Legal Gazette no. 440/1975, as amended Federal Legal Gazette 576/1987). The same holds true for Germany and Switzerland. In Denmark, Norway, New Zealand or the USA (Part 503 Regulation), however, the application of sewage sludge in forests is allowed. In the US State of Washington more and more sewage sludge is being applied to in forests. American experts keep stressing that the application of sewage sludge in forests has the big advantage of benefiting forest growth through the nutrients it contains, of enhancing timber production, while at the same time avoiding the risk of contaminating the human food chain, a risk not negligible in agriculture.

In Austria, the pressure of various interest groups favouring the use of sewage sludge in forests is mounting. This is met by opposition from foresters and nature conservationists who are afraid of potential negative effects the use of sewage sludge in forests might have on forest ecosystems. Commonly used arguments include the washing out of nitrates together with nutrients, eutrophication, degradation or devaluation of forest stands, increased heavy metal toxicity on account of the heavy metals contained in the sewage sludge applied, and potential hazards to humans and animals through pathogens, etc.

Following an extensive literature survey, the present study was carried out in the aim to give an overview of and assess the positive and negative impacts and risks associated with the use of sewage sludge in forests. Furthermore, the literature available has been scanned for information on the use of organic, refuse and industrial compost in forests.

First, a general overview is given of waste water and sewage sludge treatment and of the quality criteria applying to sewage sludge and compost. Then, chapter by chapter, the positive and negative impacts of the application of sewage sludge and compost to the various compartments of forest ecosystems are discussed. These findings together with calculations of nutrient balances, of the accumulation of organic and inorganic pollutants in humus and topsoil as well as the possibility to offset element losses by timber harvesting shall round off the picture and provide an objective basis for discussion.

◆ WASTE WATER AND SLUDGE TREATMENT

Waste water treatment involves a number of mechanical, biological and chemical processing steps. The thereby generated sewage sludge must be subjected to further treatment before being disposed of. In detail, sewage sludge treatment comprises thickening, stabilisation, conditioning, and dewatering. Normally, as sewage sludge passes through the various processing steps it is gradually, at least in part, disinfected. Possible further treatment includes composting, fermentation, drying, incineration and compaction.

Throughout its treatment sewage sludge undergoes structural, physical and chemical changes. Depending on whether it is liquid, spadeable, paste-like, crumbly, sprinklable, or powdery the impact of sewage sludge on the different forest ecosystem compartments (e.g. soil physical and chemical conditions, soil biology, vegetation, etc.) varies. Therefore, according to their properties, percentage of dry substance, as well as type of waste water treated (municipal, industrial) sewage sludges are classified into the following functional groups:

- waste water with less than 3% dry solids
- liquid sludge (liquid biosolids) with a dry solids content < 10%
- dewatered sewage sludge (dewatered biosolids) with a dry solids content of 20-40%
- composted sewage sludge (composted biosolids) & refuse sludge with a dry solids content of 70-80%
- dried sewage sludge or sewage sludge granulate with a dry solids content of 70-90%
- industrial sewage sludge, including waste waters, liquid and dewatered sewage sludge of industrial origin
- other types of sewage sludges and mixed sewage sludges: e.g. limed sewage sludges, or sludges to which fertilisers, clay minerals, powdered minerals, etc., were added in order to correct the nutrient imbalances in sewage sludge.

◆ KEY ASPECTS

Based on information derived from relevant literature, positive and negative impacts of the application of organic recycling derivatives, i.e. municipal and industrial sewage sludge, refuse and organic compost, on the following aspects of ecosystems were investigated:

- mortality and growth in afforestations and young stands
- growth in pole, timber and mature forests
- concentrations of nutrients (tree nutrition) and pollutants in the tree species, aspects of wood anatomy and physiology
- structure, nutrition and pollutant contents of ground cover
- soil chemistry
- soil biology and soil physics
- soil hydrology and groundwater
- wildlife ecology
- hygienic aspects

Focussing on selected key aspects and related impacts, the main results of this study will be presented. But before going into detail, the following general statements have to be made:

- There are no results from repeated sewage sludge application.
- Most of the investigations deal with the impacts of liquid sludge. Hence, there is a need for research with regard to the other types of sewage sludge or compost.
- The investigations cover a maximum of 13-18 years, with a dominant share of short-term studies of 2-5 years. Considering that an average timber rotation takes 120 years, the results can be considered short to medium-term.
- No investigations have been carried out for the following soil groups (Austrian classification according to FINK, 1969): pseudogley, stagnogley, silicate brown loam, rendzina, carbonate brown loam, raw soils
- Studies with liquid sludge have been carried out on the following soil groups (according to FINK, 1969): brown soil, degraded brown soil to podzol, parabraunerde with light or without pseudogleyfication
- No results are available for organic pollutants.

◆ SEWAGE SLUDGE AND COMPOST

When assessing sewage sludges and composts the criteria nutrients, inorganic and organic pollutants as well as pathogens are key. The limit values applying to the use of sewage sludge in agriculture and the corresponding Austrian laws are summarised in a chart. These limit values are compared to the EU guideline values as well as to the maximum allowable heavy metal concentrations in sewage sludge of various states. The quality required for organic compost is laid down in the Austrian Standards (ÖNORM) S 2201 and S 2200, that for refuse compost in ÖNORM S 2022 and S 2024.

Recent Austrian sewage sludge data of the Austrian Federal Environment Agency (UMWELTBUNDESAMT 1995) are presented in tabular form in terms of the analyzed maximum, minimum and average nutrient and pollutant loadings. These data together with data from the international literature (see Annex) show that sewage sludge has unbalanced nutrient rations for recycling in forests. High contents of nitrogen, phosphorus, calcium, iron or aluminium, which partly stem from sludge treatment (e.g. phosphate precipitation by iron salts), are opposed to minimal contents of potassium, and often of magnesium and of micro-nutrients. Unless additives are added to the sewage sludge, these imbalances become even more pronounced when sewage sludge is applied to land (see below).

Another important aspect are the pathogens contained in sewage sludge. Depending on the treatment process, their concentrations can be quite high and present a danger to public health. However, further treatment steps such as liming or composting may render sewage sludge to a large extent free from pathogens. However, up to now there is no information available on the stability of genetic carriers of information (e.g. DNA) with regard to treatment and disposal of sewage sludge.

Against this background and taking into account results from other research projects a “red list of sewage sludges” has been compiled including all types of sludge not suitable to be applied in forests. The sludges concerned are either characterised by high concentrations of organic or inorganic pollutants or present a risk due to their pathogen load.

In any case, a profound analysis of sewage sludge as well as of associated derivatives prior to application in forest is considered an absolute must. This analysis must include pathogens,

inorganic and organic pollutants, macronutrients, trace elements and, above all, nitrogen (see below), the underlying reason being that contents and loadings in sewage sludge may vary considerably. Often important nutrients like potassium or magnesium only occur in trace amounts in sewage sludge, whereas the concentrations of metals such as zinc, copper, lead or iron, but also organic compounds like AOX, LAS, PCDD/F, may be comparably high.

Excessive amounts of sewage sludge with nitrogen loadings beyond the forest stand's capacity to assimilate nitrogen and nutrients may cause high nitrification, which may lead to ongoing washing out of nitrate together with the base cations. This, in turn, may lead to a dilution of macro and micronutrients in soil and to symptoms of deficiency in vegetation. Degraded forest sites which are considered worthy of fertilisation are often characterised by a deficiency in base cations. This situation could be made worse if sewage sludge with a potassium and magnesium deficiency was applied.

◆ NEED OF FERTILISATION

Whatever the legal situation may be, any use of organic recycling derivatives in forests for disposal purposes should in general be disapproved of (see below). The ideas and reflections presented in this study are focussed on a possible substitution of mineral fertilisers by recycling derivatives.

Therefore, prior to any possible treatment with sewage sludge the nutrient supply of the mineral soil layers would need to be analyzed. In other words, the need for fertilisation should be ascertained by checking the leaf and needle contents of the forest stands first. From the standpoint of forestry, sites naturally poor or rich in nutrients are not considered worthy of fertilisation. Examples of forest sites worthy of fertilisation are conversions from secondary, degraded nutrient-poor spruce and pine stands to (near) natural (mixed) deciduous forests, forest sites degraded and rendered poor in nutrients by historical land use, first and high-altitude afforestations as well as reclamation sites, land used for christmas tree farming, fuel wood plantations or short-rotation fiber production.

◆ SITE CONDITIONS

A review of literature revealed the following site criteria to be problematic for the application of sewage sludge in forests. Too steep slopes allow sewage sludge to flow off to the surrounding areas, surface waters, and springs. This is why it has been recommended in Austria to refrain from applying sewage sludge to sloped agricultural areas. A well developed vegetation, e.g. herb and shrub layer, is desirable to prevent flowing off. Exposed, shady slopes facing north are a disadvantage with regard to stabilisation or mineralisation of applied sewage sludge. These slopes are characterised by unfavourable climatic conditions, e.g. lower temperatures, longer snow cover, and a worse microclimate for the mineralisation of sewage sludge. Areas with a high groundwater table or temporarily flooded areas, as well as bog and peat soils must not be treated with sewage sludge for ecological reasons. Sites with a high soil permeability situated on coarse gravel and highly permeable calcareous and karst sites should be excluded from sludge application, too.

Besides, aspects related to the specific site conditions of the forest stand have to be taken into consideration. These aspects include the standage or stand development, stocking and the tree species to be treated, height of the trees, etc. In principle, the application of sewage sludge may cause problems if only small parts of the forested area are accessible.

Furthermore attention has to be paid to macroclimatic factors. Heavy precipitation may cause the running off of sewage sludge, even if it is dewatered. Strong winds may blow the sludge away. Too high or too low temperatures may considerably slow down mineralisation.

◆ AFFORESTATIONS AND YOUNG FOREST STANDS

Mortality and increment of afforestations and young forest stands have been mainly investigated through studies on liquid sludge, waste water and industrial sewage sludge. For other types of sludge and compost only few results are available.

In young stands the increase in nutrient supply through the application of sewage sludge brought about an extremely high competition of grasses and weeds. Chemical and mechanical means had to be applied in order to guarantee the establishment of these afforestations. Increasing vole and rabbit populations stripping tree bark and causing root damage, increased browsing damage, infestation of open wounds by injurious insects and fungi, as well as the use of insufficiently composted sludges turned out to be further reasons for increased mortality. Newly sludge-applied areas favoured the development of *Armillaria mellea* causing a 100% mortality.

In general, sludge application led to an enhanced height, diameter and basal area increment in the amended tree species. There are strong differences between the various types of sludge. Simultaneous irrigation, and incorporation of sewage sludge into the mineral soil led to a higher increase in increment than surface application. Composted sludges act as slow-release agents and led to less increment over the short term. Sieved composted sludge with a higher content of fine-textured organic matter enhanced the increment of treated tree species to a greater extent than unsieved composted sludge.

As far as the nutrient state is concerned, studies have been carried out with liquid sludge, dewatered sludge and sludge granulate. Young plants in general showed a better supply with nitrogen. This implies elevated crude protein contents in the needles and leaves, making them a better source of nutrients for wildlife. However, excessive amounts of sewage sludge with an above average nitrogen loading reduced the supply of the macronutrients potassium and magnesium as well as of micronutrients. This was determined visually in young shoots. Sludge application could not bring about strong changes in the metabolites of the needles. Literature did not reveal anything to the extent of generally elevated heavy metal concentrations. Therefore no mention has been made of heavy metal toxicity.

There is still a need for research with regard to composted and dried sludges as well as all types of compost. Furthermore, aspects of frost and stress resistance, timber quality, mycorrhiza and the root system, plant physiology with regard to all types of sludge and compost, still remain to be investigated.

◆ POLE, TIMBER AND MATURE FORESTS

Pole forests to mature forests have been mainly treated with liquid sludge. The effects of liquid sludge on the increment of treated stands may be concealed by differences in growth due to differences in site conditions between the plots or within the investigated plot.

In general, it can be said that sludge application tended to enhance height, diameter and basal area increment of such stands. Older stands took longer to respond to sludge application than younger stands and plantations. Spray irrigation of industrial waste water over several years sometimes entailed dying of the stands. This seems to be due to the stands' inability to adapt to a strongly increased water and nutrient supply. On the other hand, sludge treatment sometimes considerably changed the nutrient ratios in soil, inducing nutrient deficiencies and a loss of vitality.

The effects of sludge treatment on tree nutrition are determined by the nutrient ratios in sewage sludge and the exchange capacity of the treated forest soil. Low nutrient concentrations, especially of potassium or magnesium, caused lower needle contents. Excess sludge applications also led to a dilution of trace elements in soil thus causing nutrient deficiencies in the needles. In most cases, sludge treatment on soils with a higher exchange capacity

showed a more distinct improvement of nutrient contents in the needles as compared to soils with a lower exchange capacity. The latter did not show a lasting improvement of nutrient supply. Literature did not mention elevated heavy metal concentrations or heavy metal toxicity.

So far, no sludge and compost studies have been carried out covering aspects such as fructification, natural regeneration, resistance to abiotic and biotic damage, mycorrhiza and root systems, plant physiology and timber quality.

◆ GROUND COVER

Most ground cover results stem from studies on the application of liquid sludge. The excessively high nutrient input associated with sludge application tended to accelerate the development of ground cover, some species adapted to the specific site conditions were outcompeted, which led to a loss of species diversity. Furthermore, sludge application usually entailed a shift towards nitrophilous and eutrophic plant groups and increased development of field and ruderal weeds. At the same time the development of young trees was impeded sometimes, and as weeds established themselves in the shrub layer the vertical structure changed. During the application of liquid sludge plants may be de-rooted or washed away or parts of plants may be torn off. Excess amounts of liquid sewage sludge cannot be degraded immediately and together with the humus layer they may form a barrier, which caused underlying plants to suffocate.

Aspects of species and nature conservation, biodiversity, natural regeneration, forest protection and wildlife ecology might be affected by the impacts of sewage sludge applications on the structure and quality of vegetation.

◆ HUMUS LAYER

Studies into the effect of sludge on the humus layer have been carried out with municipal and industrial liquid sludge and waste water. Only few studies are available on composted sludge and compost. Research has mainly focused on morphological and chemical changes.

Possible effects on the physical, chemical and biological properties of humus are mainly determined by the humus and topsoil conditions prior to sludge application.

Provided that no more than 10 dry tonnes.ha⁻¹ of liquid sludge were applied to mull and the A_{hb}-horizon, sewage sludge was in general readily decomposed, and even in humus of a poorer quality (moder, raw humus) generated a higher biological activity, leading to an upgrade to mull and narrower C/N ratios.

Applying higher amounts of liquid sludge or to humus types characterised by lower mineralisation (moder, raw humus) and stacked composition led to the formation of barrier-like sludge-leaf-layers. This entailed distinct structural losses, the destruction of habitats for soil biota and reduced microbial activity. In the long term zoogenic activity was greatly reduced, or even disrupted, both in humus and soil. Mineralisation was found to be greatly reduced, too. Such layers were slowly degraded from the top down. In most cases, proper degradation took place in the L-layer as well as in the fraction <2mm of the F- and H-layers. Topsoil did not reveal any increased storage of humus. Sludges with wide C/N ratios, such as primary industrial sludge, showed much reduced degradation rates.

In the short or medium term, the application of liquid sludge caused increased pH-values, higher base saturation and narrower C/N and C/P ratios. In the long term, phosphorus, iron, aluminium, and heavy metals were bound particularly strong in soil organic matter. Low amounts of heavy metals were slowly translocated in topsoil, either with high or increasing biological activity by soil organisms or by leaching processes. The low amounts of potassium and magnesium present in sewage sludge did not improve humus concentrations. The im-

pacts on nutrient storage in the humus layer were strongly influenced by the amount of liquid sludge applied and the amount of nutrients it contained. If the nitrogen loading of the liquid sludge applied exceeded the forest stand's capacity to assimilate nitrogen. This led to increased leaching of nitrate and base cations.

The following aspects remain to be investigated: long-term dynamics of available, exchangeable, complex, occluded heavy metal fractions in the total amount of heavy metals and their effects as well as the impact of organic pollutants on soil fauna, soil microorganisms and other ecologically important groups; mineralisation processes and the question of how other sludge and compost types may effect humus morphology and chemistry. Up to now, practically no differentiation has been made between the soil layers which received sludge treatment (newly formed L-, possibly even F-layers, sludge-leaf-layer, buried F- and H-layer).

◆ MINERAL SOIL

Soil chemical investigations into forests have been made with regard to (semi-) podzols (FINK 1969), spodosols, psamments, ultisols (cf. U.S. Soil Taxonomy; for details see Annex), nutrient-poor parabraunerde (FINK 1969) and the effects of liquid sludge application. In general, impacts on the topsoil layer (0-20 cm depth) depend on the amount of sludge applied, its nitrogen and nutrient contents as well as the amount of trace elements it contains and, last but not least, the exchange capacity of the treated soils.

In the medium term sandy soils with a low exchange capacity were improved at a much slower rate. Due to their clearly higher exchange capacity, loamy to loamy clayey soils showed a more pronounced improvement in the medium term. The application of moderate amounts of sludge led to narrower C/N and C/P ratios in the topsoil combined with an upgrade of the humic soil horizons, higher pH values in the medium term, higher base saturation, better supply with phosphorus and calcium, only in part with magnesium.

Nitrogen loadings which by far exceeded the forest stand's capacity in the long run caused acidification with decreasing pH values; The losses of nitrogen, potassium and magnesium increased, while the shares of aluminium and iron in the exchange complex grew strongly and led to increased nitrous oxide releases from soil. Nutrient deficiencies were observed in both soil and trees.

In the long run, only small amounts of heavy metals were translocated in the uppermost mineral soil layer, and this clearly perceivable until a depth of 10 cm, or a maximum of 20 cm. If small amounts of liquid sludge were applied, heavy metals were translocated by soil organisms, otherwise by leaching from the humus layer to topsoil (see above). In the long run, a decrease of the pH values to the acid range will render these metals more readily available.

In subsoil (below a depth of 20 cm) the application of sludge did not entail any increase in pH, nor elevated concentrations of inorganic pollutants. It did, however, bring about a slight improvement in the exchange capacity of clayey nutrient-poor soils, revealed by slightly increased concentrations and reserves of calcium and magnesium. Balances for strongly exceeded nitrogen loadings showed significant nitrogen losses even at a depth of 180 cm.

Long-term monitoring of inorganic and organic pollutants would be required. Due to the high atmospheric input of nitrogen it is of utmost importance to determine the maximum permissible application rate of nitrogen prior to sewage sludge application by analysis of soil conditions and of sludge properties. Environmental effects would have to be monitored carefully.

◆ SOIL BIOLOGY

Soil biological investigations in forests were mainly concerned with the effects of liquid sludge and dewatered sludge and covered the following groups of organisms: bacteria,

mites, collembolans, earthworms, diplopods and isopods, carabids and curculios, pseudo-scorpions, and weavers.

How and to what extent sewage sludge effects soil life mainly depends on the changes in the physical properties of humus and soil. The survival of the soil fauna is strongly influenced by the amount of sludge and the quality and structure of the raw humus and topsoil it is applied to.

Excess rates of liquid sludge and stratified humus lead to the formation of dense, macropore-free barrier layers, which, due to the anaerobic conditions they create, cause the total extinction of soil life. Recolonisation occurs from neighbouring areas and from above and is determined by the time the various species need to immigrate and to develop. Another important factor is the amount of easily degradable organic matter present in sewage sludge.

The application of liquid sludge and dewatered sludge entails a shift in the dominant classes of a given species (e.g. through favourable conditions) as well as higher numbers of species and individuals. The application of large amounts of highly anaerobic sludge favoured the development of fungi and bacteria populations in sludge. Due to the improved climatic conditions, certain species were clearly more promoted at the clearcut area than in the forest stand.

In the long run, the application of liquid sludge caused the death of the obligatory ectomycorrhiza and favoured the development and spreading of saprobic and parasitic fungi like *Armillaria mellea* and *Laccaria laccata*. The only available study on mycorrhiza was carried out by HORAK and RÖLLIN (1988).

There are no investigations with regard to the impact of inorganic and organic pollutants on soil biology. In general, there is a strong need for further research.

◆ SOIL PHYSICS

Studies of the physical properties of forest soil have mainly focused on the effects of liquid sludge.

The physical impacts of liquid sludge application were mainly determined by the condition of humus and topsoil. Provided that moderate amounts of liquid sludge were applied to topsoil rich in macropores and characterised by quick humus decomposition, sewage sludge infiltrated the topsoil and was readily decomposed. The application of significantly higher amounts of sludge to stratified forms of humus led to the formation of dense, macropore-free, barrier-like sludge-leaf-layers, which entailed structural loss and destruction of soil biologically important habitats through the filling of gaps and cavities. These layers barred the percolation of precipitation, had negative effects on the air, water and thermal regime of the soil, prevented gas exchange, impaired water conductivity and allowed this layer to be decomposed from the top only.

The application of refuse compost increased pore volume, improved the water regime and clearly increased soil moisture. On the other hand, the application of high amounts of refuse compost tended to enhance the development of ground cover vegetation and thus indirectly reduce soil moisture.

Apart from the few studies cited there are no other investigations available. Hence, here again, and also with regard to all other types of sludge and refuse compost, there is a strong need for further research.

◆ SOIL HYDROLOGY AND GROUNDWATER

Investigations into the hydrological properties of forest soil were mainly conducted with regard to liquid sludge and partly also with municipal and industrial sewage as well as industrial sewage sludge. Investigations focused on water percolating parabraunerde, semi-

podzols and podzols (FINK 1969), spodosols, psamments and ultisols (U.S. Soil Taxonomy). Apart from nitrate, the concentrations of ammonium, the base cations, sulphate, chlorine and the heavy metals were investigated.

The nitrate concentration of percolating water in sludge-amended forest stands is strongly influenced by the type, age, rooting depth and forest stand's capacity to assimilate nitrogen, as well as by tree species, soil texture and depth of the mineral soil layer.

Nitrogen loadings which clearly exceeded the forest stand's capacity led to strongly increased nitrification and to increased leaching of nitrate together with potassium, magnesium and calcium. Other consequences were strongly elevated concentrations of aluminium and iron in percolating water and, in the long run, strong acidification with decreasing pH values. As long as the nitrogen content in sewage sludge did not exceed 400-500 kg.ha⁻¹, peak nitrate concentrations in percolating water did not exceed 50 mg NO₃⁻.l⁻¹. Following the application of the same amount of liquid sludge with the same nitrogen loading, soils with a low exchange capacity were characterised by stronger nitrogen leaching than soils with high exchange capacity.

In the first months following application an increase in ammonium, sulphate and NaCl leaching was detected. Despite high phosphorus concentrations in sewage sludge, percolating water did not show elevated phosphorus concentrations. In general, there was no heavy metal leaching into the mineral soil, the only exception occurring when liquid sludge was applied to macropore-rich luvisols in the topsoil. Here, heavy metals were leached and dissolved into deeper horizons through macropores (channel effect).

Apart from organic and inorganic pollutants particular attention has to be paid to nitrogen. In the long run, high atmospheric inputs of nitrogen to Central Europe, together with nitrogen reserves bound in humus of lower quality, and the high nitrogen loading of sewage sludge could lead to increased nitrogen leaching which goes hand in hand with strong acidification and site degradation. This is why the nitrogen cycle should become key in further research projects. Up to now, some studies have been carried out on municipal and industrial liquid sludge, but for ground and surface water no results are available.

◆ WILDLIFE ECOLOGY

Wildlife ecological investigations have been limited to liquid sludge and covered the following groups of animals: deer, small mammals and birds.

Sludge application led to increased nitrogen and crude protein contents in the needles and leaves of trees, shrubs and grasses. The thus improved forage enhanced the reproduction rate of female deer and the survival rates of fawns.

Compared to the average annual consumption, the improved quality of forage, especially of grasses, led to a strongly increased consumption of grass during the cold season. At the same time, again compared to the annual consumption, in part significantly reduced, browsing of woody plants such as *Gaultheria shallon*, *Vaccinium parviflorum*, etc., could be observed. There was selective browsing of forest trees by deer. Further, in part severe, tree damage arose from breaking over caused by the deer's effort to reach the nutrient-richer foliage. These injuries render trees more susceptible to damage from pests and pathogenic fungi.

On sludge-treated soils deer impeded the growing of young trees in the shrub layer. A much more developed ground cover vegetation was reported for fenced-in sludge-amended soils, but also for untreated soils. Tissue samples from deer at sludge-amended soils showed higher levels of heavy metals, which, however, remained clearly below the toxic concentrations reported from other investigations.

In Northwest America, experimental plots (e.g. Pack Forest) amended with sludge were extremely overgrown with grass, which provided most favourable conditions for an increase in small mammal populations. Excess stripping of tree bark and root browsing led to the destruction of whole young plantations including the trees interplanted to replace mortality. The tissue samples of small mammals at sludge-treated soils revealed higher pollutant levels, which, however, remained clearly below the toxic concentrations known from literature.

The effects of sludge application on birds are closely linked with ensuing changes of habitats, quality and abundance of food. Excess weed and herb vegetation caused the loss of bird species which need a sparsely vegetated soil for nesting and breeding. A lot of nesting and breeding sites were destroyed by glazed ice from waste water spray irrigation on shrubs and small trees.

Overall, the number of species did not seem to be effected by sludge treatment. The changes in habitat structure, however, led to an increased occurrence of bird species alien to forests. In most cases the number of individuals increased. The increased abundance of food through a higher earthworm population density led to higher reproduction rates.

There are hardly any studies available on the effects on soil organisms which serve as food for small mammals and birds, effects from inorganic and organic pollutants, the pollutant loading of the food chain and of venison as well as effects on the intraspecific and interspecific relationships.

◆ HYGIENIC ASPECTS

In Austria, the application of sludges is considered safe once they have been chemically or thermally treated according to the Austrian legal provisions. Treatment processes include pasteurization, composting and liming. The various processing steps guarantee the elimination of all pathogens which might pose a risk to humans.

If, however, thickened, conditioned and stabilised sludges, with dewatering or not, are applied to forests without the above mentioned treatment steps, they may still contain residual concentrations of pathogens. Bacteria, such as salmonellas and faecal coliforms, as well as viruses, protozoas and helminthic parasites may cause a number of diseases. Sludges which are not subjected to thermal or chemical treatment (see above) often emit unpleasant odours.

As studies have shown, in summer, the application of sewage sludge to forests sometimes led to a short-term increase in salmonellas. They exhibited a markedly longer survival time in summer than in winter. Site conditions such as temperature, crown canopy filtering UV radiation, as well as a favourable pH value favour the survival of pathogens in the sludge-raw humus-layer.

◆ HOW TO DETERMINE THE AMOUNT OF LIQUID SLUDGE THAT CAN BE APPLIED SAFELY?

The following paragraphs deal with the amount of liquid sludge that can be applied without causing any negative effects on the aforementioned parameters. All findings are based on reviewed literature. In view of the small number of studies available on other types of sludge and composts, estimates are limited to liquid sludge. It has become evident that there still is a strong need for further research with regard to the application of organic recycling derivatives to forests. Therefore the rates given in this report have to be considered provisional. They must in no way be regarded as general recommendations on the application of liquid sludge to forests and must always be seen in the light of the restrictions mentioned in the preceding chapters.

Against the background of available investigation results the following quantities refer to one single application rate per rotation period. The quantities were derived from the above mentioned literature results and thus only comprise the key parameters investigated so far.

Table 1: Overview of single sludge applications which, according to the reviewed literature, did not show any effects on the parameters investigated.

Key parameter investigated	Maximum permissible liquid sludge rates in relation to observed effects
Mortality and growth Afforestations and young stands	No increased mortality at 150-200 m ³ liquid sludge.ha ⁻¹ , or 7.5-10 dry tonnes.ha ⁻¹ , with a maximum nitrogen loading of 400 kg.ha ⁻¹ .
Growth Pole, timber and mature forest	A liquid sludge rate of 300-400 m ³ .ha ⁻¹ , or 15-20 dry tonnes.ha ⁻¹ , had a short-term (!) positive effect on growth and development of the stands.
Tree nutrition Afforestations and young stands	A liquid sludge rate of 150-200 m ³ .ha ⁻¹ , or 7.5-10 dry tonnes.ha ⁻¹ , with 300-350 kg N.ha ⁻¹ , did not show any negative effects on nutrition on soils with low exchange capacity.
Tree nutrition Pole, timber and mature forest	A liquid sludge rate of 300 m ³ .ha ⁻¹ m or 15 dry tonnes.ha ⁻¹ was enough to improve nutrition.
Physiology, wood anatomy Tree species	Due to a lack of research no statement can be made.
Abiotic damages Tree species	Due to a lack of research no statement can be made.
Ground cover	It is not possible to give any generally valid quantities. A liquid sludge rate in excess of 10 dry tonnes. ha ⁻¹ led to an obvious weakening of the obligatory ectomycorrhiza and favoured saprobic and parasitic fungi.
Soil chemistry Humus layer	A liquid sludge rate of 200 m ³ .ha ⁻¹ , or 10 dry tonnes.ha ⁻¹ , with a maximum nitrogen loading of 400-500 kg.ha ⁻¹ in liquid sludge, did not cause any negative effects (loss of nitrogen and nutrients)
Soil chemistry Soils of low exchange capacity	A liquid sludge rate of 150-200 m ³ .ha ⁻¹ , or 10 dry tonnes.ha ⁻¹ , on podzols and <i>semi-podzols</i> , <i>sandy cambisols</i> , psamments and spodosols with a maximum nitrogen loading of 400 kg.ha ⁻¹ .
Soil chemistry Soils of high exchange capacity	A liquid sludge rate of 200-250 m ³ .ha ⁻¹ , or 15 dry tonnes.ha ⁻¹ , on (<i>slightly pseudogleyified</i>) <i>luvisols</i> with a maximum nitrogen loading of 500 kg.ha ⁻¹ .
Soil biology and soil physics Unfavourable condition of raw humus and topsoil	A liquid sludge rate of 100-150 m ³ .ha ⁻¹ , or 5-7.5 dry tonnes.ha ⁻¹ , did not have any negative effects on soil fauna through the barrier-like layer it created.
Soil biology and soil physics Favourable condition of raw humus and topsoil	A maximum liquid sludge rate of 200 m ³ .ha ⁻¹ did not have any negative effects on the soil fauna.
Soil hydrology Percolating water	A liquid sludge rate of 150-200 m ³ .ha ⁻¹ , or 7.5-10 dry tonnes.ha ⁻¹ , with a maximum nitrogen loading of 500 kg.ha ⁻¹ did not cause elevated NO ₃ concentrations exceeding the Austrian drinking and groundwater limit values.
Soil hydrology Groundwater	Due to a lack of research no statement can be made.
Wildlife ecology	Due to a lack of research no statement can be made.

When it comes to applying liquid sludge to forests it is of the utmost importance to consider all negative effects and risks this might entail. Corresponding assessments should start out from the weakest link. From Table 1, which gives an overview of the effects of sludge application, it can be concluded that, according to the present state of knowledge, the most critical parameters are the strongly increasing nitrate concentrations in percolating water and the effects on the physical soil properties. In the light of these findings the application of sludge would have to be limited to 100-200 m³ liquid sludge.ha⁻¹, i.e. 5-10 t dry matter.ha⁻¹, assuming a dry solids content of 5%, which corresponds to a maximum of 500 kg N.ha⁻¹, in order to avoid negative effects. (In contrast to the guidelines on mineral fertilisation issued by the Austrian Federal Ministry for Agriculture and Forestry (for details see below), the amount of 500 kg N.ha⁻¹ is regarded as safe for sewage sludge application in forest, because most nitrogen is organically bound in sludge. A major part of organic nitrogen has to be mineralized to become plant-available. In general, nitrate is only present in liquid sewage sludge in trace amounts, ammonium nitrogen accounting for one fourth or one third of the nitrogen loading.

Exceeding the amount of 200 m³.ha⁻¹ of liquid sludge inevitable leads to an impairment of the obligatory ectomycorrhiza. Furthermore, with this maximum amount no impairment from organic or inorganic pollutants can be expected (for further details see the calculations below).

◆ RELEVANT CALCULATIONS

Based on the Austrian municipal sewage sludge data of the Austrian Federal Environment Agency (UMWELTBUNDESAMT 1995), and according to the recommendations on forest fertilisation of the Federal Ministry for Agriculture and Forestry, the required maximum, minimum and average rates of liquid sludge application with their respective nutrient and pollutant concentrations have been calculated. The calculations were based on the levels of nitrogen, phosphorous, potassium and magnesium present in liquid sludge, and referred to single application rates of 400 kg.ha⁻¹ (26% nitrogen fertiliser), 100 kg P₂O₅.ha⁻¹, 100 kg K₂O.ha⁻¹ and 100 kg MgO.ha⁻¹, respectively.

These calculations revealed striking nutrient imbalances in liquid sludge, especially so when application rates and corresponding loads were calculated from the potassium and magnesium contents. Both elements mostly occur in trace amounts only. Reaching the recommended amounts of fertiliser in terms of potassium and magnesium would require tremendous amounts of liquid sludge and entail a high nitrogen loading. Hence, sewage sludge is unsuitable for the necessary amendment of forest areas with these elements, unless potassium and magnesium are added in the form of rock-meal or clay minerals.

Furthermore the current Austrian data on sewage sludge of the Austrian Federal Environment Agency (1995) together with the respective dry weights per unit area for mull and raw humus (FBVA, 1992) as well as for 0-10 cm fine earth according to GULDER and KÖLBEL (1993) were used to determine possible increases in the load of inorganic and organic pollutants after a single application of 5, 10 and 20 dry tonnes.ha⁻¹, respectively. The application of these sludge rates would entail a much higher increase in the load of zinc, copper or lead in mull humus than in raw humus, which is due to the markedly lower contents of dry matter in mull humus. However, from the standpoint of forestry it does not make much sense to treat mull humus with sludge. In the worst case, even raw humus could show a markedly increased load of individual pollutants.

The input of surfactants (LAS) to the raw humus layers turned out to be particularly critical. Investigations on non-forest sites clearly showed that liquid sludge application rates of 10 dry tonnes.ha⁻¹ could lead to markedly increased mull and raw humus loadings with LAS. These increases by far exceed the critical levels of toxicity to crop plants and terrestrial fauna. The activity of soil micro-organisms could be considerably reduced, too. However, LAS are

quickly degraded in soil, and potential effects are possibly only short-term. Up to now, there are no investigation results for forest soils available, though.

These balances clearly show that a lot remains to be done before sewage sludge can be *safely* applied in forests. This involves recent analyses of sewage sludge, calculations of balances and the definition of limit and standard values.

Under worst case conditions (maximum pollutant loading in liquid sludge, translocation of the whole loading to the uppermost 10 cm of mineral soil after 10 years), pollutant contents in mineral soil would only slightly increase. It should be borne in mind, however, that potential risks from an increase in organic and inorganic pollutant loading to both raw humus and mineral soil can only be properly assessed, if natural background concentrations, anthropogenically caused pollution, and other soil chemical parameters are taken into account as well.

Finally, the data of the Austrian Federal Environment Agency (UMWELTBUNDESAMT, 1995) are used to compare potential removals of trace elements from a spruce and beech stand through timber harvesting with the maximum, minimum and average loading of liquid sludge rates of 10 dry tonnes.ha⁻¹. The results show that minimum to maximum zinc loadings clearly exceed removals through timber harvesting. The loadings of all other trace elements in general lie far below corresponding removals through timber harvesting.

◆ RESUME

The present study shows that with the application of organic recycling derivatives (sewage sludge, organic compost) to forest a number of parameters have to be considered, which, from an ecological point of view, speak against such an endeavour. Therefore, irrespective of the legal situation, the large-scale application of sludge to Austrian forests has to be rejected. However, the literature available showed that replacing conventional fertilisers with organic recycling derivatives in forests chosen to be fertilised, their use for special applications limited in time and space (e.g. stand conversions, afforestations, and, with some restrictions, bank stabilisation by grass and shrub hedging), as well as for Christmas tree farming or fuel wood plantations cannot be flatly rejected either. However, the ecologically safe use of sewage sludge and organic compost and products derived thereof is only possible if the basic conditions are set which would help fill current knowledge gaps and reduce existing risks.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG.....	I
SUMMARY	XV
1 EINLEITUNG.....	1
2 ABWASSER- UND KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG.....	3
2.1 Abwasserreinigung	3
2.1.1 Mechanische Abwasserreinigung	4
2.1.2 Biologische Abwassereinigung	5
2.1.3 Weitergehende Abwasserreinigung.....	6
2.2 Klärschlammbehandlung.....	7
2.2.1 Eindickung.....	8
2.2.2 Stabilisierung.....	8
2.2.2.1 Anaerobe Stabilisierung (Schlammfäulung).....	9
2.2.2.2 Aerobe Stabilisierung	9
2.2.3 Konditionierung	10
2.2.4 Entwässerung.....	10
2.2.5 Trocknung	11
2.2.6 Kompostierung	12
2.2.6.1 Klärschlammkompost (KSK).....	12
2.2.6.2 Müllklärschlammkompost (MKK)	13
2.2.7 Vererdung	14
2.2.8 Hygienisierung.....	14
2.2.9 Spezielle Verfahren	15
2.2.9.1 Hochwald-Ton-Verfahren	15
2.2.10 Folgerungen	15
3 QUALITÄTSKRITERIEN VON KLÄRSCHLAMM UND KOMPOST.....	18
3.1 Nährstoffe im Klärschlamm.....	18
3.2 Anorganische Schadstoffe im Klärschlamm	20
3.2.1 Rechtsvorschriften der Bundesländer.....	21
3.2.2 Internationale Richtlinien	23
3.3 Organische Schadstoffe im Klärschlamm	25
3.3.1 Stoffgruppen im Klärschlamm	26
3.3.2 Rechtsvorschriften der Bundesländer.....	28
3.3.3 Internationale Richtlinien	28
3.4 Pathogene im Klärschlamm.....	29
3.4.1 Vorkommen von Krankheitserregern im Klärschlamm.....	29
3.4.2 Gesetzliche Richtlinien	31

3.5	Nähr- und Schadstoffe im Biokompost	33
3.5.1	Qualitätskriterien für Rohstoffe (gemäß ÖNORM S 2201).....	33
3.5.2	Qualitätskriterien für Biokompost (gemäß ÖNORM S 2200).....	34
3.6	Nähr- und Schadstoffe im Müllkompost	37
3.6.1	Qualitätskriterien (gemäß ÖNORM S 2022)	37
3.6.2	Anwendungsrichtlinien (gemäß ÖNORM S 2024).....	39
4	ÜBERBLICK ÜBER DIE ZITIERTEN UNTERSUCHUNGEN IM WALD	41
5	AUSWIRKUNGEN AUF DIE WALDBESTÄNDE	65
5.1	Auswirkungen auf das Bestandeswachstum	65
5.1.1	Aufforstungen und Jungbestände.....	65
5.1.1.1	Abwasser (AW)	65
5.1.1.2	Naßschlamm (KSn).....	66
5.1.1.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	68
5.1.1.4	Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK).....	71
5.1.1.5	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	76
5.1.1.6	Gekalkte Klärschlämme	78
5.1.1.7	Müllkompost (MK)	79
5.1.2	Altbestände	80
5.1.2.1	Abwasser (AW)	80
5.1.2.2	Naßschlamm (KSn).....	81
5.1.2.3	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	84
5.1.2.4	Gekalkte Klärschlämme	86
5.1.2.5	Müllkompost (MK)	86
5.2	Auswirkungen auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Blättern.....	88
5.2.1	Aufforstungen und Jungbestände.....	88
5.2.1.1	Naßschlamm (KSn).....	88
5.2.1.2	Entwässerter Klärschlamm (KSe)	89
5.2.1.3	Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK, KSK).....	92
5.2.1.4	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	96
5.2.1.5	Müllkompost (MK)	97
5.2.2	Altbestände	97
5.2.2.1	Abwasser (AW)	97
5.2.2.2	Naßschlamm (KSn).....	98
5.2.2.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	102
5.2.2.4	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	103
5.2.2.5	Müllkompost (MK)	104
5.2.2.6	Biokompost (BK)	105
5.3	Holzanatomische und -chemische Veränderungen	106
5.3.1	Aufforstungen und Jungbestände.....	106
5.3.1.1	Müllklärschlammkompost (MKK)	106
5.3.1.2	Müllkompost (MK)	106
5.4	Physiologische Auswirkungen.....	107
5.4.1	Aufforstungen und Jungbestände.....	107
5.4.1.1	Naßschlamm (KSn).....	107
5.5	Ergebnisse aus Labor- und Glashausversuchen.....	108
5.5.1	Auswirkungen auf Mortalität und Zuwachs	108
5.5.1.1	Naßschlamm (KSn).....	108
5.5.1.2	Entwässerter Klärschlamm (KSe)	110

5.5.1.3 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK)	110
5.5.2 Auswirkungen auf Nähr- und Schadstoffgehalte untersuchter Pflanzenteile	111
5.5.2.1 Naßschlamm (KSn)	111
5.5.2.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)	114
5.5.2.3 Müllklärschlammkompost (MKK)	114
5.6 Zusammenfassung der Auswirkungen auf Mortalität, Baumwachstum und Baumernährung von Jung- und Altbeständen	116
5.6.1 Aufforstungen und Jungbestände	116
5.6.1.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	116
5.6.1.2 Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Mortalität von Jungpflanzen	116
5.6.1.3 Auswirkungen von Klärschlamm auf das Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenwachstum von Jungpflanzen	117
5.6.1.4 Forschungsbedarf	118
5.6.1.5 Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Mortalität von Jungpflanzen	119
5.6.1.6 Überlegungen zur möglichen Verwertung von kompostierten Klärschlämmen und Komposten unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Mortalität von Jungpflanzen	120
5.6.2 Stangen-, Baum- und Altholz	120
5.6.2.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	120
5.6.2.2 Auswirkungen von Abwasser und Klärschlamm auf die Mortalität von Stangen-, Baum- und Altbeständen	120
5.6.2.3 Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf das Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenwachstum von Stangen-, Baum- und Altbeständen	121
5.6.2.4 Forschungsbedarf	121
5.6.2.5 Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Baumwachstum von Stangen-, Baum- und Altbeständen	122
5.6.3 Baumernährung von Aufforstungen und Jungbeständen	122
5.6.3.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	122
5.6.3.2 Auswirkungen von Naßschlamm, entwässertem und kompostiertem Klärschlamm auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in Jungpflanzen	123
5.6.3.3 Forschungsbedarf	124
5.6.3.4 Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Baumernährung von Jungpflanzen	125
5.6.4 Baumernährung von Stangen-, Baum- und Althölzern	126
5.6.4.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	126
5.6.4.2 Auswirkungen von Klärschlamm und Abwasser auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Nadeln und Blättern von Stangen-, Baum- und Altbeständen	126
5.6.4.3 Forschungsbedarf	127
5.6.4.4 Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Baumernährung von Stangen-, Baum- und Althölzern	127
5.6.5 Holzanatomische- und chemische Auswirkungen von Müllkompost und Müllklärschlammkompost	128
5.6.6 Pflanzenphysiologische Auswirkungen von Naßschlamm	129
6 AUSWIRKUNGEN AUF DIE BODENVEGETATION	146
6.1 Auswirkungen auf Zusammensetzung und Struktur	146
6.1.1 Abwasser (AW)	146
6.1.2 Naßschlamm (KSn)	146
6.1.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)	150
6.1.4 Müllklärschlamm - und Klärschlammkompost (MKK, KSK)	151
6.1.5 Getrockneter Klärschlamm (KSt)	152
6.1.6 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	152

6.1.7	Müllkompost (MK).....	153
6.1.8	Biokompost (BK)	153
6.1.9	Ableitungen aus Rekultivierungen und Erstaufforstungen	153
6.2	Untersuchungen hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung der Bodenvegetation	154
6.2.1	Naßschlamm (KSn)	154
6.2.2	Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK, KSK).....	157
6.2.3	Getrockneter Klärschlamm (KSt).....	157
6.2.4	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	158
6.2.5	Biokompost (BK)	158
6.3	Zusammenfassung der Auswirkungen auf Struktur, Zusammensetzung und Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation	159
6.3.1	Struktur und Zusammensetzung der Bodenvegetation	159
6.3.1.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	159
6.3.1.2	Auswirkungen von Klärschlamm auf Struktur und Zusammensetzung der Bodenvegetation.....	159
6.3.1.3	Auswirkungen von Klärschlamm auf die Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation.....	160
6.3.1.4	Forschungsbedarf	160
6.3.1.5	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Bodenvegetation	161
7	AUSWIRKUNGEN AUF AUFLAGE UND MINERALBODEN.....	166
7.1	Auflagehumus.....	166
7.1.1	Abwasser (AW)	166
7.1.2	Naßschlamm (KSn)	167
7.1.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	173
7.1.4	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS).....	174
7.1.5	Müllkompost (MK).....	176
7.1.6	Biokompost (BK)	179
7.2	Bodenchemismus.....	181
7.2.1	Abwasser (AW)	181
7.2.2	Naßschlamm (KSn)	182
7.2.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	189
7.2.4	Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK).....	192
7.2.5	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS).....	195
7.2.6	Spezielle Klärschlämme	197
7.2.7	Müllkompost (MK).....	197
7.2.8	Biokompost (BK)	200
7.3	Bodenbiologie	202
7.3.1	Naßschlamm (KSn)	202
7.3.2	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	206
7.3.3	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS).....	207
7.4	Bodenphysik.....	209
7.4.1	Naßschlamm (KSn)	209

7.4.2	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	211
7.4.3	Müllkompost (MK).....	212
7.5	Ergebnisse von Labor- und Glashausversuchen.....	214
7.5.1	Abwasser (AW)	214
7.5.2	Naßschlamm (KSn)	214
7.5.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	216
7.5.4	Müllklärschlammkompost (MKK)	216
7.5.5	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	217
7.5.6	Biokompost (BK)	217
7.6	Zusammenfassung der strukturellen, chemischen, physikalischen und bio- logischen Auswirkungen auf den Auflagehumus und den Mineralboden.....	218
7.6.1	Auflagehumus	218
7.6.1.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	218
7.6.1.2	Strukturelle Auswirkungen von Naßschlamm auf die Auflagehumushorizonte.....	218
7.6.1.3	Chemische Auswirkungen von Naßschlamm auf Auflagehumushorizonte.....	219
7.6.1.4	Chemische Auswirkungen von industriellem Papierschlamm und Kompost auf Auflage- humushorizonte.....	220
7.6.1.5	Forschungsbedarf	221
7.6.1.6	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der strukturellen und chemischen Auswirkungen auf den Auflagehumus.....	222
7.6.2	Bodenchemismus	222
7.6.2.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	222
7.6.2.2	Chemische Auswirkungen von Naßschlamm im Oberboden.....	223
7.6.2.3	Chemische Auswirkungen industrieller und kompostierter Klärschlämme sowie Kom- poste im Oberboden.....	225
7.6.2.4	Chemische Auswirkungen von Naßschlamm im Unterboden.....	225
7.6.2.5	Forschungsbedarf	226
7.6.2.6	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der strukturellen und chemischen Auswirkungen auf den Mineralboden	226
7.6.3	Bodenbiologie.....	228
7.6.3.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	228
7.6.3.2	Bodenbiologische Auswirkungen von Naßschlamm	228
7.6.3.3	Bodenbiologische Auswirkungen von entwässertem und industriellen Klärschlamm	229
7.6.3.4	Forschungsbedarf	230
7.6.3.5	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Bodenbiologie.....	230
7.6.4	Bodenphysik.....	231
7.6.4.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	231
7.6.4.2	Bodenphysikalische Auswirkungen von Naßschlamm	231
7.6.4.3	Bodenphysikalische Auswirkungen von Müllkompost.....	232
7.6.4.4	Forschungsbedarf	232
7.6.4.5	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Bodenphysik	232
8	AUSWIRKUNGEN AUF DIE HYDROLOGIE	251
8.1	Bodensickerwasser.....	251
8.1.1	Abwasser (AW)	251
8.1.2	Naßschlamm (KSn)	252
8.1.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	258
8.1.4	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)	261
8.1.5	Spezielle Klärschlämme	262

8.1.6	Biokompost (BK)	264
8.2	Abfluss- und Grundwasser	266
8.2.1	Abwasser (AW)	266
8.2.2	Naßschlamm (KSn)	266
8.2.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	267
8.2.4	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS).....	267
8.3	Ergebnisse im Zusammenhang mit Laboruntersuchungen.....	268
8.3.1	Abwasser (AW)	268
8.3.2	Naßschlamm (KSn)	268
8.3.3	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	269
8.3.4	Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK).....	269
8.3.5	Getrockneter Klärschlamm (KSt).....	271
8.3.6	Industrielle Klärschlämme (Ind.-KS)	272
8.3.7	Spezielle Klärschlämme	272
8.3.8	Biokompost (BK)	273
8.4	Zusammenfassung der Auswirkungen auf das Sicker- und Grundwasser.....	275
8.4.1	Sickerwasser	275
8.4.1.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	275
8.4.1.2	Auswirkungen von Naßschlamm auf das Sickerwasser behandelter Bestände	276
8.4.1.3	Auswirkungen von entwässertem, industriellem und gekalktem Klärschlamm auf das Sickerwasser behandelter Bestände	278
8.4.1.4	Auswirkungen von Biokompost auf das Sickerwasser behandelter Bestände	279
8.4.1.5	Forschungsbedarf	279
8.4.1.6	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Sickerwasser	280
8.4.2	Grundwasser	282
8.4.2.1	Auswirkungen von kommunalem und industriellem Naßschlamm auf das Grundwasser	282
8.4.2.2	Forschungsbedarf	282
8.4.2.3	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Grundwasser	282
9	WEITERE WALDÖKOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN	292
9.1	Wildökologie	292
9.1.1	Abwasser (AW)	292
9.1.2	Naßschlamm (KSn)	293
9.1.3	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS).....	298
9.2	Hygienische Aspekte.....	301
9.2.1	Naßschlamm (KSn)	301
9.2.1.1	Sicker- und Grundwasser.....	303
9.2.2	Entwässerter Klärschlamm (KSe).....	303
9.2.2.1	Sicker- und Grundwasser.....	304
9.2.3	Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS).....	305
9.2.4	Gekalkter Klärschlamm	305
9.3	Zusammenfassung der wildökologischen und hygienischen Auswirkungen.....	307
9.3.1	Wildökologie	307
9.3.1.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	307
9.3.1.2	Auswirkungen von Naßschlamm auf Schalenwild	307

9.3.1.3	Auswirkungen von kommunalem und industriellem Naßschlamm sowie Abwasser auf Kleinsäuger	308
9.3.1.4	Auswirkungen von Abwasser und industriellem Klärschlamm auf Waldvögel	308
9.3.1.5	Forschungsbedarf	309
9.3.1.6	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Wildökologie	310
9.3.2	Hygienische Aspekte	310
9.3.2.1	Bisherige Untersuchungsschwerpunkte	310
9.3.2.2	Hygienische Auswirkungen von Naßschlamm und entwässerten Klärschlamm	310
9.3.2.3	Überlegungen zur möglichen Verwertung von Klärschlamm unter Berücksichtigung hygienischer Aspekte	311
10	VERWENDUNG VON NAßSCHLAMM ALS ORGANISCHES BODEN- HILFSMITTEL IM WALD	313
10.1	Vergleich von KSN-Mengen mit Düngungsmengen entsprechend den Düngungsempfehlungen	313
10.2	Auswirkungen von anorganischen und organischen Schadstofffrachten nach KSN-Ausbringung auf die Gehalte in den Auflagen.	320
10.3	Auswirkungen von anorganischen und organischen Schadstofffrachten nach KSN-Ausbringung auf die Gehalte in verschiedenen Oberböden.	326
10.4	Vergleich der Schwermetallfrachten einer 10 t.ha ⁻¹ KSn-Gabe mit den Elementvorräten eines Fichten- und Buchen-Bestandes des Sollings	329
10.5	Rote Liste der Klärschlämme	331
11	LITERATURVERZEICHNIS	332
12	ANHANG	342
12.1	Glossar	342
12.2	Übersicht über die in der Studie verwendeten Pflanzen- und Tiernamen	344
12.3	Überblick über die in der Studie vorkommenden Bodentypen der U.S. Soil Taxonomy	346
12.4	Überblick über einige im Wald verwendete Klärschlämme und Komposte entsprechend den Angaben der Literatur	348

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Übersicht weitergehender Abwasserreinigungsverfahren.....	6
Tab. 2: Wirkungsgrad verschiedener Reinigungsverfahren.....	7
Tab. 3: Maschinelle Entwässerung, erzielbarer TS-Gehalt und verwendete Konditionierungsmittel.....	11
Tab. 4: Überblick über die wichtigsten Klärschlämme in Abhängigkeit der Behandlung, ihre Trockensubstanzgehalte und Beschaffenheit.....	16
Tab. 5: Österreichische Klärschlammproben: Kohlenstoff; Stickstoff und Phosphor.....	18
Tab. 6: Österreichische Klärschlammproben: Makronährstoffe.....	19
Tab. 7: Österreichische Klärschlammproben: Mikronährstoffe.....	19
Tab. 8: Österreichische Klärschlammproben: Schwermetalle.....	21
Tab. 9: Österreichische Klärschlammproben: Anorganische Schadstoffe.....	21
Tab. 10: Grenzwerte für Schadstoffe im Klärschlamm entsprechend den Rechtsvorschriften der Bundesländer für eine landwirtschaftliche Verwertung. Im Vergleich dazu die EU Richtlinien.....	22
Tab. 11: Grenzwerte für Schadstoffe in landwirtschaftlichen Böden, bei deren Überschreiten Klärschlamm nicht ausgebracht werden darf, entsprechend den Vorschriften der Bundesländer. Im Vergleich dazu jene der EU.....	22
Tab. 12: Grenzwerte für Schwermetalle im Klärschlamm. EU Richtlinien im Vergleich mit mehreren EU Staaten und den USA.....	23
Tab. 13: Großbritannien: Maximale jährliche durchschnittliche Ausbringungsmenge an Schwermetallen im Mittel von 10 Jahren.....	24
Tab. 14: Zulässige Grenzwerte für Schwermetalle in Böden, wo Klärschlämme ausgebracht werden dürfen. Richtlinien der EU im Vergleich zu mehreren EU Staaten.....	24
Tab. 15: Österreichische Klärschlammproben: AOX, Summe der Kohlenwasserstoffe, Tenside sowie ausgewählte Chlorphenole und Chlorbenzole.....	27
Tab. 16: Österreichische Klärschlammproben: Ausgewählte polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe.....	27
Tab. 17: Österreichische Klärschlammproben: Summenparameter der wichtigsten polychlorierten Biphenyle (PCB) sowie pp'DDT.....	28
Tab. 18: Österreichische Klärschlammproben: Summe von PCDD/F sowie TEQ.....	28
Tab. 19: Grenzwerte für organische Schadstoffe im Klärschlamm für Oberösterreich und Niederösterreich.....	28
Tab. 20: Maximal erlaubte PCB, PCDD/PCDF und AOX Gehalte in deutschen Klärschlämmen.....	29
Tab. 21: Übersicht über die wichtigsten Pathogene im Klärschlamm und die von ihnen verursachten Krankheiten.....	30
Tab. 22: Überblick über spezielle Pathogene, die in unbehandeltem Abwasser und unbehandeltem kommunalen Klärschlamm vorkommen können.....	30
Tab. 23: Verwertung von unbehandeltem Klärschlamm und Abwasser.....	32
Tab. 24: Einschränkungen in Bezug auf die Betretung des Waldes nach erfolgter Ausbringung von Klärschlamm im Wald aus gesundheitlichen Gründen.....	32

Tab. 25: Auszug aus den Qualitätsanforderungen für die zur Kompostierung bestimmten Rohstoffe.....	34
Tab. 26: Anforderungen an die Nährstoffe im Biokompost.....	35
Tab. 27: Grenzwerte der Schwermetalle und des organischen Schadstoffes Lindan im Biokompost.....	35
Tab. 28: Mittlere Nährstoffgehalte sowie Nährstoffparameter von Biokompost aus der Literatur.....	36
Tab. 29: Mittlere Schwermetallgehalte von Biokompost aus der Literatur.....	36
Tab. 30: Übersicht über die Belastung von deutschen Biokomposten mit PCDD/F, HCB und PCB.....	36
Tab. 31: Pflanzenverträglichkeit von Biokompost, getrennt nach Anwendungstyp.....	37
Tab. 32: Richtlinien für die Nährstoffe in Müllkompost.....	38
Tab. 33: Übersicht über die tolerierten Gehalte von Problemmetallen (oder Schwermetallen) im Müllkompost.....	39
Tab. 34: Übersicht über die tolerierten Gehalte von Ballaststoffen im Müllkompost.....	39
Tab. 35: Übersicht der wichtigsten Walduntersuchungen im Zusammenhang mit Klärschlamm und Kompost.....	41
Tab. 36: Walduntersuchungen mit Kompost.....	58
Tab. 37: Übersicht über die wichtigsten Glashaus-, Labor- und Pflanzbeetuntersuchungen mit Klärschlamm und Kompost.....	60
Tab. 38: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Mortalität von Aufforstungen und Jungbeständen.....	130
Tab. 39: Auswirkungen von Klärschlamm auf das Baumwachstum von Aufforstungen und Jungbeständen.....	132
Tab. 40: Auswirkungen von Klärschlamm auf das Baumwachstum von Altbeständen.....	135
Tab. 41: Auswirkungen von Klärschlamm auf die Grundfläche von Alt- und Jungbeständen.....	137
Tab. 42: Auswirkungen auf die Blatt- und Nadelgehalte von Jungbeständen und Aufforstungen.....	139
Tab. 43: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Blatt- und Nadelgehalte von Altbeständen.....	143
Tab. 44: Auswirkungen unterschiedlicher Klärschlamm- und Kompostgaben auf die Bodenvegetation von Waldbeständen.....	162
Tab. 45: Auswirkungen der Klärschlammgaben auf die Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation.....	164
Tab. 46: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Humustrockengewichte, den pH-Wert und die Nährstoffe in der Streu, der KS Schicht und den Auflagen unter Wald.....	234
Tab. 47: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Spurenelemente und Schwermetalle in der Streu und den Auflagen unter Wald.....	238
Tab. 48: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die pH-Werte, die Basensättigung und die Nährstoffgehalte im Oberboden unter Wald.....	240
Tab. 49: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Spurenelement- und Schwermetallgehalte im Oberboden unter Wald.....	245

Tab. 50: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Nährstoffgehalte im Mineralboden unterhalb von 20 cm Tiefe unter Wald	248
Tab. 51: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Spurenelement- und Schwermetallgehalte im Mineralboden unterhalb von 20 cm Tiefe unter Wald....	250
Tab. 52: Trinkwassergrenzwerte und Grundwasserschwellenwerte in Österreich. EU-Regelung vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.	280
Tab. 53: Trinkwassergrenzwerte und Grundwasserschwellenwerte in Österreich. EU-Regelung vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.	283
Tab. 54: Auswirkungen von Klärschlamm auf die elektrische Leitfähigkeit, die Nitrat-, Ammonium-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser unter Wald.....	284
Tab. 55: Auswirkungen von Klärschlamm auf die Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser unter Wald	289
Tab. 56: Nährstofffrachten im Klärschlamm: Die einzelnen erforderlichen Klärschlammengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha ⁻¹ -N-Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha ⁻¹ -P ₂ O ₅ - bzw. K ₂ O-Düngung sowie eine 100 kg.ha ⁻¹ -MgO-Düngung..	316
Tab. 57: Frachten verschiedener Metalle im Klärschlamm. Die einzelnen erforderlichen Klärschlammengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha ⁻¹ -N-Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha ⁻¹ -P ₂ O ₅ - bzw. K ₂ O-Düngung sowie eine 100 kg.ha ⁻¹ -MgO-Düngung	317
Tab. 58: Frachten organischer Schadstoffe im Klärschlamm (AOX; Summe der Kohlenwasserstoffe; LAS; Pentachlorphenol; Hexachlorbenzol; Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180; Summe der PCDD und PCDF-Verbindungen sowie TEQ). Die erforderlichen Klärschlammengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha ⁻¹ -Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha ⁻¹ -P ₂ O ₅ - bzw. K ₂ O-Düngung sowie eine 100 kg.ha ⁻¹ -MgO-Düngung.....	318
Tab. 59: Frachten organischer Schadstoffe im Klärschlamm (Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren). Die einzelnen erforderlichen Klärschlammengen und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha ⁻¹ -Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha ⁻¹ -P ₂ O ₅ - bzw. K ₂ O-Düngung sowie eine 100 kg.ha ⁻¹ -MgO-Düngung	319
Tab. 60: Aufstockung der Gehalte verschiedener Metalle im Mullhumus durch eine einmalige Zufuhr von Klärschlamm	320
Tab. 61: Aufstockung der Gehalte von AOX, Summe der Kohlenwasserstoffe, LAS, Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180, Summe der PCDD/DF-Verbindungen sowie TEQ im Mullhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm.....	321
Tab. 62: Aufstockung der Gehalte der PAK-Verbindungen Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren im Mullhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm.....	323
Tab. 63: Aufstockung der Gehalte verschiedener Metalle im Rohhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm	324

Tab. 64: Aufstockung der Gehalte von AOX, Summe der Kohlenwasserstoffe, LAS, Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180, Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie TEQ im Rohhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm.....	325
Tab. 65: Aufstockung der Gehalte der PAK-Verbindungen Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren im Rohhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm	325
Tab. 66: Aufstockung der Gehalte verschiedener Metalle innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0–10 cm Tiefe durch die Zufuhr von Klärschlamm und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwermetallfracht in den Mineralboden (Worst Case)	327
Tab. 67: Richtwerte f. die Beurteilung der Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden.....	327
Tab. 68: Aufstockung der Gehalte von Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180, Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie TEQ innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0–10 cm Tiefe durch die Zufuhr von Klärschlamm und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwermetallfracht in den Mineralboden (Worst Case)	328
Tab. 69: Aufstockung der Gehalte der PAK-Verbindungen Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0–10 cm Tiefe durch die Zufuhr von Klärschlamm und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwemetallfracht in den Mineralboden (Worst Case).....	329
Tab. 70: Schwermetallfrachten einer KSn-Gabe von 10 t.ha ⁻¹ auf Basis der maximalen Schwermetallgehalte österreichischer Klärschlämme.....	330
Tab. 71: Vorräte verschiedener Metalle in der oberirdischen Biomasse eines Fichtenbestandes im Solling.	330
Tab. 72: Vorräte verschiedener Metalle in der oberirdischen Biomasse eines Buchenbestandes im Solling.	330
Tab. 73: Baum- und Straucharten in Latein und Englisch.....	344
Tab. 74: Bodenvegetation in Latein und Englisch.....	345
Tab. 75: Tierarten in Latein und Englisch.	345
Tab. 76: Darstellung der in der Studie zitierten Böden; Auszug der U.S. Soil Classification System (Soil Taxonomy)	346
Tab. 77: Ausgewählte Literaturbeispiele: Übersicht über die Makro- und Mikronährstoffgehalte verschiedener Klärschlamm- und Kompostarten.....	348
Tab. 78: Ausgewählte Literaturbeispiele: Übersicht über die Schwermetall- und Bor-Gehalte der in der Literatur verwendeten Klärschlamm- und Kompostarten im Wald.	350
Tab. 79: Ausgewählte Literaturbeispiele: Verwendete Klärschlammengen im Wald und die darin enthaltenen Frachten von Makro- und Mikronährstoffen.....	352
Tab. 80: Ausgewählte Literaturbeispiele: Verwendete Klärschlammengen im Wald und die darin enthaltenen Frachten verschiedener Metalle.	354

1 EINLEITUNG

Die Entwicklung der letzten Jahre zeigt einen steilen Anstieg der anfallenden Klärschlammengen in Österreich, einerseits auf Grund immer strenger werdender Anforderungen an die Abwasserreinigung, andererseits auf Grund des enormen Ausbaus an Kläranlagen. Verbunden damit sind strenger werdende Grenzwerte, eine sinkende Akzeptanz einiger Bevölkerungs- und Interessensgruppen gegenüber einer Verwertung und damit einhergehend immer größere Probleme hinsichtlich der Entsorgung und/oder möglichen Verwertung von Klärschlämmen.

Beispielsweise beschloß die Vorarlberger Landesregierung im März 1992, die Ausbringung von Naßschlamm oder gepreßtem Schlamm sobald wie möglich zu verbieten und nur mehr die Ausbringung biologisch aufbereiteter, stabilisierter Schlämme mit einem Soll-TS-Gehalt von 75 % in der Landwirtschaft zuzulassen, was eine Kompostierung dieser Schlämme voraussetzt (GAUGG, 1992).

§ 16 des Österreichischen Forstgesetzes (BGBl. Nr. 440/1975 idF. BGBl. Nr. 576/1987) handelt von den Waldverwüstungen, wobei gemäß Abs. 2 diese dann vorliegt, wenn Klärschlamm in diesem abgelagert wird. Ebenso untersagen die gesetzlichen Bestimmungen in Deutschland (Klärschlammverordnung von 1992, aus REITER et al., 1995) die Klärschlammausbringung auf forstwirtschaftlich genutzten Böden sowie in der Schweiz (Klärschlammverordnung des Bundesrates vom April 1981, Artikel 12, aus KELLER et al, 1988) die Klärschlammausbringung auf Waldboden und an Waldrändern.

Andererseits wird besonders von amerikanischen Fachleuten immer wieder betont, daß die Ausbringung von Klärschlamm in nährstoffarmen Wäldern eine große Chance bietet, die im Klärschlamm enthaltenen, durchwegs großen Nährstoffvorräte (vor allem Stickstoff) für eine beschleunigte Holzproduktion auszunützen und eine direkte Kontamination mit der menschlichen Nahrungskette weitgehend hintanzuhalten (BROCKWAY 1988; SCHIESS und COLE, 1981; BLEDSOE und ZASOSKI, 1981; HENRY, 1995).

In Österreich gibt es Gruppen, die sich gegenüber einer Verwendung von Klärschlamm im Wald zu Düngungs- bzw. Entsorgungszwecken nicht verschließen. Einzelne Versuche und Anwendungen sind derzeit im Gange. Eine breite Front der mit dem Wald befaßten Personen steht einer Verwertung von Klärschlamm allerdings nachwievor kritisch gegenüber. Bei Diskussionen zwischen Befürwortern und Gegnern wird häufig erkennbar, daß die Wissenslage zum Problembereich „Wald - organische Recyclingsprodukte“ in Österreich auf Grund der schwach ausgeprägten Untersuchungstätigkeit auf diesem Sektor eher dürftig ist.

Ziel dieser Studie sollte daher die Erstellung einer Grundlage sein, um die Diskussion zu diesem Thema auf die Basis des vorhandenen Wissens zu stellen. Dafür wurde die verfügbare, weltweite Literatur gesichtet und für diesen Themenkomplex sachlich aufgearbeitet und deren Ergebnisse in Hinblick auf die einzelnen Fragestellungen dargestellt.

Folgende Aspekte wurden näher beleuchtet:

- Mortalität von Aufforstungen & Jungbeständen
- Zuwachsparemeter von Aufforstungen & Jungbeständen
- Zuwachsparemeter von Stangen-, Baum- und Althölzern
- Baumernährung
- Waldbodenvegetation & Ernährung
- Auflage- & Bodenchemismus

- Bodenbiologie & Bodenphysik
- Bodenhydrologie & Grundwasser
- Wildökologie
- Seuchenhygienische Aspekte

Getrennt nach Kapiteln werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefaßt. Sofern ausreichend Literatur vorhanden war bzw. eindeutige Effekte durch die Ausbringung von Klärschlamm und Kompost erkennbar waren, wurden Richtlinien für die mögliche Ausbringung von Naßschlamm im Wald angegeben. Weiters wurde der noch erforderliche Forschungsbedarf präzisiert.

Im Abschluß der Studie werden kalkulatorische Überlegungen auf Basis der aktuellen österreichischen Klärschlammanalysedaten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) angestellt, in wie weit die Ausbringung von Klärschlamm die enthaltenen Nährstoff- und Schadstofffrachten unter Berücksichtigung der Düngungsempfehlungen des BM f. LAND UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) verändern würde. Des weiteren wurden die möglichen Aufstockungen der Schwermetalle in den Auflagen und den obersten Mineralböden nach erfolgter Ausbringung von Klärschlamm diskutiert. Außerdem werden die in Derbholz bzw. in der Rinde gebundenen Nähr- und Schadstofffrachten mit den Frachten im Klärschlamm verglichen. Zuletzt wurde eine „Rote Klärschlammliste“ erstellt.

2 ABWASSER- UND KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG

Dieser Abschnitt dient als Grundlage für die darauffolgende Beurteilung der Klärschlämme im Wald. Gleichzeitig muß darauf hingewiesen werden, daß das nachfolgende Kapitel nur einen groben Überblick liefern soll und kein Anspruch auf Vollständigkeit besteht. Die wichtigsten Verfahren und Methoden werden zum besseren Verständnis der Literatur für Forstleute, Biologen usw. kurz umrissen.

2.1 Abwasserreinigung

Abwasser ist nach Gebrauch verändertes abfließendes Wasser und jedes in die Kanalisation gelangende Wasser, wobei zwischen Schmutz-, Regen- und Mischwasser (aus Schmutz- und Regenwasser) unterschieden wird (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982). Schmutzwasser kann sowohl im häuslichen, gewerblichen als auch industriellen Bereich anfallen. Städtisches, d.h. kommunales Abwasser wird in der Kanalisation als Mischwasser einer Kläranlage zur Abwasser- und Schlammbehandlung zugeführt.

Art und Zusammensetzung des Abwassers hängt vor allem von der Größe des Wasserbedarfs, der Besiedlungsdichte und den im Siedlungsgebiet befindlichen Gewerbe- und Industriebetrieben ab. Für die Beschaffenheit sind die Anteile und die Qualität von häuslichem, gewerblichem und industriellem Abwasser sowie Regenwasser bestimmend. Neben den Makronährstoffen Stickstoff, Phosphor, Calcium, Magnesium und Kalium sind die Abwässer auch Träger verschiedenster potentieller Schadstoffe (z.B. Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Zink usw., organische Schadstoffverbindungen wie Dioxine, Furane, PCB usw.).

Zur Beurteilung der Beschaffenheit von Abwässern bedient man sich der Quantifizierung von Inhaltsstoffen, wobei deren physikalisches Verhalten und/oder deren chemisch-biologische Eigenart maßgeblich sind (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982).

- Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) wird aus der Reaktion mit starken Oxidationsmitteln bestimmt. Durch die Verwendung von Kaliumdichromat in schwefelsaurer Lösung werden die organischen Stoffe vollständig oxidiert, wodurch die Möglichkeit besteht, den ermittelten CSB-Wert mit dem Sauerstoffbedarf zur vollständigen Oxidation der C-Verbindungen in etwa gleichzusetzen.
- Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) ist die Masse an gelöstem Sauerstoff, die beim Abbau der organischen Stoffe von Mikroorganismen verbraucht wird. Dieser ist nicht nur von der Art und Konzentration der organischen Substanz, sondern auch von Zahl und Aktivität der Mikroorganismen, der Temperatur, der Turbulenz usw. abhängig. Um eine standardisierte Vergleichbarkeit verschiedener Ergebnisse zu gewährleisten, wird eine Temperatur von 20 °C eingehalten. Üblicherweise wird ein BSB₅ angegeben, d.h. die Bestimmung desselben erfolgt nach fünf Tagen.
- Einzelanalysen entsprechend den Richtlinien der Klärschlammverordnungen der Länder.

Neben kommunalem Abwasser fällt noch spezifisches industrielles und/oder gewerbliches Schmutzwasser an. Dieses wird entweder nach erfolgter Vorbehandlung direkt eingeleitet oder getrennt behandelt. Entsprechend den Angaben von STEINMÜLLER und LUTZ (1994) kann industrielles Abwasser von der Metallindustrie, der Chemischen Industrie, Textilindustrie, Papierindustrie oder Lebensmittelindustrie (vgl. dazu ESSER et al., 1983) stammen.

Um die Gewässer entsprechend den geltenden Bestimmungen reinzuhalten, müssen die Abwässer unterschiedlichen Reinigungsvorgängen unterzogen werden. Die Vielfalt der In-

haltsstoffe erfordert unterschiedliche Technologien und Vorrichtungen zur Eliminierung der für die Gewässer schädlichen Stoffe.

Prinzipiell handelt es sich um mechanische (physikalische), biologische und chemische Prozesse (Verfahren), wobei diese auf Grund ihrer recht unterschiedlichen Wirkungsweise bei der praktischen Durchführung in Kombination und/oder als Aneinanderreihung mehrerer Verfahrensschritte hintereinander eingesetzt werden. Im Grunde unterscheidet man zwischen der mechanisch-biologischen und der chemisch-physikalischen Abwasserreinigung. Ziel der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung ist es, ein Abwasser von solcher Beschaffenheit zu erhalten, daß es den Sauerstoffhaushalt des Vorfluters nicht schädigt und gleichzeitig eine bestimmte Gewässergüteklasse erreicht und eingehalten wird. Auf Grund der strenger gewordenen gesetzlichen Bestimmungen ist es heute notwendig, diese Behandlung noch durch chemisch-physikalische Verfahren - nachgeschaltet oder parallel - zu ergänzen. Wenn nicht anders angegeben, wird die Abwasserreinigung im folgenden entsprechend den Angaben von BISCHOFBERGER und TEICHMANN (1982) erläutert.

2.1.1 Mechanische Abwasserreinigung

Ungelöste Stoffe sollen durch physikalische Verfahren aus dem Abwasser abgetrennt werden. Zum einen werden Grobstoffe durch feststehende oder bewegliche Geräte (Rechen und Siebe) aus dem durchfließenden Abwasser abgetrennt, zum anderen wird der Dichteunterschied zwischen dem Wasser und den zu entfernenden Stoffen durch Sedimentations- und Flotationsvorgänge (Sandfänge, Leichtstoffabscheider, Flotationsanlagen sowie Absetzbecken) genutzt. Bei der mechanischen Abwasserreinigung können demnach zwischen 40 und 70 % der Schwebstoffe, bei der biologischen Abwasserreinigung 85 bis 95 % der Schwebstoffe (gelöste, halbgelöste und sehr fein dispergierte organische Stoffe) eliminiert werden. Durch Verwendung von Mikrosieben kann eine weitergehende Reduzierung der Reststoffe um 20-40 %, bei der Filtration um 50-80 % und bei der chemischen Fällung um 70-90 % erreicht werden.

- Unterschieden werden händisch oder maschinell betriebene Grob- und Feinrechen; weiters Makro- und Mikrosiebe, wobei letztere unter anderem auch für die Nachreinigung von biologisch gereinigtem Abwasser verwendet werden. Sandfänge werden in Lang- und Tiefsandfänge sowie belüftete Sandfänge unterschieden.
- In Leichtstoffabscheidern werden Öle und Fette, deren Dichte geringer als die des Wassers ist, durch Aufschwimmen und Abstreifen vom Wasser getrennt. Häufig erfolgt die Entölung und Entfettung in getrennten Becken mit Belüftung. Öle und Fette können aber auch im belüfteten Sandfang erfaßt werden. Leichtstoffabscheider werden vor allem für die Reinigung industrieller Abwässer verwendet.
- Bei der Flotation oder Schwimmaufbereitung werden schwebende Stoffe durch Aufschwimmen abgetrennt. Durch Zusätze kann die Dichte von Stoffen, die an sich schwerer als Wasser sind, verändert und die Reinigungsleistung damit verbessert werden. Unterschieden werden die Luftflotation, wo sich eingeblasene Luft an die Schwebstoffe lagert und diese zum Aufschwimmen bringt, sowie die Entspannungsflotation, wo durch Entspannen Mikroblasen erzeugt werden. Häufig werden auch Flotationshilfsmittel wie Sammler, die um die Schwebstoffe einen Überzug bilden, oder Schäumer, die die von den Sammlern vorbereiteten Schwebstoffe an die Gasblasen binden, verwendet.
- Absetzbecken werden für die Abtrennung der sedimentierbaren feinkörnigen oder flockig suspendierten Stoffe verwendet, wobei die Fließgeschwindigkeit des Abwassers soweit herabgesetzt wird, daß die Stoffe auf Grund ihrer Sinkgeschwindigkeit während einer bestimmten Aufenthaltszeit im Wasser auf den Boden des Beckens absinken

können. Der Schlamm wird anschließend in den Schlammtrichter geschoben. Absetzbecken werden als Vorklärbecken im Zuge der mechanischen Reinigung, jedoch auch als Nachklärbecken nach der biologischen Reinigung zur Abtrennung des biologischen Schlammes vom gereinigten Wasser verwendet. Bei physikalisch-chemischen Verfahren werden sie zur Feststoffabscheidung verwendet. Die Absetzwirkung ist von den Faktoren Durchflußzeit, Sinkgeschwindigkeit und Fließgeschwindigkeit sowie vom hydraulischen Wirkungsgrad des Beckens abhängig. Rechteck- und Rundbecken werden horizontal, zweistöckige Becken (auch Emscherbrunnen genannt), bestehend aus Absetz- und Schlammammelraum (dient auch als Faulraum), vertikal durchströmt.

2.1.2 Biologische Abwasserreinigung

Der weitere Abbau des nach der mechanischen Reinigung verbliebenen, gelösten organischen Anteils erfolgt bei den überwiegend angewendeten aeroben Verfahren unter Anwesenheit von freiem Sauerstoff durch Mikroorganismen. Diese nehmen die im Abwasser vorhandenen gelösten Stoffe als Nährlösung auf, bauen sie teilweise in den Organismus ein bzw. oxidieren sie ganz auf. Die Vorgänge bei der biologischen Reinigung sind der natürlichen Selbstreinigung der Gewässer bzw. den Prozessen in den obersten Bodenschichten vergleichbar. Echt gelöste Stoffe werden teilweise im Energiestoffwechsel in die anorganischen Endprodukte Wasser und CO₂ umgewandelt oder zum Teil im Baustoffwechsel in neue Bakterienmasse übergeführt.

Unterschieden werden natürliche oder großräumige bzw. künstliche oder kleinräumige Verfahren. Zu ersteren gehören die Abwasserlandbehandlung durch Verrieselung oder Verregnung auf landwirtschaftliche Flächen („Rieselfelder“) sowie belüftete und unbelüftete Abwasserteiche. Diese werden in Österreich kaum, international jedoch angewendet. Deshalb werden sie auf Grund des Vorhandenseins von Studien im Zusammenhang mit Auswirkungen auf den Wald an dieser Stelle erwähnt.

Die künstlichen Verfahren konzentrieren sich überwiegend auf Tropfkörper und Belebungsbecken. Beim Tropfkörperverfahren siedeln sich die Mikroorganismen als biologischer Rasen auf den Oberflächen der von Abwasser und Luft umspülten Tropfkörper an, beim Belebungsverfahren schwimmen die zu Flocken vereinten Mikroorganismen als Belebtschlamm frei in einem Reaktionsbecken.

Die Versorgung mit Sauerstoff erfolgt durch Einblasen von Luft unter Wasser oder durch Einschlagen oder Verspritzen an der Wasseroberfläche. Beim Tropfkörperverfahren durchströmt das verregnete Abwasser den Tropfkörper von oben nach unten, der notwendige Sauerstoff von unten nach oben. Beim Belebungsverfahren werden Abwasser und Schlamm gemischt und ständig belüftet, wobei der für die Reinigung notwendige Sauerstoff mit Hilfe von Belüftungsanlagen (Druckbelüfter, mechanische Oberflächenbelüfter oder Strahldüsenbelüfter) eingebracht wird. Der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen ist von der Substratmung, der endogenen Atmung und dem Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der N-Verbindungen abhängig. Durch gleichzeitige Turbulenz wird ein Absetzen des Belebungschlammes verhindert.

Die für die biologische Abbauleistung entscheidenden Faktoren sind die Art der Verschmutzung des Abwassers, die Konzentration der Inhaltsstoffe, das verfügbare Volumen und die Aktivität des Belebungschlammes sowie Umweltbedingungen wie Temperatur, pH-Wert, Durchmischung usw.

Sowohl das Tropfkörper- wie das Belebungsbeckenverfahren benötigen ein nachgeschaltetes Absetzbecken. In diesem wird der Belebtschlamm mechanisch abgeschieden. Dieser Schlamm wird beim Belebungsverfahren in das Belebungsbecken rückgeführt (Rücklaufschlamm) und damit der angestrebte Schlammgehalt sichergestellt. Der Zuwachs an Be-

lechtschlamm wird in Form von Überschussschlamm durch ständigen Abzug aus dem Kreislauf entfernt.

2.1.3 Weitergehende Abwasserreinigung

Nach Abschluß der mechanisch-biologischen Reinigung werden auf Grund neuerer Bestimmungen und Technologien weitere Verfahren und Kombinationen für eine noch verstärkte Reinigung angewendet. Damit können vor allem die in Tab. 1 angeführten Stoffe bis auf geringe Restkonzentrationen aus dem Wasser eliminiert werden. Bei diesen Methoden handelt es sich sowohl um mechanische, biologische als auch chemische Vorgänge. Die Ammoniak Desorption und der (Selektive) Ionenaustausch wären theoretisch möglich, werden allerdings aus Kostengründen nicht durchgeführt.

Tab. 1: Übersicht weitergehender Abwasserreinigungsverfahren (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982)

Eliminierte Stoffgruppe	Mögliche Reinigungsverfahren
Suspendierte Stoffe	Chemische Flockung Flotation, Filtration
Stickstoff (Algennährstoff)	Nitrifikation, Denitrifikation Ammoniak Desorption Selektiver Ionenaustausch
Phosphor (Algennährstoff)	Mikrobielle P-Elimination Algen-P-Elimination Chemische Fällung, Ionenaustausch
Gelöste organische Verbindungen (refraktär, biologisch resistent)	Adsorption, Chemische Oxidation, Ausschäumen, Desorption
Gelöste anorganische Verbindungen (Salze, TDS)	Ionenaustausch, Elektrodialyse, Destillation, Extraktion

Ziel dieser dritten Reinigungsstufe ist die weitergehende Eliminierung von suspendierten, von biologisch resistenten Stoffen, von Stickstoff und Phosphor, von schädlichen gelösten organischen und anorganischen Verbindungen (Tab. 1), die Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit sowie die spezielle Behandlung industrieller Abwässer.

Das am häufigsten verwendete Verfahren ist die chemische Fällung, bei der durch die Zugabe verschiedener Fällmittel gleichzeitig eine Flockung erzielt wird. Je nach Einsatz werden bei der mechanisch-biologischen Reinigung drei verschiedene Fällungsverfahren angewendet.

- Vorfällung bei der mechanischen Reinigungsstufe
- Simultanfällung innerhalb der biologischen Reinigungsstufe
- Nachfällung nach der biologischen Reinigung

Bei der Vorfällung werden die Fällmittel vor dem Vorklärbecken dem Abwasser beigegeben, um in Abhängigkeit von Fließ- und Turbulenzverhalten eine gute Durchmischung zu gewährleisten. Die Vorfällung kann mit jedem biologischen Reinigungsverfahren kombiniert werden. Die Fällungsprodukte werden zusammen mit den ausgeflockten organischen Substanzen und den absetzbaren Stoffen des Zulaufes (mechanische Reinigung) ausgeschieden (Entstehung eines mechanischen, biologischen und chemischen Mischschlammes), wodurch eine Entlastung für die nachfolgende, weiterführende biologische Reinigung erreicht wird.

Auch bei der Simultanfällung werden die Fällmittel beim Zeitpunkt der günstigsten Durchmischung zugegeben. Möglichkeiten dafür sind der Zulauf, die direkte Zugabe in das Belebungsbecken und das Rücklaufschlammgerinne. Bei diesem gleichzeitig biochemisch und chemisch ablaufenden Prozeß ist die richtige Durchmischung und die bestmögliche Flockung die Voraussetzung für die Eliminierung der Phosphate und der organischen Substanz. Der Vorteil bei diesem Verfahren liegt vor allem darin, daß durch die Rückführung des Rücklaufschlammes in das Belebungsbecken eine optimale Ausnutzung der Fällmittel ermöglicht wird. Andererseits dürfen nur jene Fällmittel eingesetzt werden, die die gleichzeitig ablaufende biologische Reinigung nicht behindern oder stören.

Bei der Nachfällung werden Fällung, Flockung und Sedimentation der geflockten Substanzen in einer der biologischen Reinigung nachgeschalteten Stufe vorgenommen. Die Fällmittel werden vor der Nachklärung beigegeben, erfordern allerdings eine zusätzliche Installation von Misch-, Flockungs- und Absetzbecken.

Die Leistungsfähigkeit der oben erwähnten Reinigungsverfahren (mechanisch, biologisch und chemisch) variiert natürlich in einem großen Rahmen (Tab. 2).

Tab. 2: Wirkungsgrad verschiedener Reinigungsverfahren (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982)

Reinigung	Wirkungsgrad in %				
	Schwebstoffe	BSB	CSB	P	N
Mechanisch	40-70	25-40	ca. 15	ca. 15	ca. 7
Biologisch	85-95	85-95	ca. 80	ca. 30	ca. 40
Zusätzliche Verminderung der Reststoffe in %					
Mikrosiebe	20-40	5-10	5-10	-	-
Filtration	50-80	10-20	5-20	-	-
Chem. Fällung	70-90	50-85	40-70	50-90	0-30
Aktivkohle Adsorption	50-90	ca. 95	ca. 90	ca. 90	ca. 10

In diesem Zusammenhang muß berücksichtigt werden, daß die Schlammengen auf Grund der Verwendung chemischer Fällmittel durch die Zufuhr höherer Mengen an Schmutzstoffen oder Fällprodukten wesentlich erhöht werden, daß aber auch die verwendeten Salze z.B. von Eisen oder Aluminium im Schlamm selber in wesentlich höheren Konzentrationen vorliegen. Ein Beispiel für die chemische Fällung ist die Phosphateliminierung, die in der Regel durch den Einsatz von Aluminiumsalzen, Eisensalzen oder Kalk zur Fällung schwer löslicher Phosphate führt.

2.2 Klärschlammbehandlung

Nach BRANDSTÄTTER (1994) verlieren Abwässer nach der mechanischen, chemischen und biologischen Reinigung ihre Fäulnisfähigkeit und können somit schadlos in den Vorfluter bzw. ein öffentliches Gewässer eingeleitet werden. In der Kläranlage bleibt ein verschieden belasteter Klärschlamm zurück, der zwischen 0,5 und 2 % TS aufweist (LASSNIG und ZETHNER, 1994). Dieser auch als Rohschlamm bezeichnete Klärschlamm (BOGUSLAWSKI und ENGEL, 1979) enthält pathogene Keime und geht innerhalb weniger Stunden auf Grund saurer Gärung in stinkende Fäulnis über.

Aufgabe der Schlammbehandlung ist es, den anfallenden Klärschlamm mit Hilfe verschiedener Verfahren erst einmal entsorgungsfähig zu machen. Im engeren Sinn werden darunter

die Schritte Eindickung, Stabilisierung, Konditionierung und Entwässerung verstanden. Damit verbunden ist im Normalfall eine Entseuchung des Klärschlammes. Weitere Behandlungsschritte sind die Kompostierung, Vergärung, Trocknung, Verbrennung und Verfestigung (LASSNIG und ZETHNER, 1994).

Zwei Verfahrenswege sind dabei möglich. Wird die Schlammbehandlung unter aeroben Bedingungen durchgeführt, dann erfolgt der Ablauf in der Reihenfolge Eindickung - Stabilisierung - Konditionierung und Entwässerung (s. unten). Wenn der Klärschlamm allerdings unter anaeroben Bedingungen behandelt werden soll, dann kommt der Schlamm zuerst in den Faulturn, dann in den Nacheindicker, anschließend zur Entwässerung und abschließend erst zur Stabilisierung.

2.2.1 Eindickung

Im wesentlichen wird zwischen den Phasen Sedimentation und Konsolidation unterschieden (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982). Bei der ersten sinken die Feststoffe ohne gegenseitige Berührung ab, wobei dem spezifischen Gewicht entsprechend die schwereren Teilchen rascher absinken. Die Schlammablagerung erfolgt in Netzwerken und Flocken unterschiedlicher Größe, sodaß es zur Ausbildung einer Schlammschicht unter dem darüber befindlichen Trübwasser kommt. In der zweiten Phase kommt es durch die Abstützung der Netzwerke auf Grund des Gewichtes zum Zusammenpressen des Schlammes und damit Auspressen von Wasser.

Nach MACHOWETZ (1991) und BOGUSLAWSKI und ENGEL (1979) wird bei diesem Verfahren das Zwischenraumwasser entfernt und eine Konzentration der Feststoffe erreicht. Die Eindickung erfolgt entweder statisch (Standeindicker) mit Hilfe der Schwerkraft oder im Durchlauf (Zentrifuge, Flotation). Die Anordnung dieser Behandlungsstufe kann einerseits als Voreindicker zwecks Konzentrierung des Frischschlammes vor der weiteren Behandlung (biologische Reinigung), andererseits als Nacheindicker zwecks Wasserabtrennung nach der Stabilisierung (z.B. Faulung) erfolgen, um die Schlammmenge weiter zu reduzieren und die Kosten für die weitere Behandlung möglichst niedrig zu halten (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982). Nach LASSNIG und ZETHNER (1994) kann der TS-Gehalt von Rohschlamm durch die Eindickung auf ca. 3-5 % gehoben werden.

2.2.2 Stabilisierung

Nach DIN 4045 ist die Schlammstabilisation ein Verfahren der Schlammbehandlung besonders zur weitergehenden Verringerung von geruchsbildenden Inhaltsstoffen und organischen Schlammfeststoffen mit den erwünschten Nebenzielen der verbesserten Entwässerbarkeit und gleichzeitigen Hygienisierung bzw. Verminderung diverser Krankheitserreger (ATV, 1994). Hochmolekulare, organische Stoffe wie Eiweiße, Fette oder Kohlenhydrate werden abgebaut und durch Mineralisierung in anorganische Stoffe übergeführt (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 1991).

Prinzipiell wird zwischen der aeroben (unter Zufuhr von Sauerstoff) und der anaeroben (ohne Sauerstoff) Stabilisierung (oder Schlammfaulung), die in verschiedenen Temperaturbereichen ablaufen, unterschieden. Der Stabilisierungsprozeß und damit die Wasserabtrennung erfolgt durch biologische Prozesse auf Grund mikrobieller Tätigkeit und nicht durch physikalische Prozesse wie bei der Eindickung, Entwässerung oder Trocknung. Die wichtigsten Verfahren werden im folgenden nach ATV (1994), STEINMÜLLER und LUTZ (1994) und BOGUSLAWSKI und ENGEL (1979) kurz dargestellt.

2.2.2.1 Anaerobe Stabilisierung (Schlammfäulung)

Diese ist von der Art der fäulnisfähigen organischen Schlammstoffe, den Umweltbedingungen wie Temperatur, pH-Wert etc., aber auch vom Verhältnis der Nährstoffe zu den Bakterien abhängig. Die Steuerung und Kontrolle des Faulprozesses kann beispielsweise über die Temperatur erfolgen. Als Nebenprodukt wird bei der Fäulung Energie in Form von Biogas (Methan) gewonnen. Die wichtigsten Verfahren sind:

- Bei der psychrophilen Fäulung wird der aus dem Vorklärbecken stammende Primärschlamm gemeinsam mit dem aus der biologischen Stufe stammenden Überschussschlamm stabilisiert. Stabilisierung erfolgt im „Emscherbrunnen“ und dauert mindestens 90 Tage.
- Die mesophile Fäulung erfolgt in beheizten Behältern bei einer Temperatur von 30 bis 40 °C, wobei eine Faulzeit von mindestens 15 Tagen benötigt wird.
- Bei der thermophilen Fäulung wird der Schlamm kurzfristig auf mindestens 70 °C erhitzt, wobei im Faulprozeß die mesophilen Bakterien durch wärmeliebende ersetzt werden. Diese bewirkt eine weitergehende Hygienisierung des Schlammes.

2.2.2.2 Aerobe Stabilisierung

Für die Durchführung der aeroben Stabilisierung ist vor allem die ständige Luftzufuhr über einen längeren Zeitraum sowie Energie notwendig.

- Die simultane aerobe Stabilisierung stellt die psychrophile Variante der aeroben Stabilisierung dar und läuft gleichzeitig mit der biologischen Abwasserreinigung im Belebungsbecken ab. Die Stabilisierungszeit entspricht dem Schlammalter. Wichtig dabei ist eine niedrige Belastung des Belebtschlammes bzw. ein optimales Verhältnis von Nährstoffen zu Bakterien.
- Die getrennt aerobe Stabilisierung wird sowohl thermophil als auch mesophil durchgeführt. Die getrennt aerob-psychrophile Stabilisierung wird nicht mehr durchgeführt. Der Überschussschlamm wird in einem eigenen Becken belüftet, wobei die erforderliche Stabilisierungszeit aus dem Schlammalter abzüglich der Verweilzeit im Belebungsbecken errechnet wird. Bei der aerob thermophilen Variante wird der Schlamm acht Tage lang bei 60 °C belüftet.

Zwecks Optimierung können auch mehrstufige Verfahren wie z.B. aerob thermophil-anaerob mesophil bzw. anaerob thermophil-anaerob mesophil (ATV, 1994) angewendet werden. Bei Verwendung von biologisch (aerob, anaerob) stabilisierten Schlämmen in der Landwirtschaft empfiehlt der ATV eine weitergehende Stabilisierung.

Laut BOGUSLAWSKI und ENGEL (1979) kann durch die Ausfäulung der Trockensubstanzgehalt von Rohschlamm (Frischschlamm, Überschussschlamm) von 1 % auf ca. 3-8 % erhöht werden. Entsprechend den Angaben von BISCHOFBERGER und TEICHMANN (1982) kann ein ausgefäulter, gemischter Naßschlamm sogar einen TS-Gehalt zwischen 7-13 % aufweisen.

Zusätzlich gibt es noch die chemische Stabilisierung, die durch Zufuhr von Kalk erreicht wird, was zu einer temporären Verhinderung der Zersetzung von organischen Stoffen durch Anaerobbakterien auf Grund eines pH-Anstieges auf über 10 führt (MÖLLER, 1985; in STEINMÜLLER und LUTZ, 1994). Als Beurteilungskriterium für eine ausreichende Stabilisierung (zugleich Hygienisierung) wird ein pH-Wert des Klärschlammes von 12 für eine mögliche Verwertung in der Landwirtschaft vorgeschlagen (ATV, 1994). Daneben gibt es noch die Möglichkeit einer thermischen Stabilisierung (ATV, 1994).

2.2.3 Konditionierung

Um die Klärschlamme optimal entwässern und damit deren Mengen noch stärker reduzieren zu können, müssen ihre schlechten Entwässerungseigenschaften mit Hilfe der physikalischen oder chemischen Konditionierung verbessert werden (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982). Die Konditionierung wird daher als Vorstufe zur Entwässerung durchgeführt.

- Bei der chemischen Konditionierung werden Metallsalze (z.B. FeCl_3 , Fe_2SO_4 , Aluminat), Kalk oder Polyelektrolyte verwendet. Suspendierte und kolloidale Teilchen lagern sich an die entstehenden Flockenpartikel an. Nach BEUBLER et al. (1992) lassen sich damit Primär-, Überschuß- und Faulschlämme behandeln. Dreiwertiges Eisenchlorid eignet sich besser als zweiwertiges Eisensulfat. Als negativ muß die Mengenerhöhung der behandelten Schlämme durch die Verwendung der Chemikalien betrachtet werden. Für kommunalem Klärschlamm in Form von Faulschlamm muß 4 Gew.-% Eisenchlorid und 8 Gew.-% Kalk bezogen auf die Trockenmasse des Klärschlammes beigegeben werden (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982).
- Bei der physikalischen Konditionierung wird der Klärschlamm thermisch (Erhitzen oder Abkühlen) behandelt, wobei eine Belastung durch Chemikalien entfällt. Gleichzeitig wird durch hohe Temperaturen (180 bis 220 °C) und einen Druck bis 30 bar eine Entseuchung des Klärschlammes ermöglicht (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982).

2.2.4 Entwässerung

Diese stellt den entscheidendsten Schritt zur Volumsreduzierung der Klärschlämme dar. Die zuvor stabilisierten, eingedickten und zwecks besserer Entwässerungseigenschaften konditionierten Schlämme können durch diese Verfahren einen Feststoffgehalt von bis zu 35 (40) % erreichen. Unterschieden werden natürliche und künstliche (maschinelle) Verfahren. Letztere werden üblicherweise angewendet.

Die natürliche Schlammentwässerung erfolgt normalerweise auf Trockenbeeten und in Schlammteichen, wobei diese Verfahren relativ viel Platz benötigen. Auf Grund der immer strenger werdenden Bestimmungen und der damit verbundenen neuen Anforderungen werden sie kaum mehr verwendet (BILEK et al., 1992). Die Entwässerungsleistung, die durch Verdunstung und Versickerung erfolgt, ist stark von den klimatischen Verhältnissen abhängig. Um eine Trockensubstanz von 25-30 % zu erreichen, dürfen diese Flächen maximal mit 20-30 cm ausgefaultem oder eingedicktem Schlamm beschickt werden (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982, BOGUSLAWSKI und ENGEL, 1979). Stabilisierter Überschußschlamm soll nur in einer Schicht von 5-10 cm aufgetragen werden. In Schlammteichen wiederum wird eine maximale Schicht von 50 cm eingebracht.

Wie bereits erwähnt, konzentrieren sich die heutigen Verfahren auf die maschinelle Schlammentwässerung (Tab. 3), wobei in Abhängigkeit des Verfahrens verschiedene Flockungsmittel verwendet werden (STEINMÜLLER und LUTZ, 1994).

Tab. 3: Maschinelle Entwässerung, erzielbarer TS-Gehalt und verwendete Konditionierungsmittel

Entwässerungsverfahren	TS-Gehalt [%]	Konditionierungsmittel
Kammerfilterpressen	40	Anorgan. Flockungsmittel Kalk, Eisenchlorid, Aluminat
Siebbandpressen	20-35	Organ. Flockungsmittel Polyelektrolyte
Zentrifugen	20-30	Polyelektrolyte

Neben dem Zwischenraumwasser wird bei der maschinellen Entwässerung auch das Haft- und Kapillarwasser entfernt. Bei Verzicht auf anorganische Konditionierungsmittel ist bei der Kammerfilterpresse nur ein reduzierter TS-Gehalt von 25-35 % möglich (STEINMÜLLER und LUTZ, 1992). Die Beschaffenheit des Klärschlammes ändert sich mit dem erreichten Trockensubstanzgehalt (Bilek et al, 1992). Mit 20 % TS erscheint er pastös, mit zunehmender Entwässerung wird er krümelig.

Es darf aber nicht übersehen werden, daß die maschinelle Entwässerung die wesentliche Voraussetzung für die weiteren Behandlungsvarianten wie Kompostierung, Trocknung oder Verbrennung darstellt.

2.2.5 Trocknung

Die Schlamm-trocknung bietet die Möglichkeit einer fast vollständigen Wasserabtrennung an, sodaß durch den Prozeß der Verdampfung Trockensubstanzgehalte von durchschnittlich 90 % möglich sind (LASSNIG und ZETHNER, 1994; STEINMÜLLER und LUTZ, 1994). Wichtig ist allerdings, daß die vorhergehende Stufe der Entwässerung möglichst weit vorangetrieben wird, da die Trocknung nur durch den Einsatz von Energie möglich ist.

Als weitere Möglichkeit ist die Vermischung von Naßschlamm (7-8 % TS) mit bereits getrocknetem Klärschlammmaterial zu nennen, wodurch für die Trocknung ein Ausgangsmaterial mit einem TS-Gehalt von ca. 40-60 % geschaffen wird (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982). Mit einem Schwebetrockner kann ein TS-Gehalt von 70-90 % erreicht werden. Durch diese thermische Behandlung wird das restliche, noch gebundene Haft- und Kapillarwasser sowie das Innen- und Adsorptionswasser eliminiert.

Laut LASSNIG und ZETHNER (1994) unterscheidet man zwischen

- Direktverfahren (Konvektionstrocknung)
- Indirektverfahren (Kontakt-trocknung)

Bei ersterem Verfahren wird die Wärme in Form von Heißluft oder Rauchgasen direkt auf den Schlamm übertragen, der freiwerdende Wasserdampf wird mit der Heißluft abgeführt. Dabei kommt es zur Kontamination der Heißluft mit Schlamminhaltsstoffen. Bei der Kontakt-trocknung hingegen wird die Wärme durch beheizte Flächen (Heizmedium) auf den Schlamm übertragen. Der Wasserdampf fällt gesondert an, wodurch es zu keiner Belastung der Heißluft kommt. Die Trockensubstanzgehalte der Konvektionstrocknung übersteigen die der Kontakt-trocknung.

Nach der Trocknung liegt ein streufähiges, seuchenhygienisch unbedenkliches, einfach zu lagerndes Produkt vor. Zudem kommt es dadurch zu einer erheblichen Volumsverminderung (LASSNIG und ZETHNER, 1994). Eine zuvor durchgeführte Konditionierung mit Kalk erscheint nach STEINMÜLLER und LUTZ (1994) nur dann sinnvoll, wenn eine Verwertung als Dünger angestrebt wird.

2.2.6 Kompostierung

Voraussetzung dafür ist eine Entwässerung des Klärschlammes von 95 % auf 75-65 % Wassergehalt bzw. eine Erhöhung des TS-Gehaltes von 5 % auf 25-35 % und damit verbunden eine Veränderung der Konsistenz von flüssig zu stichfest (GAUGG, 1992). Unter Kompostierung versteht man einen kontrollierten biologischen Rottevorgang, bei dem bestimmte Umweltbedingungen wie Wassergehalt, C/N-Verhältnis, Temperatur und Sauerstoff einzuhalten sind (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982). Dieser biologische Rottevorgang setzt sich aus der mechanischen Zerkleinerung sowie der Stoffwechselaktivität aerober Mikroorganismen wie Pilze und Bakterien zusammen. Unter Berücksichtigung des Endproduktes werden vor allem der Klärschlammkompost (KSK) sowie der Müllklärschlammkompost (MKK) unterschieden:

2.2.6.1 Klärschlammkompost (KSK)

Die dafür notwendigen Prozesse, Verfahren und Parameter werden nach LASSNIG und ZETHNER (1994), GAUGG (1992) und BLEDSOE (1981) beschrieben. Kompostierung funktioniert nur dann, wenn entweder der Klärschlamm oder ein Gemisch aus Klärschlamm und Struktur- bzw. C-Trägern einen Trockensubstanzgehalt von mindestens 50 % bzw. einen Wassergehalt zwischen 50 und 55 % bei optimaler Luftversorgung aufweist. Dabei werden folgende Varianten unterschieden:

- Mischen von mechanisch entwässertem Klärschlamm (25 % TS) mit Strukturmaterial wie z.B. Gartenabfälle, geschreddertes Altholz, Stroh, Sägespäne.
- Mischen von mechanisch entwässertem Klärschlamm (25 % TS) mit Reifkompost (KSK mit 75 % TS) und eventuell weiterem Strukturmaterial.
- Mischen von mechanisch entwässertem Klärschlamm (25 % TS) mit thermisch getrocknetem Klärschlamm (90 % TS).

Weiters kann durch die Zugabe diverser C-Träger ein für die Kompostierung optimales C/N-Verhältnis eingestellt werden. Bei diesem biologisch ablaufenden Abbauprozess entsteht durch Mineralisierung und Humifizierung ein stabiles Endprodukt, welches durch die während der Rottephasen (mesophil und/oder thermophil) entstehende Selbsterhitzung hygienisiert wird. Außerdem kommt es durch die Verdunstung von Wasser zu einer weiteren Entwässerung und zur gewünschten Volumsverminderung. Die zuvor erwähnten Rottephasen stellen Temperaturanstiege dar, die beim Ab- und Umbau von Proteinen, Lipiden, Zellulose und Ligninen entstehen. Bei der Kompostierung werden zudem Geruchsemissionen (Stoffwechselprodukte wie organische Säuren) und Sickerwässer (zum einen endogenes Sickerwasser wie Zell- und Preßwässer bzw. Prozeßwasser, zum anderen exogenes Sickerwasser hervorgerufen durch Niederschläge bei der offenen Mietenkompostierung in Form von Durchfluß oder Oberflächenabfluß) frei.

Folgende Verfahren werden dabei unterschieden:

- Bei der offenen Mietenkompostierung verrottet das zu kompostierende Material in Form von Dreiecks- und Tafelmieten auf einer (nicht) überdachten Fläche, wobei die Größe der einzelnen „Haufen“ von den verwendeten Umsetzaggagregaten abhängt. Wegen der Geruchsemissionen und der durch Niederschläge verursachten, verstärkten Bildung von Sickerwasser sollte keine Anlage ohne Überdachung verwendet werden. Eine Vollüberdachung sollte daher, auch aus Qualitätsgründen empfohlen werden. Der Sauerstoffeintrag erfolgt in der Regel durch Diffusion.
- Bei der gekapselten Mietenkompostierung werden gekapselte Rottesysteme in Form von Tafelmieten eingesetzt, um zum einen die Geruchsemissionen so gering wie mög-

lich zu halten und zum anderen die Rottefläche zu reduzieren. In diesem Fall ist eine künstliche Belüftung in Form von Druck- und/oder Saugbelüftung notwendig. Eine überdachte Nachrotte von mindestens acht Wochen zur Erzeugung von Reifkompost ist nach Erstellung eines Rohkompostes (Dauer acht bis zwölf Wochen) notwendig.

- Die Intensivrotte erfolgt bei der Boxen- und Containerkompostierung in einem abgeschlossenen, zwangsbelüfteten Raum mit vollständiger Erfassung der während der Rotte anfallenden Geruchsemissionen. Innerhalb von sieben bis 14 Tagen wird während der Intensivrotte ein größtmöglicher Abbau des Klärschlammmaterials bei gleichzeitiger Hygienisierung erzielt. Der Rotteverlauf kann bei diesem Verfahren über rottespezifische Parameter wie die Temperatur, der CO₂-Gehalt oder der O₂-Gehalt überwacht und entsprechend gesteuert werden. Eine Nachrotte in Form von Dreiecks- und Tafelmieten ist zur Erstellung von Reifkompost notwendig. Bei der Boxenkompostierung kann maximal 60 m³ Kompostrohmaterial erfasst werden. Die Intensivrotte dauert maximal sieben bis zehn Tage. Mobile Container werden bei der Containerkompostierung mit maximal 22 m³ beladen und am Rotteplatz an das Zu- und Abluftsystem sowie die Sickerwasserleitung angeschlossen. Die Dauer der Intensivrotte
- Beim Kombiverfahren werden 2/3 des gepreßten Klärschlammes (25 % TS) auf ca. 90 % TS getrocknet und mit dem verbleibenden 1/3 des mechanisch entwässerten Klärschlammes vermengt und zu röhrenförmigen Preßlingen geformt. Diese werden in Rottebehältern mit einer Schütthöhe von 3,5 bis 4 m der zehn bis 20 Tage dauernden Intensivrotte zugeführt. Der nach der Rotte vorliegende Rohkompost (70-80 % TS) muß einer zwei bis drei Monate dauernden Nachrotte zugeführt werden.

Wie beim MKK muß auch hier die Produktion von Reifkompost bzw. qualitativ hochwertigem Kompost das Ziel der Kompostierung sein. Als Maß für die Verträglichkeit oder Qualität gelten die Leitfähigkeit (Salzgehalt), das C/N-Verhältnis und der Gehalt an Schwermetallen (BLEDSOE, 1981).

2.2.6.2 Müllklärschlammkompost (MKK)

Nach BISCHOFBERGER und TEICHMANN (1982) liegt bei der gemeinsamen Kompostierung von Hausmüll und Klärschlamm das optimale C/N-Verhältnis zwischen 10 und 15. Der Wassergehalt des Hausmülls sollte zwischen 20-45 % liegen, wobei zwecks Erhöhung des Wassergehaltes der Klärschlamm auf Grund seines hohen Anteils an Stickstoff, Mikroorganismen und organischer Substanz besonders geeignet erscheint.

Nach KRAPPENBAUER (1980) setzt sich die technische Herstellung des MKK aus mehreren Schritten zusammen. Abgesehen von der Sortierung und Zerkleinerung des Mülls erfolgt als erster Schritt die Konditionierung des Mülls durch die Vermengung mit Klärschlamm, um den für die Kompostierung optimalen Wassergehalt von 50 % einstellen zu können. Die gleichzeitige Beigabe diverser chemischer Zusätze (Kalk, Harnstoff usw.) dient der pH-Erhöhung oder Verbesserung des C/N-Verhältnisses. Weitere Verfahren gemäß den Angaben von BISCHOFBERGER und TEICHMANN (1982) sind das HKS- und das ELKA-Verfahren.

- Beim HKS-Verfahren wird eingedickter Frischschlamm in eine mit Warmluft belüftete, rotierende Trommel eingebracht, wodurch eine optimale Vermischung der Mikroorganismen mit der organischen Substanz gewährleistet wird und durch die entstehende Rottetemperatur von 65 °C eine Entseuchung ermöglicht wird (BISCHOFBERGER und TEICHMANN, 1982).
- Beim ELKA-Verfahren hingegen kann sowohl Frisch- als auch Faulschlamm verwendet werden, der mit Kalk und Torf versetzt kompostiert wird. Kalk dient der Vermeidung

und Verminderung von Geruchsemissionen, der Torf der Verbesserung des C/N-Verhältnisses.

Nach dem Ablauf der Fermentierung erfolgt die kontrollierte (Feuchte, Zwangsbelüftung), mikrobielle Reife des Rohkompostes (KRAPFENBAUER et al., 1980). Nach ca. 21 bis 42 Tagen erfolgt abschließend eine Nachreife, beispielsweise zwecks Auslaugung der hohen Salzgehalte im Kompost durch Berieselung. Nach KRAPFENBAUER (1980) stellen vor allem die oft sehr hohen Gehalte an leichtlöslichen Salzen (NaCl), der organischen und anorganischen Schadstoffe sowie ein zu hoher pH-Wert ein großes Problem bei der weiteren Verwertung dar.

2.2.7 Vererdung

Vererdung stellt die Verwertung von Klärschlamm zum Zweck der Substratherstellung für Sonderstandorte dar. Ziel ist die Herstellung eines bodenidenten Materials, das an den jeweiligen Standort angepaßt wird (STEINMÜLLER und LUTZ, 1994). Durch die bestmögliche Anpassung an den Standort kommt es bei diesem Verfahren nicht zur Herstellung eines sogenannten Standardproduktes. Laut STEINMÜLLER und LUTZ (1994) sind daher neben den technischen Kenntnissen auch bodenkundliche und umweltspezifische notwendig.

Nach HUSZ (1994) muß jedes Ausgangsmaterial vor der Verwendung auf seine relevanten Eigenschaften und Inhaltsstoffe hin untersucht werden, wobei auf Basis dieser Ergebnisse die entsprechende Mischung zusammengestellt wird. Außerdem können als Ausgangsmaterialien kommunale Schlämme unterschiedlichster Zusammensetzung, Faserschlamm aus der Papierindustrie, zerkleinertes Abfallholz, Häckselgut, sandiger Bauaushub etc. verwendet werden (HUSZ, 1994).

Technisch setzt sich die Vererdung aus den Prozessen der Kompostierung (thermophile Phase) und nachfolgend der eigentlichen Vererdung zusammen. Klärschlammkompost aus der Intensivrotte wird daher im Verhältnis 1:1 mit dem entsprechenden, anorganischen Bodenmaterial wie z.B. Schluff, Gesteinsmehl usw. vermischt, wobei das Endprodukt erst durch eine mindestens drei Monate währende Nachrotte erreicht wird (LASSNIG und ZETHNER, 1994). Insgesamt kommt es durch die Beimengung dieser Materialien zu einer Verdopplung der Gesamtmasse.

2.2.8 Hygienisierung

Kommunaler Klärschlamm enthält virulente, pathogene Keime, Viren und Parasiten. So gelten z.B. Wurmeier, Salmonellen oder diverse Fäkalbakterien als seuchenhygienisch äußerst bedenklich. Um entsprechende Gefährdungen für Mensch und Tier zu vermeiden, wurden strenge gesetzliche Bestimmungen in Österreich erlassen, die die Hygienisierung von Naßschlamm verlangen. Grundsätzlich kann zwischen thermischer (biologischer oder physikalischer) und chemischer Hygienisierung unterschieden werden (STEINMÜLLER und LUTZ, 1994; LOLL, 1987). Im folgenden werden die wichtigsten Verfahren kurz dargestellt:

- Bei der aerob-thermophilen Stabilisierung sollte die mittlere Prozeßtemperatur 55 °C aufweisen, nie allerdings unter 50 °C fallen. Wird die aerob-thermophile Stabilisierung einer mesophilen Faulung vorangestellt, sollte eine Behandlungsdauer von mindestens 4 (2) h bei einer Temperatur von 60 °C eingehalten werden.
- Bei der Mietenkompostierung sollte der Rohkompost mindestens eine Woche über 65 °C bei einer Gesamtdauer von ca. vier Wochen behandelt werden. Erfolgt die Kompostierung im Reaktor, muß das Rottegut ca. zwei Wochen einer Mindesttempe-

ratur von 55 °C, davon mindestens 48 h einer Temperatur von mehr als 65 °C ausgesetzt sein.

- Physikalisch wird der Klärschlamm vor allem mit dem Verfahren der Pasteurisierung behandelt, wobei diese üblicherweise einer mesophilen Faulung vorangestellt wird. Der Hygienisierungsprozeß muß die Dauer von 30 min und eine Temperatur von 60 bis 70 °C einhalten. Daneben gibt es noch die Möglichkeit der Bestrahlung sowie der thermischen Trocknung (s. oben).
- Chemisch erfolgt die Hygienisierung durch Zusatz von Kalk, wobei die Behandlung vor der Entwässerung, d.h. bei gleichzeitiger Konditionierung (Calciumhydroxid, Löschkalk), oder nach der Entwässerung (Calciumoxid, Branntkalk) beigegeben wird. Die zweite Variante führt auf Grund der Zugabe zu einer Erwärmung auf Temperaturen zwischen 55 und 70 °C, wobei eine pH-Erhöhung auf 12,5 und eine Temperatur von mindestens 55 °C bei einer Behandlungszeit von zwei Stunden gewährleistet sein muß. Erstere bewirkt ebenfalls einen pH-Anstieg auf über 12,5. Das Gemisch muß anschließend mindestens drei Monate gelagert werden.

2.2.9 Spezielle Verfahren

2.2.9.1 Hochwald-Ton-Verfahren

Dieses in Deutschland entwickelte Spezialverfahren (HUPPERT-NIEDER, 1995) stellt eine Mischung aus Klärschlamm (Nährstoffspender), Ton (Trägersubstanz) und Holz (Strukturverbesserer und Kohlenstoffspender) dar.

Technisch verläuft das Verfahren in mehreren Schritten. Zuerst erfolgt eine Hygienisierung des Klärschlammes durch Mischung mit stark erhitztem, grob granuliertem Tonstein (mehr als eine Stunde bei mindestens 70 °C). Nach der Zugabe organischer Strukturverbesserer erfolgt eine Teilkompostierung. Diese stellte eine zehn Tage dauernde Form der Kaltrotte bei ca. 30 °C dar. Als letzter Schritt erfolgt in Abhängigkeit der Stickstoff- und Phosphorgehalte im Klärschlamm das sogenannte „MAP-Verfahren“, bei dem Ammonium und Phosphat als schwerlösliches Magnesium-Ammonium-Phosphat gefällt werden. Durch die Zugabe von Magnesiumoxid soll eine übermäßige Belastung von Grund- oder Oberflächenwasser durch Nitrat und Phosphat vermieden werden. Abschließend erfolgt eine weitere Zugabe von nicht erhitztem Ton zwecks Bindung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen.

2.2.10 Folgerungen

Wegen der großen Bandbreite an Verfahren (mechanische, biologische, chemische) in Bezug auf die Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung ist es notwendig, die dabei entstehenden Schlämme auf Grund unterschiedlicher Merkmale, beispielsweise hinsichtlich des Aggregatzustandes und dem damit verbundenen Gehalt an Trockensubstanz voneinander abzugrenzen (Tab. 4).

Tab. 4: Überblick über die wichtigsten Klärschlämme¹ in Abhängigkeit der Behandlung, ihre Trockensubstanzgehalte und Beschaffenheit (KS = Klärschlamm, KM = Konditionierungsmittel, Abk. = Abkürzung, TS-Gehalt = Trockensubstanzgehalt)

Schlammtyp	Abk.	TS-Gehalt [%]	Beschaffenheit ²
Rohschlamm, ohne Stabilisierung und Eindickung			
Rohschlamm, Abwasser	AW	max. 3	flüssig, hoch pathogen fäulnisfähig, fäkalartig
Eindickung und Stabilisierung			
Ausgefaulter KS, naß	KS _n	3	flüssig, fließfähig, nicht fäulnisfähig
Ausgefaulter, eingedickter KS	KS _n	max. 10	flüssig, nicht fäulnisfähig
Aerob stabilerter KS, eingedickt	KS _n	2,5	flüssig, nicht fäulnisfähig
Entwässerung			
Natürlich entwässerter KS Schlammbeete, -teiche	KS _{ne}	20-25	stichfest, noch plastisch, schmierend, pastös
Maschinell, ohne KM	KSe _o	25-33	stichfest, pastös bis krümelig - fest, bedingt auslaufbar
Maschinell mit KM Siebbandpresse, Zentrifuge	KSe	25-35	stichfest, pastös bis krümelig - fest, bedingt auslaufbar
Maschinell mit KM Kammerfilterpresse	KSe	40	krümelig, bröckelig
Kompostierung			
Klärschlammkompost	KSK	70-80	streufähig, beständig fest
Müllklärschlammkompost	MKK	70-80	streufähig, beständig fest
Trocknung			
Thermisch getrockneter KS Direkt, indirekt	KSt	70-90	streufähig, beständig fest staubförmig, Granulat

Auf Grund der unterschiedlichen Beschaffenheit, die natürlich große Unterschiede z.B. hinsichtlich der Klärschlammausbringung (flüssig, fest), aber vor allem hinsichtlich ihrer Auswirkungen, beispielsweise auf die Bodenphysik, Bodenbiologie, Vegetation usw., mit sich bringt, muß eine Einteilung der Klärschlämme in funktionale Gruppen erfolgen.

Ferner sollte in diesem Zusammenhang nicht vergessen werden, daß die Klärschlämme auch chemisch unterschiedlich behandelt werden, daß zum Teil Kalke (Löschkalk, Branntkalk usw.), aber auch diverse Metallsalze wie dreiwertiges Eisenchlorid oder zweiwertiges Eisensulfat als Konditionierungsmittel verwendet werden. Diese Mittel finden naturgemäß ihren Niederschlag in Form erhöhter Konzentrationen im Klärschlamm (Eisen, Stickstoff, Phosphor) und können damit zu einer erheblichen Belastung bei ihrer Verwertung werden. Um daher eine möglichst optimale und gerechte Bewertung der Klärschlammausbringung in Waldbeständen durchzuführen, ergibt sich vor allem in Abhängigkeit ihrer Trockensubstanzgehalte (verbunden mit ihrer Beschaffenheit), aber auch der angewendeten Behandlungsverfahren folgende Einteilung:

¹ Nicht erfaßt werden Industrielle Klärschlämme sowie Spezialprodukte (z.B. Hochwald-Ton-Verfahren).

² Als seuchenhygienisch unbedenklich gilt der Klärschlamm nur dann, wenn er entsprechend den Angaben in Kap. 2.2.8. behandelt (kompostiert oder getrocknet) wurde.

- Rohe, pathogene Schlämme und Abwässer (sofern sie nicht industriellem Ursprunges sind) werden vor allem bei Fragen der Hygiene behandelt und daher als Gruppe der Abwässer (AW) zusammengefaßt.
- Klärschlämme mit einem TS-Gehalt von maximal 10 % (flüssig) werden als Gruppe der Naßschlämme (KSn) zusammengefaßt. Dazu gehören NICHT unbehandelte, also rohe, fäulnisfähige, pathogene Klärschlämme.
- Entwässerte Klärschlämme mit Konditionierungsmittel, ohne Berücksichtigung des verwendeten maschinellen Verfahrens (Presse, Zentrifuge) werden zur Gruppe der Entwässerten Klärschlämme (KSe) mit einem TS-Gehalt von 25-40 % zusammengefaßt. Dazu gehören vorerst auch natürlich entwässerte und jene ohne Konditionierungsmittel, da diese, wie aus der bis jetzt durchgeführten Literaturrecherche ersichtlich ist, keine bzw. kaum eine Rolle spielen.
- Gruppe der Klärschlammkomposte (KSK) mit einem TS-Gehalt von 70-80 %.
- Gruppe der Müllklärschlammkomposte (MKK) mit einem TS-Gehalt von 70-80 %.
- Sowohl mit Direkt- als auch Indirektverfahren getrocknete Klärschlämme werden zur Gruppe der getrockneten Klärschlämme mit einem TS-Gehalt von 80-90 % zusammengefaßt (KSt).
- Industrielle Klärschlämme (Ind.-KS³), die entsprechend ihrer zumeist höheren Gehalte an organischen und anorganischen Schadstoffen von den kommunalen Klärschlämmen klar und deutlich zu unterscheiden sind, die aber in der Literatur teilweise trotzdem als Versuchsobjekte für den Wald verwendet wurden. Industrielle Klärschlämme können aus der der Metallindustrie, Papierindustrie, Chemischen Industrie, Textilindustrie und auch Lebensmittelindustrie stammen (STEINMÜLLER und LUTZ, 1994; ESSER et al., 1983). Dementsprechend kann die Bandbreite hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung enorm vielfältig sein.
- Klärschlämme, die im Zuge der Behandlung aufgekalkt worden waren, oder die mit speziellen Stoffen (z.B. Kalk, Tonminerale etc.) gemischt wurden. In diesem Fall kann es sich auch um Naßschlamm, entwässerten Klärschlamm handeln.

³ Dazu kommt ein entsprechendes Suffix (s. Tab. 4; z.B. ein „e“ wenn der KS entwässert wurde).

3 QUALITÄTSKRITERIEN VON KLÄRSCHLAMM UND KOMPOST

Im wesentlichen werden im Klärschlamm drei Gruppen von Inhaltsstoffen unterschieden.

- Nährstoffe (wie z.B. Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium usw.)
- Anorganische Schadstoffe (z.B. Schwermetalle)
- Organische Schadstoffe (wie z.B. PCB, Dioxine und Furane usw.)

Außerdem gelten rohe, vor allem nicht stabilisierte Klärschlämme als geeignetes Medium für Krankheitserreger (wie z.B. Bakterien, Würmer, Viren usw.)

Auffallend ist, daß die im Klärschlamm enthaltenen anorganischen Schadstoffe deutlich öfter als die organischen Schadstoffverbindungen untersucht worden waren. Bei ersteren wurden daher deutlich früher Grenzwerte im Klärschlamm definiert, während bei den organischen Schadstoffen erst die Bundesländer Oberösterreich (1993) und Niederösterreich (1994) entsprechende Verordnungen erlassen haben.

International lassen sich nur Grenzwerte in Deutschland finden (MORSING, 1994). Nach FÜRHACKER (1995) verzichteten die USA auf Grenzwerte für organische Schadstoffe, da Analysen zufolge die Konzentrationen im Klärschlamm unter einem signifikanten Niveau lagen oder die in Frage kommenden Substanzen bereits verboten waren.

3.1 Nährstoffe im Klärschlamm

Klärschlämme werden international vor allem auf Grund ihrer hohen Gehalte an organischer Substanz und an Makronährstoffen in der Landwirtschaft, teilweise auch im Wald verwertet. Im folgenden werden die Klärschlammanalysen von kommunalen Kläranlagen, durchgeführt vom österreichischen UMWELTBUNDESAMT (1995), dargestellt. Zur Ergänzung finden sich im Anhang (s. Tab. 77) die Klärschlammanalysen der im forstlichen Teil dieser Studie zitierten Literatur, wobei die Daten nach Klärschlammarten getrennt worden waren. Dazu finden sich in Tab. 79 die entsprechenden Elementmengen in Abhängigkeit der ausgebrachten Klärschlammenge, ebenfalls getrennt nach Klärschlammarten.

Die mit dem Klärschlamm verbundene hohe Zufuhr an organischer Substanz erhöht die Nährstoffspeicherung, die Wasserhaltefähigkeit und Filterwirkung im Boden und übt außerdem einen positiven Einfluß auf die Aggregatstabilität des Bodens aus. Daneben können organische und anorganische Schadstoffe verstärkt festgelegt werden.

Tab. 5: Österreichische Klärschlammproben⁴: Kohlenstoff (in % TS); Stickstoff und Phosphor (in mg.kg⁻¹ TS), (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	C _{ges}	C _{org}	N _{ges}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Phosphor
Maximalwert	32,5	31,3	94500	41300	4,68	34100
Minimalwert	20,4	19,8	30300	4600	0,15	18600
Median	26,7	25,6	43200	12500	1,01	27600

Mit dem Klärschlamm werden im Normalfall große Mengen an Stickstoff, Phosphor und Calcium mitgeliefert. Wie Analysen von österreichischen Klärschlammproben zeigen, sind im

⁴ Kläranlagen mit einer Plangröße ≥ 30.000 EGW; Faulschlämme; nicht chemisch stabilisiert; zwischen Nov. '94 und März '95 geworben. 17 verschiedene Kläranlagen (bzw. 25 % der vom UBA angeschriebenen Kläranlagenbetreiber) wurden beprobt.

kommunalem Naßschlamm nur Spuren von Nitrat vorhanden. Ein großer Teil des Stickstoffs liegt als Ammonium gebunden vor.

Der Gehalt an Phosphor im Klärschlamm kann in Kläranlagen mit chemischer Reinigungsstufe durch Fällung der Phosphate stark erhöht werden. Die internationalen Klärschlammanalysen lassen im Vergleich zu den österreichischen ein Ansteigen der Gehalte auf 78200 mg.kg⁻¹ erkennen.

Da als Fällmittel Kalk, aber auch Eisen- oder Aluminiumsalze eingesetzt werden, werden die Gehalte der Elemente Calcium, Eisen und Aluminium im Klärschlamm stark erhöht.

Tab. 6: Österreichische Klärschlammproben: Makronährstoffe (in mg.kg⁻¹ TS), (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	Calcium	Magnesium	Kalium	Natrium
Maximalwert	99800	18500	11500	6000
Minimalwert	36600	6200	1600	700
Median	53800	10200	3200	2300
Bestimmungsgrenze ₁₀	1200	120	600	400

Andererseits sind im allgemeinen die Anteile von Kalium, oft auch die von Magnesium im Klärschlamm sehr niedrig. In diesem Zusammenhang muß daher berücksichtigt werden, daß es im Zuge einer Klärschlammausbringung ohne begleitende Maßnahmen wie Zugaben zum Klärschlamm oder Ausgleichsdüngungen zu Nährstoffmängeln im Boden, aber auch zu Ernährungsproblemen der Bäume kommen kann.

Tab. 7: Österreichische Klärschlammproben: Mikronährstoffe (in mg.kg⁻¹ TS), (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	Eisen	Mangan	Bor	Molybdän
Maximalwert	79000	620	130	17,9
Minimalwert	3500	80	28	3,0
Median	12000	310	37	5,2
Bestimmungsgrenze ₁₀	1000	50	15	1

Die Untersuchung von 1511 Schweizer Klärschlammproben ergab einen mittleren Gehalt an organischer Substanz von 41 %, an Calcium von 73 g.kg⁻¹ TS bzw. an 18 % CaCO₃ TS sowie an Phosphor von 25 g.kg⁻¹ TS (FURRER und STAUFFER, 1981). Bei Phosphor lagen die Gehalte bezogen auf Trockensubstanz bei erfolgter Phosphatelimination im Mittel mit 40 g.kg⁻¹ TS deutlich höher als bei Unterlassung derselben mit nur 15 mg.kg⁻¹ TS. Ferner wurde bei durchgeführter Phosphatelimination in den Klärschlammproben ein deutlich engeres C/P Verhältnis von 10 festgestellt.

Durch Klärschlammausbringung kann es aber auch zu einer mangelhaften Versorgung mit essentiellen Spurenelementen, wie Zink, Kupfer oder Mangan, im Boden kommen. Die Verfügbarkeit von Mangan kann, da der pH-Wert im Boden im Normalfall als Folge einer Klärschlammgabe ansteigt, herabgesetzt werden.

3.2 Anorganische Schadstoffe im Klärschlamm

In erster Linie gelten die Abwässer von Gewerbe und Industrie als Ursache für die Belastung der Klärschlämme mit Schwermetallen. Neben diesen sogenannten punktförmigen Emittenten können die Schwermetalle auch noch diffus angereichert werden. Dabei gelangen die Schadstoffe durch im Trinkwasser natürlich vorhandene Schwermetalle, oberflächlich durch Regenwasser, durch häusliches Schmutzwasser und aus Ablagerungen im Kanalsystem ins Abwasser und in weiterer Folge in den Klärschlamm. Während die Erfassung ersterer durch Bestimmung der Emittenten relativ einfach erfolgt, wobei deren Abwasser auch einer eigenen Reinigung zugeführt werden kann, gestaltet sich die Erfassung der diffusen Schadstoffquellen wesentlich schwieriger.

Als Emittenten gelten u.a. die Branchen (STEINMÜLLNER et al., 1994):

- Metallver- und bearbeitende Betriebe
- Chemische und pharmazeutische Betriebe
- Textilbetriebe
- Keramik- und Porzellanbetriebe
- Glasindustrie

Zu den anorganischen Schadstoffen im Klärschlamm gehören die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Nickel, Blei und Quecksilber. Zink und Kupfer, die an sich Mikronährelemente für die Pflanze darstellen, sehr oft jedoch in hohen Konzentrationen im Klärschlamm vorhanden sind, werden hinsichtlich der Beurteilung der Klärschlammqualität daher ebenfalls als Schadstoffe betrachtet.

In diesem Zusammenhang sollte auch auf das Mikronährelement Eisen sowie Aluminium hingewiesen werden, deren Konzentrationen im Klärschlamm auf Grund spezieller Verfahren im Zuge der Abwasserreinigung oder der Klärschlammbehandlung (z.B. Entwässerung) durch Verwendung von Eisen- und Aluminiumsalzen beträchtlich erhöht werden können, so daß beide Elemente eine deutlich stärkere Belastung der Klärschlammqualität verursachen können.

Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1992) kann außerdem das Mikronährelement Bor in hohen Konzentrationen im Klärschlamm vorkommen, so daß auch in diesem Fall eine Ausbringung des Klärschlammes problematisch sein kann.

In der neueren amerikanischen Literatur werden die anorganischen Schadstoffe zur Gruppe der Spurenmetalle zusammengefaßt, wobei neben den zuvor erwähnten Schwermetallen noch die Metalle Vanadium, Mangan, Eisen, Arsen, Selen, Molybdän und Silber dazugehören.

Eine Übersicht über die in der forstlichen Literatur verwendeten Klärschlämme, deren Analysedaten teilweise verfügbar waren, und Inhaltsstoffe befindet sich im Anhang (Tab. 78). In einer weiteren tabellarischen Übersicht (Tab. 80) werden die in den Versuchen tatsächlich ausgebrachten Schadstoffmengen dargestellt. Sehr deutlich läßt sich die außerordentlich große Schwankungsbreite der Schwermetallgehalte in den Klärschlämmen erkennen. Sehr oft jedoch wurden dieselben gar nicht analysiert und nicht angegeben. Oft wurden alte Analysedaten angegeben, wobei die Schwermetalle auf Grund fehlenden Interesses oft noch nicht analysiert worden waren, was aber auf Grund der enormen Ausbringungsmengen, z.B. im U.S. Bundesstaat Washington Mitte der 70er Jahre, heute von Bedeutung wäre.

Das österreichische Umweltbundesamt führte eine bundesweite Erhebung in Bezug auf die chemische Zusammensetzung österreichischer Klärschlämme durch (Tab. 8 und 9). Wie aus den Daten klar hervorgeht, können die Gehalte von Aluminium so wie die von Eisen (s. oben)

durchaus im Bereich von Calcium oder Magnesium liegen. Deutlich erkennbar ist die starke Streuung der Schwermetallgehalte.

Tab. 8: Österreichische Klärschlammproben: Schwermetalle (in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ TS), (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	Zink	Kupfer	Cadmium	Chrom	Nickel	Blei	Quecksilber
Maximalwert	1700	540	3,4	130	94	290	48
Minimalwert	700	170	0,2	25	14	40	1,0
Median	1000	210	0,9	53	33	100	2,0
Bestimmungsgrenze ⁵ _{lyo}	100	20	0,2	6	5	15	0,025

Tab. 9: Österreichische Klärschlammproben: Anorganische Schadstoffe (in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ TS), (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	Aluminium	Arsen	Kobalt	Selen	Zinn	Vanadium
Maximalwert	76700	14,4	13,5	4,5	111	30
Minimalwert	11100	1,3	2,2	< 0,5	21	8
Median	21200	4,1	5,6	1,9	32	
Bestimmungsgrenze ⁶ _{lyo}	5000	0,025	0,2	0,5	10	5

3.2.1 Rechtsvorschriften der Bundesländer

Wie aus der Tab. 10 klar ersichtlich ist, weisen die Bundesländer Niederösterreich und Oberösterreich im allgemeinen schärfere Grenzwerte für anorganische Schadstoffe auf. Diese, aber auch die der anderen Bundesländer liegen ferner deutlich unter den derzeit gültigen Richtwerten der Europäischen Gemeinschaft.

⁵ Bestimmungsgrenze; lyophilisierte Probe

⁶ Bestimmungsgrenze; lyophilisierte Probe

Tab. 10: Grenzwerte für Schadstoffe im Klärschlamm entsprechend den Rechtsvorschriften der Bundesländer für eine landwirtschaftliche Verwertung⁷. Im Vergleich dazu die EU Richtlinien⁸. Angaben in mg.kg⁻¹ TS.

	Bgld	NÖ	OÖ	Sbg	Stmk	Tirol	Vbg	EU
Zink	2000	1500	1600	2000	2000	2000	2000	2500-4000
Kupfer	500	300	400	500	500	500	500	1000-1700
Chrom	500	50	400	500	500	500	500	1000-1500
Blei	500	100	400	500	500	500	500	750-1200
Nickel	100	25	80	100	100	100	100	300-400
Cadmium	10	2	5	10	10	10	10	20-40
Quecksilber	10	2	7	10	10	10	10	16-25
Kobalt	100	10		100	100	100	100	
Arsen				20		20		
Molybdän					20	20	20	

Tab. 11: Grenzwerte für Schadstoffe in landwirtschaftlichen Böden, bei deren Überschreiten Klärschlamm nicht ausgebracht werden darf, entsprechend den Vorschriften der Bundesländer. Im Vergleich dazu jene der EU. Angaben in mg.kg⁻¹ TS.

	Bgld	NÖ	OÖ	Sbg	Stmk	Tirol	Vbg	EU
Zink	300	300	300	300	300	300	300	150-300
Kupfer	100	100	100	100	100	100	100	50-140
Chrom	100	100	100	100	100	100	100	100-150
Blei	100	100	100	100	100	100	100	50-300
Nickel	60	50	60	60	60	50	60	30-75
Cadmium	2	2	1	2	2	2	3	1-3
Quecksilber	1,5	2	1	2	2	2	2	1-1,5

Zusätzlich liegt der Grenzwert von Zink in oberösterreichischen Böden mit einem pH < 6,0 bei 150 mg.kg⁻¹ TS. Im Unterschied zu den Grenzwerten im Klärschlamm liegen die österreichischen Grenzwerte im Boden fast durchwegs über dem jeweiligen Minimalwert der EU Richtlinie.

⁷ Wien bleibt unberücksichtigt, da der Klärschlamm zur Gänze verbrannt wird. LBBL. 82/1991: Klärschlamm- und Müllkompostverordnung (Bgld).

LGBL. 6160/2-0 NÖ Klärschlammverordnung - Stammgesetz 80/94. Qualitätsklasse II. Für Klasse III gelten die Grenzwerte (in mg.kg⁻¹): Zink 2000, Kupfer 500, Chrom 500, Blei 400, Nickel 100, Cadmium 8, Quecksilber 8 und Kobalt 100.

LGBL. 21/1993: O.ö. Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung.

Richtlinie für die Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft (Salzburg, Nov. 1987).

LGBL. 89/1987: Klärschlammverordnung (Stmk).

Richtlinie für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden (Tirol, Juli 1987).

LGBL 31/1987: Klärschlammverordnung (Vbg)

⁸ Council Directive, 86/278/EU (in MORSING, 1994). EU Richtlinien gelten nicht für industrielle Abwässer und Klärschlämme!

3.2.2 Internationale Richtlinien

Tab. 12: Grenzwerte für Schwermetalle im Klärschlamm. EU Richtlinien⁹ im Vergleich mit mehreren EU Staaten und den USA. Angaben in mg.kg⁻¹ TS (MORSING, 1994).

Staaten\Elemente	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg
EU _{maximal}	4000	1200	1750	1500	40	400	25
EU _{minimal}	2500	750	1000	1000	20	300	16
Dänemark ¹⁰	4000	120	1000	100	0,8	30	0,8
Finnland; pH _{Boden} > 5,8	1500	100	600	300	1,5	100	2
Frankreich ¹¹ ; pH _{Boden} > 6 Referenzwert	3000	800	1000	1000	20	2000	10
Frankreich ¹² ; pH _{Boden} > 6 Maximalwert	6000	1600	2000	2000	40	400	20
Deutschland; Ton < 5 % 5 < pH _{Boden} < 6	2000	900	800	900	5	200	8
Deutschland; pH _{Boden} > 6	2500	900	800	900	10	200	8
Norwegen ¹³ ; Landwirtschaft, vorgeschlängene Werte	700	100	1000	125	4	80	5
USA; Max. Konzentration ¹⁴	7500	840	4300	3000	85	420	57
USA; Schadstoffkonzentration ¹⁵	2800	300	1500	1200	39	420	17

Nach MORSING (1994) ist die Ausbringung von Klärschlamm im Wald in den EU Staaten Dänemark und Großbritannien, aber auch in Norwegen, Neuseeland und den USA erlaubt. Dieselbe ist in Deutschland verboten.

In Dänemark dürfen maximal 200 t KS.ha⁻¹ (in TS) in einer einzelnen KS Gabe alle zehn Jahre oder jährlich 20 t KS.ha⁻¹ im Wald ausgebracht werden (MORSING, 1994). Als zusätzliche Beschränkungen gelten maximal 400 kg P.ha⁻¹ oder 500 kg N.ha⁻¹, ebenfalls in Bezug auf eine einzelne KS Gabe, oder jährlich 40 kg P.ha⁻¹ bzw. 50 kg N.ha⁻¹. Außerdem dürfen die Nährstoffgaben, sofern der Einsatz anderer Dünger wie NPK-Dünger geplant ist, nicht unberücksichtigt bleiben.

Großbritannien stellt das einzige Land dar, wo keine Schwermetallgrenzwerte im Klärschlamm definiert sind. Die zulässige Ausbringungsmenge im Wald wird von der ausgebrachten Gesamtmenge pro Schwermetall als jährlicher Durchschnitt von zehn Jahren festgesetzt. Als zusätzliche Empfehlung gilt außerdem eine maximale jährliche Ausbringungsmenge von 250 kg N.ha⁻¹.

⁹ EU Richtlinien gelten nicht für industrielle Abwässer und Klärschlämme!

¹⁰ Von mindestens fünf Proben müssen mindestens 75 % der Untersuchungsergebnisse unter den Grenzwerten liegen. Eine einzelne Analyse darf den Grenzwert um nicht mehr als 50 % überschreiten.

¹¹ Referenzwert darf um maximal 100 % überschritten werden, jedoch nicht zulässig diese Möglichkeit systematisch auszunützen. Summe aus Cr, Cu, Ni und Zn darf nicht > 4000 mg.kg⁻¹ TS ausmachen.

¹² Summe aus Cr, Cu, Ni und Zn darf nicht > 8000 mg.kg⁻¹ TS ausmachen.

¹³ Bei Verwertung in der Land- und Forstwirtschaft sowie in privaten Gärten.

¹⁴ engl. „ceiling concentrations“

¹⁵ engl. „pollutant concentrations“

Tab. 13: Großbritannien: Maximale jährliche durchschnittliche Ausbringungsmenge an Schwermetallen (in $g \cdot ha^{-1}$) im Mittel von 10 Jahren (MORSING, 1994)

	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg
Großbritannien	15000	15000	7500	15000	150	3000	100

Allgemein darf in den USA Klärschlamm beider Grenzwerttypen im Wald ausgebracht werden, sofern der Stickstoffbedarf¹⁶ der Pflanzen und der Stickstoffgehalt des Klärschlammes berücksichtigt wird (MORSING, 1994). Klärschlamm darf auch bei Überschreiten der Schadstoffkonzentrationen ausgebracht werden, jedoch muß die mit dem Klärschlamm ausgebrachte Menge pro Schwermetall sowie die entsprechende Menge pro Element pro Flächeneinheit registriert werden. Für jedes Schwermetall definieren die USA Grenzwerte für die maximal zulässige Ausbringung, wobei diese Grenzwerte nicht überschritten werden dürfen. Letztere wird in der Folge „kumulative Schadstoffrate“¹⁷ bezeichnet, die nur dann gilt, wenn die „Schadstoffkonzentrationen“ des Klärschlammes (s. Tab. 12) nicht eingehalten werden können. Klärschlamm, der die „maximalen Konzentrationen“ (s. Tab. 12) überschreitet, darf nicht ausgebracht werden.

Tab. 14: Zulässige Grenzwerte für Schwermetalle in Böden, wo Klärschlämme ausgebracht werden dürfen. Richtlinien der EU im Vergleich zu mehreren EU Staaten. Angaben in $mg \cdot kg^{-1}$ TS (MORSING, 1994)

Staaten\Elemente	Zn	Pb	Cu	Cr	Cd	Ni	Hg
EU _{maximal}	300	300	140	150	3	75	1,5
EU _{minimal}	150	50	50	100	1	30	1
Dänemark ¹⁸	100	40	40	30	0,5	15	0,5
Deutschland; Ton < 5 % 5 < pH _{Boden} < 6	200	100	60	100	1,5	50	1
Deutschland; pH _{Boden} > 6	150	100	60	100	1,5	50	1
Großbritannien pH 5-5,5	200	300	80	600	3	50	1
Großbritannien pH 5,5-6	250	300	100	600	3	60	1

¹⁶ engl. „agronomic rate“

¹⁷ engl. „cumulative pollutant rate“

¹⁸ Von mindestens fünf Proben müssen mindestens 75 % der Untersuchungsergebnisse unter den Grenzwerten liegen. Eine einzelne Analyse darf den Grenzwert um nicht mehr als 50 % überschreiten.

3.3 Organische Schadstoffe im Klärschlamm

Nach STEINMÜLLNER et al. (1994) kommen für die Emmission an organischen Schadstoffen und die daraus resultierende Belastung in Klärschlämmen vor allem folgende Branchen in Frage:

- Chemische Industrie
- Textil- und Lederherstellung
- Schlacht- und Fleischverarbeitende Betriebe
- Zellstoff- und Papierindustrie
- Spitäler

Zusätzlich muß mit einer Belastung aus dem landwirtschaftlichen und häuslichen Bereich durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wie z.B. Herbiziden, Pestiziden usw. oder von Waschmitteln gerechnet werden (FÜRHACKER, 1995).

Wie bereits erwähnt wurde, wurden die organischen Schadstoffe bis jetzt in nur geringem Umfang untersucht. Im Zusammenhang mit waldökologischen Fragestellungen wurden die organischen Schadstoffe wenn überhaupt nur mit wildökologischen Problemen erfaßt. Diese Stoffgruppen stellen also eine völlig unbekannte Größe dar.

Nach FÜRHACKER (1995) können die organischen Chemikalien an Hand ihrer Persistenz, also der Beständigkeit in der Umwelt, bewertet werden. Persistenz gibt daher die Dauer des Verbleibs einer organischen Verbindung in einem Medium (z.B. Boden) an, bis diese chemisch umgewandelt oder physikalisch entfernt ist, wobei die Persistenz mit Hilfe der Halbwertszeit gemessen werden kann.

BLUM et al. (1996) empfehlen die Einteilung der organischen Schadstoffe im Boden auf Grund ihrer Persistenz sowie ihrer Bedeutung. Die meisten Pestizide sind durch eine geringere Persistenz als beispielsweise PCB gekennzeichnet, sind aber mengenmäßig von Interesse und in Bezug auf den Grundwasserschutz von Bedeutung.

1. Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Dioxine und Furane (PCDD/F)

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Organochlorpestizide

(HCB, Quitozen, α -HCH, Lindan, Heptachlor, β -Heptachlorepoxyd, γ -Chlordan, Aldrin, Endrin, Dieldrin, DDE, DDD, *op'*-DDT, *pp'*-DDT)

2. Herbizide

(Atrazin, Desethylatrazin, Cyanazin, Simazin, Sebuthylazin, Terbutylazin, Methoprotryn, Alachlor, Diallat, Metalaxyl, Metoalchlor)

3. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Wirkung der organischen Schadstoffe im Boden hängt neben der Toxizität von den Faktoren mikrobieller Ab- und Umbau, Anreicherung, Verflüchtigung, Erosion und Auswaschung ins Grundwasser ab.

3.3.1 Stoffgruppen im Klärschlamm

Hauptsächlich werden im Zusammenhang mit Klärschlamm folgende Stoffgruppen untersucht (FÜRHACKER, 1995; UMWELTBUNDESAMT, 1995):

- Halogenierte Verbindungen (AOX)
- Hexachlorcyclohexane (α -, β -, γ -HCH)
- Mono-, Di-, Tetra-, Penta und Hexachlorbenzole
- Summe der Kohlenwasserstoffe
- Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Polychlorierte Biphenyle (PCB)
- Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF)
- Polybromierte Biphenyle (PBB)
- Tenside (LAS)
- Polyelektrolyte
- Phthalate
- DDT und dessen Metabolite

Nach FÜRHACKER (1995) sollten noch Mineralölkohlenwasserstoffe, Kontrazeptiva sowie N-Nitrosamine, Benzidine und Trikresylphosphate näher untersucht werden. Bei den beiden ersteren konnten in der Literatur keine Daten gefunden werden.

Österreichische Klärschlämme wurden vom UMWELTBUNDESAMT (1995) auf ihre organischen Schadstoffgehalte hin untersucht (Tab. 15-18). Die Gehalte an AOX und LAS waren teilweise sehr hoch. Bei den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen werden in den Tabellen nur jene Verbindungen mit den höheren Gehalten angegeben. Die PCB Verbindungen lagen im Mittel um das fünf- bis zehnfache, einzelne Ausreißer um das maximal 40fache über der Bestimmungsgrenze.

In den Klärschlammproben konnten polybromierten Biphenyle (PBB), Benzol, Toluole, Ethylbenzol, Xylol und Styrol nur in Spuren oder gar nicht festgestellt werden. Chlorbenzole, außer Hexachlorbenzol, Chlorphenole, außer 4-Chlorphenol und 2,4-/2,5-Dichlorphenol, bzw. Hexachlorcyclohexane konnten größtenteils nicht nachgewiesen werden.

Tab. 15: Österreichische Klärschlammproben¹⁹: AOX, Summe der Kohlenwasserstoffe, Tenside sowie ausgewählte Chlorphenole und Chlorbenzole²⁰. Angaben in mg.kg⁻¹ TS (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	AOX	Su_KW ²¹	LAS	4-Cp	Dp	PCP	HCB
Maximalwert	406	16330	17955	0,116	0,134	0,059	0,013
Minimalwert	75	2610	563	0,013	0,021	n.d.	< 0,004
Median	135	4580	7555	0,027	0,041	< 0,008	0,006
Bestimmungsgrenze _{lyo} ²²	5	100	400	0,008	0,008	0,008	0,004
Nachweisgrenze _{lyo}		50	200	0,002	0,003	0,002	0,002

Tab. 16: Österreichische Klärschlammproben: Ausgewählte polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe.²³ Angaben in mg.kg⁻¹ TS (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	Phen	FluA	Pyren	B(a)-a.	B(b)-f.	B(a)-p.	Ind
Maximalwert	2,830	1,672	1,049	0,543	0,580	0,668	0,577
Minimalwert	0,077	0,152	0,251	0,095	0,099	0,090	0,068
Median	0,873	0,736	0,649	0,213	0,212	0,205	0,200
Bestimmungsgrenze _{lyo}	0,013	0,025	0,016	0,016	0,010	0,005	0,010
Nachweisgrenze _{lyo}	0,006	0,013	0,008	0,008	0,005	0,002	0,005

¹⁹ Kläranlagen mit einer Plangröße ≥ 30.000 EGW; Faulschlämme; nicht chemisch stabilisiert; zwischen Nov. '94 und März '95 geworben. 17 verschiedene Kläranlagen (bzw. 25 % der vom UBA angeschriebenen Kläranlagenbetreiber) wurden beprobt.

²⁰ Chlorphenol: 4-Cp: 4-Chlorphenol; Dp: 2,4-/2,5-Dichlorphenol; PCP: Pentachlorphenol; Chlorbenzol: HCB: Hexachlorbenzol

²¹ Su_KW; Summe der Kohlenwasserstoffe

²² lyo: lyophilisierte Probe

²³ PAK-Verbindungen: Phen = Phenanthren; FluA = Fluoranthren; B(a)-a. = Benzo(a)-anthracen; B(b)-f. = Benzo(b)-fluoranthren; B(a)-p. = Benzo(a)-pyren; Ind = Indeno(1,2,3-c-d)-pyren

Tab. 17: Österreichische Klärschlammproben: Summenparameter der wichtigsten polychlorierten Biphenyle (PCB)²⁴ sowie pp'DDT. Angaben in mg.kg⁻¹ (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	PCB	pp'DDT
Maximalwert	0,187	< 0,004
Minimalwert	0,030	n.d.
Median	0,066	
Bestimmungsgrenze _{lyo}	-	0,004
Nachweisgrenze _{lyo}	-	0,002

Tab. 18: Österreichische Klärschlammproben: Summe von PCDD/PCDF sowie TEQ (ITEF). Angaben in ng.kg⁻¹ TS (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

	PCDD/PCDF	TEQ (ITEF)
Maximalwert	6280,4	38,1
Minimalwert	1286,7	8,1
Median	2833,8	12,8

3.3.2 Rechtsvorschriften der Bundesländer

Für die Grenzwerte im Klärschlamm gibt es für die landwirtschaftliche Verwertung keine einheitliche Bundesregelung. Entsprechende Verordnungen werden von den einzelnen Bundesländern getroffen, wobei in Bezug auf die organischen Schadstoffe Oberösterreich und Niederösterreich die einzigen sind, die Grenzwerte für AOX, PCB und PCDD/PCDF anführen (UMWELTBUNDESAMT, 1995).

Tab. 19: Grenzwerte für organische Schadstoffe im Klärschlamm für Oberösterreich (1993) und Niederösterreich (1994)

	AOX [mg.kg ⁻¹ TS]	PCB ²⁵ [mg.kg ⁻¹ TS]	PCDD/PCDF ²⁶ [ng TEQ.kg ⁻¹ TS]
Oberösterreich ²⁷	500	je 0,2	100
Niederösterreich ²⁸	500	je 0,2	100

3.3.3 Internationale Richtlinien

Nach MORSING (1994) fanden sich im internationalen Vergleich nur in Deutschland Grenzwerte für organischen Schadstoffgruppen, wobei diese nur für die landwirtschaftliche Verwertung gelten, da die Ausbringung von Klärschlamm im Wald untersagt ist.

²⁴ PCB: Summe 6 Ballschm.: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 153, PCB 138 und PCB 180. Bestimmungsgrenze_{lyo} pro Verbindung bei 0,004 sowie Nachweisgrenze_{lyo} pro Verbindung bei 0,002.

²⁵ Verordnung gilt gemäß den IUPAC Standards für die PCB Komponenten Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180.

²⁶ PCDD/PCDF ausgedrückt in 2-, 3-, 7-, 8-TCDD-Toxizitätsäquivalenten (TE) gemäß NATO/CCMS.

²⁷ LGBL. 21/1993: O.ö. Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung.

²⁸ LGBL. 6160/2-0 NÖ Klärschlammverordnung - Stammgesetz 80/94. Qualitätsklassen II und III.

Die Grenzwerte wurden nicht auf Grund qualifizierter toxikologischer Untersuchungen, sondern aus Vernunft festgesetzt. Die gegenwärtigen Gehalte an PCB in deutschen Klärschlämmen werden kaum an diese Grenzwerte herankommen, während die Gehalte an PCDD und PCDF diese überschreiten könnten.

Tab. 20: Maximal erlaubte PCB, PCDD/PCDF und AOX Gehalte in mg.kg^{-1} TS in deutschen Klärschlämmen

	AOX	PCB²⁹	PCDD/PCDF
$\text{pH}_{\text{Boden}} > 5$	500	0,2	0,0001

Die Grenzwerte gelten für eine einzelne maximale Gabe von 5 t KS.ha^{-1} , die nur alle drei Jahre erfolgen darf, oder jährlich für $1,65 \text{ t KS.ha}^{-1}$. Wenn KSK, dessen PCB und PCDD/PCDF Grenzwerte die Hälfte von KSn ausmachen, ausgebracht wird, darf die maximal erlaubte Menge verdoppelt werden.

Andere EU Staaten wie Frankreich, Dänemark, Niederland und Großbritannien haben keine Limitierungen getroffen (MORSING, 1994). Die USA verzichten auf Grenzwerte für organische Schadstoffe, da die Konzentrationen im Klärschlamm unter einem signifikanten Niveau lagen oder die Stoffe bereits verboten waren (FÜRHACKER, 1995).

3.4 Pathogene im Klärschlamm

Wie bereits im Kap. 2.2.8 berichtet wurde, gelten vor allem unbehandelte kommunale, aber auch industrielle Klärschlämme als seuchenhygienisch äußerst bedenklich. Nach SORBER und MOORE (1986) muß sogar in gesunden Kommunen damit gerechnet werden, daß 0,1 bis 10 % der Bevölkerung infektiöse Substanzen zu jeder Zeit ausscheiden. Vor allem im Zuge von Epidemien kann es zu einer starken Zunahme an Pathogenen im Klärschlamm kommen. Zusätzlich können Mikroorganismen durch die tierischen Ausscheidungen in häusliche Abwässer gelangen.

Trotz diverser Behandlungsmethoden wie Kompostieren, Faulung usw. ist es nicht möglich, Krankheitserreger vollständig aus dem Klärschlamm zu entfernen. Daher kann Klärschlamm einen potentiellen Übertragungsherd für Krankheiten wie beispielsweise Ruhr, Hepatitis usw. darstellen.

3.4.1 Vorkommen von Krankheitserregern im Klärschlamm

Bei den im Klärschlamm vorkommenden und für Mensch und Tier gefährlichen bzw. infektiösen Krankheitserregern werden die Gruppen der Bakterien, Viren, Protozoen und Parasiten unterschieden.

²⁹ Grenzwert gilt für folgende Komponenten: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 und PCB 180.

Tab. 21: Übersicht über die wichtigsten Pathogene im Klärschlamm und die von ihnen verursachten Krankheiten (HENRY und HARRISON, 1991; SORBER und MOORE, 1986)

Organismengruppe	Krankheit
BAKTERIEN <i>Salmonella spp.</i> <i>Shigella spp.</i> <i>Mycobacterium tuberculosis</i> <i>Vibrio cholerae</i>	Magen-Darm-Katarrh; (para)typhusartiges Fieber Bazilläre Ruhr Lungentuberkulose Cholera
PROTOZOEN <i>Entamoeba histolytica</i>	Amoebische Ruhr
HELMINTHISCHE PARASITEN (Darmwürmer) <i>Ascaris lumbricoides</i> <i>Ancylostoma duodenale</i> <i>Necator americanus</i> <i>Taenia saginata</i> <i>Trichuris trichiura</i>	Ascariasis Hakenwurmkrankheit Hakenwurmkrankheit Taeniasis Trichuriasis
VIREN <i>Poliovirus</i> <i>Coxsackievirus</i> <i>Echovirus</i> <i>Reovirus</i> <i>Adenovirus</i> <i>Hepatitis A-virus</i> <i>Non-A; non-B hepatitis</i>	Kinderlähmung Aseptische Hirnhautentzündung; Magen-Darm-Entzündung Aseptische Hirnhautentzündung Milde Infektion der Atemwege; Magen-Darm-Entzündung Akute Infektion der Atemwege; Rachenkatarrh, Kinder-Lungenentzündung Infektiöse Hepatitis Hepatitis

Wie bereits erwähnt wurde, kann die Anzahl der Pathogene im Klärschlamm stark variieren, wobei Faktoren wie die „öffentliche Gesundheit“, die Zusammensetzung der kommunalen Abwässer und weniger die Jahreszeit eine Rolle spielen. Die für eine Krankheit notwendige Konzentration eines Erregers kann innerhalb der Organismengruppen stark variieren. Diese Unterschiede zwischen den Gruppen, aber auch zwischen einzelnen Arten einer Gruppe erschweren die Untersuchungen in Hinblick auf ihr Vorkommen und Überleben im Klärschlamm.

Grundsätzlich wurden daher Organismen, die einem speziellen Typ angehören, die sehr häufig im Klärschlamm vorkommen oder mit von Wasser verursachten Epidemien in Zusammenhang stehen, untersucht.

Tab. 22: Überblick über spezielle Pathogene, die in unbehandeltem Abwasser und unbehandeltem kommunalen Klärschlamm vorkommen können (SORBER und MOORE, 1986)

Organismus	Konzentration [Org. 100ml ⁻¹]	Konzentration [Org. g ⁻¹ TS]
<i>Salmonella sp.</i>	10 ² -10 ⁶	10 ² -10 ³
<i>Shigella sp.</i>	< 10 ⁰ -10 ¹ >	< 10 ¹
<i>Ascaris sp.</i>	10 ⁰ -10 ¹	10 ¹ -10 ³
<i>Giardia lamblia</i>	10 ² -10 ³	unbekannt
Alle Enteroviren	10 ¹ -10 ³	10 ² -10 ⁴

Salmonellen stellen auf Grund des häufigen Vorkommens im Klärschlamm die am besten untersuchte Gruppe dar. Untersuchungen von McCOY (1979, in HENRY und HARRISON, 1991) ergaben, daß Salmonellen in allen Kläranlagen für mehr als 100.000 Einwohner gefunden wurden. Salmonellen müssen in hoher Konzentration - 10^5 Salmonellen bei einem gesunden Erwachsenen - aufgenommen werden, damit Krankheitssymptome überhaupt festgestellt werden können.

Viren werden sehr stark von Klärschlamm- und Bodenpartikeln gebunden und können folglich in Perkolaten schlecht nachgewiesen werden (HENRY und HARRISON, 1991). Neuere Analysemethoden lassen im Abwasser wesentlich höhere Konzentrationen, als ursprünglich angenommen, erkennen. Nach MUNGER (1983, in HENRY et al., 1995) sind zwar knapp 100 % der Viren während der Abwasserreinigung bzw. Klärschlammbehandlung nicht aktiviert oder an Klärschlammbestandteile adsorbiert. Allerdings bleiben adsorbierte Viren deutlich länger aktiv und sind durch eine längere Überlebenszeit gekennzeichnet als die im Abwasser freibeweglichen, wobei erstere nur bei Trennung von den Klärschlammpartikeln infektiös werden können (GERBA und BITTON, 1984).

Parasiteneier neigen dazu, mit den Schlammbestandteilen im Zuge der mechanischen Abwasserreinigung ausgefiltert zu werden. Diese sind vor allem deshalb problematisch, da sie schon bei geringer Häufigkeit Krankheiten auslösen können (HENRY und HARRISON, 1991), z.B. reichen bei *Giardia lamblia* schon zehn bis 25 Zysten (MUNGER, 1983). Außerdem konnte festgestellt werden, daß Parasiten imstande sind, viele Arten der Klärschlammbehandlung zu überstehen.

Nach MORSING (1994) kann das Risiko für eine Kontamination durch Krankheitserreger durch folgende vier Wege reduziert werden:

- Verminderung der Krankheitserreger
- Verminderung der Vektorattraktion des Klärschlammes³⁰
- Bodenbehandlung
- Einschränkungen in Bezug auf Kultivierungsmethoden

Die Klärschlammbehandlung bewirkt sowohl eine Reduktion der Pathogene im Klärschlamm als auch der Vektorattraktion des Klärschlammes selbst. Auswirkungen auf Grund der Ausbringung von Klärschlamm im Wald werden im Kap. 9.2 dargestellt.

3.4.2 Gesetzliche Richtlinien

Den EU Richtlinien zufolge müssen die Mitgliedsstaaten den Klärschlamm behandeln, bevor dieser in der Land- oder Forstwirtschaft einer Verwertung zugeführt wird. Grundsätzlich ist die Verwertung von Klärschlamm im Wald in Deutschland untersagt, dagegen in den EU Staaten Großbritannien und Dänemark erlaubt.

Die Verwertung von unbehandeltem Klärschlamm kann im Wald erlaubt sein, wenn der Klärschlamm in den Boden eingearbeitet oder eingespritzt wird, und wenn die Verwertung kein Risiko für Mensch und Tier mit sich bringt (s. Tab. 23). In den EU Staaten Deutschland, Holland und Finnland ist die Verwertung von unbehandeltem Klärschlamm generell untersagt.

³⁰ USA sind das einzige Land, das gesetzliche Anforderungen an eine verminderte Vektorattraktion stellt. Zu diesen Anforderungen gehören u.a. der pH-Wert, die Temperatur sowie die Dauer der KS Behandlung. Weiters sollte der KS in den Boden eingespritzt werden.

Tab. 23: Verwertung von unbehandeltem Klärschlamm und Abwasser (MORSING, 1994)

Dänemark	Einspritzen von KS in die obersten 10 cm Mineralboden.
Irland	KS muß eingespritzt oder eingearbeitet werden.
Großbritannien	KS muß so bald wie möglich eingespritzt oder eingearbeitet werden.
Neuseeland	In der Forstwirtschaft erlaubt.
USA	nicht erlaubt

Die U.S. EPA untersagt ebenfalls die Verwertung von unbehandeltem Klärschlamm, der weder oberflächlich ausgebracht noch in den Boden eingespritzt oder eingearbeitet werden darf. Die Gründe stehen im Zusammenhang mit der potentiellen Gefahr der Pathogene und der Notwendigkeit, die Anziehung für bestimmte Überträger wie Insekten oder Nagetiere infolge der Ablagerung oder Einsickerung von KS auf ein Mindestmaß zu reduzieren (HENRY und HARRISON, 1991).

Entsprechend den gesetzlichen Bestimmungen in den USA gibt es auf Grund hygienischer Überlegungen keine Restriktionen für die Verwertung von Klärschlamm im Wald, wenn er die Qualitätskriterien der Klasse A erfüllt (MORSING, 1994). Folgende Anforderungen müssen dafür eingehalten werden:

- Die Dichte an fäkalen Koliformbakterien muß weniger als 1000 MPN („Most Probable Number) pro Gramm TS betragen
- Die Dichte von *Salmonella sp.* Bakterien im KS muß geringer als drei MPN pro 4 Gramm TS zum Zeitpunkt der Verwertung oder Ablagerung ausmachen.
- Die Temperatur des Klärschlammes muß während der Klärschlammbehandlung ≥ 50 °C für ≥ 20 Minuten ausmachen. Zeit und Temperatur werden dabei, wie folgt, bestimmt:
 $D = 131.700.000 \cdot 10^{-0,1400 t}$; für D = Zeit in Tagen; t = Temperatur in °C. Dies gilt nur für Klärschlämme mit einem TS-Gehalt von ≥ 7 %.
- Zudem muß gewährleistet sein, daß die Lockwirkung des Klärschlammes für Krankheitsvektoren reduziert ist.

Klärschlamm, der nicht kommerziell verwendet wird, muß die Anforderungen der Klasse A erfüllen. Dabei handelt es sich um Klärschlamm, der in Säcken oder Containern abgegeben wird.

Tab. 24: Einschränkungen in Bezug auf die Betretung des Waldes nach erfolgter Ausbringung von Klärschlamm im Wald aus gesundheitlichen Gründen (MORSING, 1994)

Dänemark Unbehandelter KS; Einspritzung	Kein öffentlicher Zutritt in den ersten 6 Monaten.
Dänemark KS kompostiert oder stabilisiert	Kein öffentlicher Zutritt in den ersten 6 Monaten.
Neuseeland	Kein öffentlicher Zutritt im ersten Jahr.
USA Klärschlamm; Klasse B	Kein öffentlicher Zutritt innerhalb von 30 Tagen.
USA Klärschlamm; Klasse A	Keine Einschränkungen

Um also eine Gefährdung von Mensch und Tier infolge möglichen Verzehr von mit KS kontaminierten Proben hinanzuhalten zu können, gibt es aus gesundheitlichen Überlegungen in-

ternational Einschränkungen für die Verwertung von Klärschlamm, die vor allem von der Art der Behandlung sowie der Frucht abhängen (s. Tab. 24). Trotz der möglichen Verwertung von unbehandeltem Klärschlamm in Großbritannien gibt es keine gesetzlichen Einschränkungen für die Öffentlichkeit für das Betreten beschlammter Waldflächen.

3.5 Nähr- und Schadstoffe im Biokompost

Entsprechend den Zielen und Grundsätzen des Abfallwirtschaftsgesetzes müssen biogene, kompostierbare organische Abfälle wieder in den natürlichen Stoffkreislauf rückgeführt werden. Wie der Müllkompost (s. unten) setzt sich der Biokompost auch aus Nährstoffen oder wertbestimmenden Substanzen und aus wertvermindernden Stoffen wie organischen und anorganischen Schadstoffen zusammen. Da der Biokompost entsprechend den derzeit gültigen Anwendungs- und Verwertungsrichtlinien zur Bodenverbesserung eingesetzt werden soll, müssen entsprechende Qualitätsanforderungen erfüllt werden.

Die ÖNORM S 2201 setzt sich mit der Qualität der für die Kompostierung verwendeten Rohstoffe auseinander. Die ÖNORM S 2200 schreibt die Anforderungen für die Qualität von Komposten aus biogenen Abfällen vor.

3.5.1 Qualitätskriterien für Rohstoffe (gemäß ÖNORM S 2201)

Diese regelt die Gütekriterien für biogene Abfälle, die für die Herstellung von Biokompost verwendet werden, sofern ihre Sammlung, Lagerung und Behandlung teilweise durch einschlägige Gesetze und Verordnungen geregelt ist. Der Gruppe der biogenen Abfälle gehören u.a. folgende Abfallsarten an, sofern ebengenannte Kriterien erfüllt werden:

- Garten- und Parkabfälle (z.B.: Baum- und Strauchschnitt, Laub usw.)
- Bioabfall aus Haushalten (z.B.: Küchenabfälle, Hausgartenabfälle usw.)
- Friedhofsabfälle (z.B.: getrennt gesammelte pflanzliche Abfälle usw.)
- Rückstände aus der Land- und Forstwirtschaft (z.B.: Schlagabraum, Ernterückstände usw.)
- Holzabfälle aus der Be- und Verarbeitung (z.B.: Rinde, Sägemehl usw.)
- Sonstige kompostierbare Abfälle gemäß S 2100 Sonderabfallkatalog

Als zusätzliche Kategorien gelten die Abfallarten „Viktualienmarkt-Abfälle“, „Abfälle aus der Nahrungs-, Genuß und Futtermittelproduktion“ sowie „Sonstige kompostierbare Abfälle“. Letztere werden von der ÖNORM S 2100 erfaßt.

Die in Tab. 25 dargestellten Qualitätskriterien betreffen die zur Kompostierung transportierten Abfälle, wobei diese erst dort auf ihre Qualität hin untersucht werden. Als weitere, jedoch in der Tabelle nicht angeführte Kriterien gelten die Schüttdichte, der pH, der Glühverlust, die Summe der in der Problemstoffverordnung³¹ genannten Stoffe sowie die Summe der Ballaststoffe > 2 mm bei einem Glasanteil von maximal 0,5 %.

³¹ Die Summe der in der Problemstoffverordnung genannten Stoffe sowie die Ballaststoffe werden im Zuge der Sortieranalyse festgestellt.

Tab. 25: Auszug aus den Qualitätsanforderungen für die zur Kompostierung bestimmten Rohstoffe. Angaben beziehen sich auf die Feuchtsubstanz

BIOGENE ABFÄLLE	Wassergehalt [% FS]	Salzgehalt [mS.cm⁻¹]	Lindan [mg.kg⁻¹ FS]	Schwermetalle³² [%]³³
Garten- und Parkabfälle	30–70	≤ 5	≤ 0,2	≤ 50
Bioabfall aus Haushalten	≤ 75	≤ 8	-	≤ 50
Friedhofsabfälle	≤ 70	≤ 5	-	≤ 50
Rückstände aus der Land- und Forstwirtschaft	^{34*}	≤ 5	≤ 0,5	≤ 50
Holzabfälle aus der Be- und Verarbeitung	30–70	≤ 5	≤ 0,5	≤ 50

3.5.2 Qualitätskriterien für Biokompost (gemäß ÖNORM S 2200)

Der Einsatz von Biokompost als Bodenverbesserer dient vor allem der verbesserten Nährstoffversorgung, der Erhöhung der biologischen Aktivität im Boden sowie der Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften. Grundsätzlich wird zwischen Kompost, der durch aeroben Ab- und Umbau aus organischer Substanz entstanden ist, und Reifkompost, bei dem diese ab- und umgebaut wurde und der in pflanzenverträglicher Form vorliegt, unterschieden.

Neben den im Biokompost vorhandenen Nährstoffen treten noch anorganische und / oder organische Schadstoffe sowie Ballaststoffe auf. Letztere haben keine negativen Effekte auf die Umwelt, gelten jedoch auf Grund ihrer Korngröße und Menge als qualitätsmindernd. Letztere erhöhen die spezifische Masse des Kompostes und vermindern den Anteil an organischer Substanz im Kompost.

Hinsichtlich der Verwertung von Biokompost werden zwei verschiedene Anwendungstypen, die die Bereiche Ackerbau, Grünland, Gartenbau und Gartenlandschaftsbau umfassen, unterschieden. Wie beim Müllkompost wird die Verwertung im Wald nicht als Alternative angeführt.

Entsprechend den Empfehlungen der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995) kann Biokompost in folgenden Bereichen der Forstwirtschaft verwertet werden, wobei die Maßnahmen mit den zuständigen Fachbehörden abzustimmen sind.

- Behebung von Bodenverdichtungen, die durch Maschineneinsatz verursacht wurden.
- Aufforstung von Windwurf- und Grenzertragsflächen sowie degenerierten Böden
- Anlage von Wildäckern
- Substratherstellung in Baumschulen.

Biokompost des Typs A wird als Reifkompost mit hoher Pflanzenverträglichkeit bezeichnet. Dieser kann außerdem mit Kultursubstraten und organischen Düngemitteln gemischt werden bzw. als vegetationsfähiges Oberbodenmaterial verwendet werden. Biokomposte des Typs B

³² Die Schwermetallgehalte werden in Prozent der Grenzwerte der Kompostklasse II gemäß ÖNORM S 2200 angegeben.

³³ Die Schwermetalle müssen in der Folge in mg.kg⁻¹ TS umgerechnet werden.

³⁴ Der Wassergehalt wird im Einvernehmen mit dem Betreiber der Kompostieranlage festgelegt; gegebenenfalls nach Konditionierung.

weisen einen höheren Anteil an organischer Substanz, die im Boden weiter abgebaut wird, und geringere Pflanzenverträglichkeit auf. Der Anteil an organischer Substanz selbst gilt nicht als Qualitätskriterium für die Pflanzenverträglichkeit bzw. den Rottefortgang.

Bei den Nährstoffen im Biokompost muß in Abhängigkeit der Ausgangsstoffe von einer großen Streuung der Gehalte ausgegangen werden. Die Nährstoffgehalte für Stickstoff, Phosphat, Kalium, Calcium, Magnesium sowie das C/N-Verhältnis werden daher vom Komposthersteller angegeben und sind bei der Verwertung entsprechend zu berücksichtigen. Für die Nährstoffe Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium gelten die gleichen Umrechnungsfaktoren wie beim Müllkompost (s. unten). Die in der Tabelle zitierte Anforderung für Bor gilt auch für den Typ B.

Tab. 26: Anforderungen an die Nährstoffe im Biokompost

Nährstoffe	Bezeichnung	Typ A [%]
Nitratstickstoff	NO ₃ -N	≤ 0,2
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	≤ 0,1
Nitrat-N/Ammonium-N-Verhältnis	NO ₃ -N/NH ₄ -N	≥ 2
		[ppm TS]
Bor (heißwasserlöslich)	B _{nwl}	≤ 10

Bei Biokompost werden in Bezug auf die Schwermetalle von der ÖNORM zwei Kompostklassen, die Klasse I und Klasse II, festgelegt. Erstere unterliegt dabei keiner schwermetallabhängigen Frachtenregelung. Die Schwermetalle sind außerdem aus Gründen der Vergleichbarkeit auf einen Glühverlust von 30 % zu beziehen.

Tab. 27: Grenzwerte der Schwermetalle und des organischen Schadstoffes Lindan im Biokompost

Problemmetall	Kompostklasse I [mg.kg ⁻¹ TS]	Kompostklasse II ³⁵ [mg.kg ⁻¹ TS]
Chrom	70	70
Nickel	42	60
Kupfer	70	100
Zink	210	400
Cadmium	0,7	1
Quecksilber	0,7	1
Blei	70	150
	[mg.kg ⁻¹ FS]	[mg.kg ⁻¹ FS]
Lindan ³⁶	0,1	0,1

Bei biogenen Abfällen wird von einer geringen Belastung mit organischen Schadstoffen ausgegangen. Bei Verdacht müssen die Gehalte dieser Schadstoffe jedoch bestimmt werden.

³⁵ Der Grenzwert gilt auch dann als eingehalten, wenn das arithmetische Mittel aus vier Proben einer Charge von über 2000 m³ den Grenzwert von Zn, Cd, Hg und Pb nicht überschreitet.

³⁶ Der Grenzwert kommt dann zur Geltung, falls Rinde als Rohstoff beigemischt wird. Der Grenzwert von 0,1 mg.kg⁻¹ TS gilt nur, wenn der Biokompost für den Nahrungs- und Futtermittelanbau bzw. für Spielplätze verwendet wird. Ansonsten gilt ein Grenzwert von 1 mg.kg⁻¹ FS.

Im Zuge der Kompostierung kommt es gemäß ÖNORM S 2200 zum weitgehenden Abbau dieser Schadstoffe.

Die beiden folgenden Tabellen, deren Daten der Literatur entnommen wurden, sollen einen Überblick über die Nähr- und Schadstoffgehalte der Biokomposte aus Wien und Deutschland liefern. Die Schwermetallangaben beziehen sich auf einen Glühverlust von 30 %.

Tab. 28: Mittlere Nährstoffgehalte (in %) sowie Nährstoffparameter von Biokompost aus der Literatur

Literaturangabe	Herkunft	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	pH	C/N
AMLINGER et al., 1993	Wien	1,2	0,5	1,06	9,5	2,5	8,0	16,5
OEHMICHEN et al., 1995	Ostbüren	1,29	1,85	0,88	3,63		8,0	15
FRICKE et al., 1992	BRD	1,15	0,62	1,01	3,95	0,80	7,56	17
FRICKE et al., 1992	Niedersachsen	0,89	0,50	0,80	2,50	0,45	7,22	14,2
FRICKE et al., 1992	Hessen	1,37	0,73	1,28	4,01	0,85	7,57	15,2
FRICKE et al., 1992	Bayern	1,18	0,68	1,11	5,23	1,25	7,64	22,4

Tab. 29: Mittlere Schwermetallgehalte (in mg.kg⁻¹ TS) von Biokompost aus der Literatur

Literaturangabe	Herkunft	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
AMLINGER et al., 1993	Wien	0,59	23,4	52,0	0,25	21,1	78,0	197,2
OEHMICHEN et al., 1995	Ostbüren/BRD	0,67	22,2	51,2	0,12	13,8	59,6	196,4
FRICKE et al., 1992	BRD	0,84	35,8	46,8	0,38	20,5	83,1	246,6
FRICKE et al., 1992	Niedersachsen	0,67	19,1	27,3	0,19	13,0	53,8	182,7
FRICKE et al., 1992	Hessen	0,83	55,8	43,5	0,27	33,6	81,3	254,9
FRICKE et al., 1992	Bayern	0,78	41,4	53,4	0,45	34,9	76,2	263,9
HANGEN, 1991	Bad Kreuznach	0,80	20,0	50,6	0,30	14,4	65,9	217,3
FISCHER et al., 1991	Bayern	0,37	25,2	30,5	0,18	11,5	50,6	108,3

Folgende Literaturangaben geben einen kleinen Überblick über die mögliche Kontamination von Biokomposten mit organischen Schadstoffen wie PCDD/PCDF, PCB, HCB wieder. LAHL et al. (1991) berichteten von einer Dioxinbelastung im Kompost von 1–40 ng TEQ.kg⁻¹.

Tab. 30: Übersicht über die Belastung von deutschen Biokomposten mit PCDD/PCDF (ng TEQ.kg⁻¹ TS), HCB (µg.kg⁻¹ TS) und PCB (µg.kg⁻¹ TS)

Literaturangaben	Material	PCDD/PCDF
FRIEGE, 1992	Biokompost	5,4–22
KRAUS et al., (FRIEGE, 1992)	Biokompost	> 5–43
KRAUS et al., (FRIEGE, 1992)	Grünkompost	> 5–33
		HCB
KRAUS et al., (FRIEGE, 1992)	Biotonne	1–30
		PCB
KRAUS et al., (FRIEGE, 1992)	Biotonne	104

Neben den Gehalten an Nähr- und Schadstoffen ist die Pflanzenverträglichkeit ein weiterer wichtiger Parameter in Bezug auf eine mögliche Verwertung von Biokompost. Gemäß

ÖNORM S 2023 erfolgt dieser nach dem Linzer Substrattest, wobei die Pflanzenverträglichkeit mit Hilfe der Gartenkresse und des Wiesenlieschgras ermittelt wird. Wachstumsstörungen, die im Zuge der Tests auftreten, müssen gesondert beurteilt werden.

Tab. 31: Pflanzenverträglichkeit von Biokompost, getrennt nach Anwendungstyp

Anwendungstyp	Mischungsverhältnis gem. Pfüfmethode	Pflanzen frischsubstanz	Keimverzögerung	Keimrate
		PFS [%]	Tage	[%]
Typ A	15/30/45 % Kompostzugabe zum Vergleichssubstrat	≥ 100/100/90	0/0/1	100
Typ B	15% Kompostzugabe zum Vergleichssubstrat	≥ 80	0	100

Um Biokompost verwerten zu dürfen, muß das Endprodukt seuchenhygienisch unbedenklich sein. Der Biokompost muß daher zur Gänze im Zuge der Rotte ohne Unterbrechung drei Tage lang bei einer Mindestfeuchte von 40 % einer Mindesttemperatur von 65 °C oder mehr ausgesetzt sein. Bei Einhaltung dieser Anforderungen sollte eine zusätzliche Inaktivierung bzw. Abtötung von keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen gewährleistet sein. Bei Lagerung von Reifkompost sollte die Gefahr von Samenflug berücksichtigt werden.

3.6 Nähr- und Schadstoffe im Müllkompost

Bis zu 50 % der im Hausmüll enthaltenen Trockenmasse ist biologisch abbaubar und könnte daher als Müllkompost, sofern dieser den geltenden Qualitätskriterien entspricht, zur Bodenverbesserung eingesetzt werden. Müllkompost setzt sich im Prinzip aus Pflanzennährstoffen oder wertbestimmenden Inhaltsstoffen sowie aus Problemstoffen, das sind wertmindernde Stoffe wie Ballast- und anorganische Schadstoffe, zusammen. Müllkompost darf aber, um aus ökologischer Sicht verwertet werden zu können, die Umwelt nicht gefährden und darf daher entsprechende Gütekriterien nicht überschreiten.

3.6.1 Qualitätskriterien (gemäß ÖNORM S 2022)

Diese regelt sowohl die Anforderungen an die Ausgangsstoffe als auch an den Kompost selbst, wobei die Kriterien nur für Reifkompost gelten. Sofern andere Abfälle, z. B. Klärschlamm, industrielle Abfälle, Sonderabfälle usw. für eine Kompostierung herangezogen werden, muß für die Beurteilung der Kompostqualität die ÖNORM S 2100 „Sonderabfallkatalog“ verwendet werden.

Im Folgenden werden die wichtigsten Kriterien in Hinblick auf die Nähr- und Schadstoffe, Problemmetalle und Seuchenhygiene kurz dargestellt.

Tab. 32: Richtlinien für die Nährstoffe in Müllkompost

Nährstoffe ³⁷	Bezeichnung	Wertbestimmender Bereich [% TS]
Stickstoff gesamt	N	0,5–1,5
Phosphat, gesamt	P ₂ O ₅	0,4–0,8
Phosphat, verfügbar	P ₂ O ₅ CAL ³⁸	0,04–0,1
Kalium, gesamt	K ₂ O	0,3–1,0
Kalium, verfügbar	K ₂ O _{CAL}	0,25–0,75
Calcium	CaO	2,0–12,0
Karbonate	CaCO ₃	3,0–20,0
Magnesium	MgO	0,5–3,0
Eisen	Fe	1,0–6,0
		[ppm TS]
Mangan	Mn	500–1200
Bor (heißwasserlöslich)	B _{hwl}	2–20
Kupfer	Cu	≥ 100 ³⁹
Zink	Zn	≥ 300 ³⁹
		Sollwert [% TS]
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	≤ 0,01

Müllkompost enthält Stickstoff überwiegend in organischer Form. Der Anteil von Ammoniumstickstoff sollte so gering wie möglich sein und gilt außerdem als Indikator für den Rottezustand. Die basischen Kationen können schwerlöslich z.B. als Silikate oder Carbonate, aber auch leicht verfügbar im Müllkompost vorliegen.

Die Spurenelemente Fe, Mn, Cu und Zn sind vor allem organisch gebunden und können im Zuge der Kompostierung chelatisiert werden. Die Cu- und Zn-Konzentrationen können in Abhängigkeit des verwendeten Rohmaterials leicht den toxischen Bereich erreichen. Selbiges gilt für Bor.

In Anbetracht der umwelttoxikologischen Bedeutung wurden die folgenden Qualitätskriterien für Schwermetalle im Ausgangsmaterial festgesetzt (s. Tab. 33). Die Gehalte der Schwermetalle Chrom, Nickel, Cadmium, Blei und Quecksilber im Müllkompost können den Toleranzbereich auch unterschreiten. Sofern die Toleranzbereiche überschritten werden, ist das Ausgangsmaterial für die Kompostierung ungeeignet.

³⁷ Folgende Umrechnungsfaktoren in Reinelemente: P₂O₅ * 0,436 = P; K₂O * 0,830 = K; CaO * 0,715 = Ca und MgO * 0,605 = Mg. Die Werte von Stickstoff, Phosphor und Kalium dürfen den wertbestimmenden Bereich überschreiten.

³⁸ CAL = Ca-Laktat / Ca-Acetat - Extraktionslösung

³⁹ Lt. ÖNORM S 2022 kann die Konzentration von Kupfer und Zink bei einem für die Herstellung von Kompost ungeeigneten Ausgangsmaterial auch den toxischen Bereich erreichen.

Tab. 33: Übersicht über die tolerierten Gehalte von Problemmetallen (oder Schwermetallen) im Müllkompost

Problemmetall	Toleranzbereich [ppm TS]
Chrom	50-300
Nickel	30-200
Kupfer	100-1000
Zink	300-1500
Cadmium	1-6
Quecksilber	1-4
Blei	200-600

Tab. 34: Übersicht über die tolerierten Gehalte von Ballaststoffen im Müllkompost

Ballaststoff	Korngröße [mm]	Toleranzbereich [% TS]
Überkorn	$\geq 11,2$	0-3
Glas	≥ 2	0-3
Kunststoff	≥ 4	0-3
Eisen	$\geq 6,3$	0
Andere Metalle	$\geq 6,3$	0-0,5

Ballaststoffe sind für Boden oder Pflanze nicht schädlich, gelten jedoch als Müllinhaltsstoffe und sind daher auf Grund ihrer Größe und Menge störend und qualitätsmindernd. Diese Stoffe erhöhen die Kompostmenge und vermindern den Anteil an organischer Substanz und an wertbestimmenden Stoffen im Kompost.

Aus seuchenhygienischer Sicht kommt es im Zuge der Kompostierung bzw. der Rotte zu erhöhten Temperaturen sowie zu biochemischen Reaktionen, sodaß es zur Entseuchung und damit drastischen Reduktion an Krankheitserregern im Müllkompost kommt. Letzterer sollte daher sechs Tage lang oder zweimal drei Tage lang bei mindestens 65 °C und einer Mindestfeuchte von ≥ 40 % behandelt werden.

3.6.2 Anwendungsrichtlinien (gemäß ÖNORM S 2024)

Diese umfaßt die entsprechenden Richtlinien in Hinblick für eine mögliche Verwertung von Müllkompost. Da den Anwendungsrichtlinien keine entsprechenden Kriterien für die Verwertung in Wald entnommen werden können, werden die wichtigsten Kriterien in Bezug auf die Auswirkungen auf Baum- und Straucharten kurz dargestellt.

Abgesehen von den obigen Qualitätskriterien für Schwermetalle gilt auch der Salzgehalt im Müllkompost als begrenzender Faktor für die Ausbringung desselben. Wie sich bei den wenigen Untersuchungen in Bezug auf Müllklärschlammkompost (MKK) zeigt, kann ein hoher Salzgehalt die Baumarten, vor allem Koniferen, schädigen und in jungen Kulturen eine hohe Mortalität verursachen.

Salze liegen vor allem als Chloride und Sulfate in Verbindung mit Alkali- und Erdalkalitionen vor. In basischen und schweren Böden kommt es zu einer deutlich besseren Bindung der Salze als in sauren und leichten Böden. Hohe Salzgehalte wirken sich im Boden vor allem

bei empfindlichen Pflanzen oder solchen mit mäßiger Toleranz negativ auf die Keimung und die Wurzelfunktion der Pflanzen aus.

Die Müllkompostgabe bewirkt aber auch eine deutliche Erhöhung der organischen Substanz im Boden, welche wiederum die Aggregatstabilität, die biologische Aktivität im Boden, den Luft- und Wasserhaushalt deutlich verbessern kann. Im Müllkompost sollte ein C/N-Verhältnis von 15 bis 25 angestrebt werden.

Die ÖNORM S 2024 gibt u.a. Empfehlungen betreffend der Verwendung von Müllkompost bei der Rekultivierung von Schipisten und Straßenböschungen, bei der Strauch- und Baumpflanzung sowie in Baumschulen ab.

In Anbetracht des Salzgehaltes sollte die elektrische Leitfähigkeit im Müllkompost nicht mehr als $3 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ ausmachen. Außerdem ist die Verwendung von salzempfindlichen oder säureliebenden Pflanzen, z.B. Koniferen, auf Grund des hohen Salz- und Kalkgehaltes nur begrenzt möglich. Der Müllkompost sollte, auch bei Rekultivierungsmaßnahmen, mit dem vorhandenen Oberbodenmaterial bis in 20-30 cm Tiefe gut vermischt werden.

In Baumschulen sollten maximal $3\text{-}10 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ bzw. bei einmaliger Anwendung maximal $30 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ verwendet werden. Bei zu rekultivierenden Standorten, wo die organische Substanz fehlt, darf ebenfalls eine maximale Ausbringungsmenge von $30 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ eingesetzt werden.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE ZITIERTEN UNTERSUCHUNGEN IM WALD

Tab. 35: Übersicht der wichtigsten Walduntersuchungen im Zusammenhang mit Klärschlamm und Kompost

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
COOLEY, 1979 USA/Michigan	<p>A) <u>Middleville, Barry County</u> Typic Hapludalf; auf kiesigem Moränenmaterial; Oberboden durch Kultivierung und Errichtung verändert; teilweise Pflugsohle vorhanden, teilweise erodiert (Oberboden noch sandiger) usw.; dadurch unterschiedl. Versickerung / Bodenfeuchte gegeben.</p> <p>Pflanzenmaterial: <i>Fraxinus pennsylvanica</i> var. <i>lanceolata</i>, <i>Liriodendron tulipifera</i>, <i>Larix leptolepis</i>, <i>Larix decidua</i>, <i>Thuja occidentalis</i>, <i>Quercus borealis</i>, <i>Populus canadensis</i> x <i>P. grandidentata</i>, <i>Populus deltoides</i> x <i>P. nigra</i>.</p> <p>Unkrautbekämpfungen (Mähen; Herbizide Paraquat während der Vegetationszeit, Casoron in der Winterruhe!)</p> <p>B) <u>Harbor Springs, Emmet County</u> Typic und Alfic Haplorthod; sandige Böden; über kiesigen Schichten in verschiedenen Tiefen. Vor der Pflanzung die natürlichen Gräser und Farne mit Glyphosat (Herbizid) vernichtet. Pflanzenmaterial: Unbewurzelte <i>Populus deltoides</i> x <i>P. nigra</i> Stecklinge; bewurzelte <i>P. canadensis</i> x <i>P. tremuloides</i> Stecklinge Unkrautbekämpfungen notwendig (Mähen im 1./3. a.; 2-3mal Herbizide (Paraquat) im 2.a.).</p> <p>C) <u>Harbor Springs, Emmet County</u> Standort wie oben; Christbaumkultur: <i>Picea glauca</i>, <i>Abies balsamea</i>; <i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Pinus sylvestris</i> (vier Herkünfte; Österreich, Frankreich, Schottland und Türkei). Unkrautbekämpfung: Paraquat, Simazine bzw. 2,4-D + 2,4,5-T in Öl gegen die Strauchvegetation (cherry, sumac).</p> <p>D) <u>Middleville, Barry County</u> Standort wie oben 20jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand</p>	<p>A) KSn (AW) 35 mm/Woche (33-60 kg.ha⁻¹.a⁻¹) 70 mm/Woche (77-140 kg.ha⁻¹.a⁻¹) N Rate im 4./5. a. größer, da der N Gehalt im KS angestiegen. 8 bis 10 h pro Woche; 5 Jahre; Solid-Set Bewässerungssystem</p> <p>B) KSn (AW) Drei Jahre (3,9 mm/h; 8,6 mm/h) Kleine Rate 604 mm (13,2); 1.521 mm (19,4) und 3.871 mm (206). Große Rate 1.333 mm (29,1); 3.354 mm (39) und 8.514 mm (412,2). Solid-Set Bewässerungssystem</p> <p>C) KSn (AW) Zwei Jahre (7,6 mm alle 7h), im dritten Jahr (19,6 mm alle 18h). 727 mm (15,8); 914 mm (11,2) und 809 mm (11,2). Center-Pivot Bewässerungssystem</p> <p>D) KSn (AW) Fünf Jahre bewässert 25 mm/Woche 50 mm/Woche 88 mm/Woche</p>	<p>A) Mortalität Forstschutz Baumwachstum Biomasse in TS</p> <p>B) Mortalität Forstschutz</p> <p>C) Mortalität Baumwachstum</p> <p>D) Baumwachstum Nadellänge- u. gewicht Baumnahrung</p>

⁴⁰ Die Klärschlammengen beziehen sich auf kg Trockensubstanz/ha; Andere Angaben wie z.B. m³/ha, mt/ha usw. werden in entsprechender Form wiedergegeben.

⁴¹ Die mit dem Klärschlamm ausgebrachten N-Raten werden, sofern sie in der Literatur berücksichtigt wurden, in kg/ha angegeben.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
ABWASSER			
FaßBENDER et al., 1978 Deutschland	Wolfsburg Rohumustartiger Moder; Braunerde - Podsol 80jähriger Kiefernbestand	AW 600 mm (200 mm/Tag) 1.000 mm (100 mm/Woche)	Bodenchemismus Bodenhydrologie Baumnährung
HARRIS und URIE, 1983 USA/Michigan	Harbor Springs Grundwasser > 20 m Alfif Haplothod 50jähriger Laubmischwald aus <i>Acer saccharum</i> , <i>Fagus grandifolia</i> und <i>Acer rubra</i> Durchforstet; undurchforstete Bestände	AW 5jährige Verregnung 38 mm/Woche (k.A.) ⁴² 76 mm/Woche (k.A.)	Bodenchemismus Bodenhydrologie
IWATSUBO und NAGAYAMA, 1994 Japan	Wassereinzugsgebiet (2,59 ha); 400- 430 m Seehöhe Tiefgründiger Boden über Granit; keine Auflage 40jähriger <i>Pinus thunbergii</i> und <i>Alnus firma</i> Bestand; schlechtwüchsig.	AW 2 mm/Tag	Bodenhydrologie Bodenchemismus
LEWIS und SAMSON, 1981 USA/Pennsylvania	State College, Centre County Standort A Bestand aus <i>Populus tremuloides</i> , <i>Populus grandidentata</i> und <i>Pinus strobus</i> . Kraut- und Strauchschicht aus <i>Rubus hispidus</i> , <i>Solidago</i> sp. und <i>Lycopodium</i> sp.. Kraut- und Stauchschicht der behandelten Fläche <i>Eupatorium rugosum</i> , <i>Phytolacca americana</i> und <i>Philea pumila</i> . Standort B Bestand aus <i>Quercus velutina</i> ; <i>Quercus coccinea</i> ; <i>Quercus alba</i> und <i>Aber rubrum</i> . Keimlinge von <i>Cornus florida</i> , <i>Acer rubrum</i> , <i>Sassafras albidum</i> und <i>Quercus</i> sp.. Kraut- und Stauchschicht der behandelten Fläche <i>Eupatorium rugosum</i> , <i>Phytolacca americana</i> und <i>Philea pumila</i>	AW chloriert Standort A • 5 cm /Woche 5/1971-9/1974 Standort B • 10 cm/Woche 11-4/1964-1970 • 5 cm/Woche 1-4/1971; 1-8/1972; 1/1973-9/1974.	Wildökologie
RIEDEL und GRÜNEBERG, 1990 Deutschland	Erholungswald Berlin-Nord Aufforstungsflächen ehemaliger Rieselfelder (60x60 m) unterschiedlichste Bodenverhältnisse bis in 1,5 m Tiefe; Beckenflächen erhaltenen Ab- wasser- bzw. Klärschlämme mit sehr unterschiedlichen Konzentrationen. Makro-, Mikro- und Schadstoffanreicherungen. Zahlreiche Baumarten; u.a Fichte, Linde, Kirsche, Kiefer usw.	AW k.A. der Ausbringungsmengen möglich. ehemalige Rieselfelder 100jährige AW Aufleitung	Bodenvegetation Mortalität
SOMMER und FARBEN- DER, 1975 Deutschland	Rohhumus-Eisenhumuspodsol; auf Sand Kiefernbestand III. - IV. Bonität	AW; 1964-1968; mehrere 1000 mm (k.A.) 1974; Jänner/März; 600 mm (321)	Mortalität Baumnährung Bodenchemismus

⁴² Keine Angabe (k.A.)

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
ANDERSON, 1983 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington 5 km süd. von Eatonville; 200-600 m Seehöhe; 1015 mm NS; 9,4 °C; Kahlschläge Gr. KSn Gaben; <i>Lolium multiflorum</i> zwecks Entwässerung 50jährige Pseudotsuga menziesii Bestände Durchforstet; kl. KSn Gaben. 40 ha mit KSn der METRO (Seattle) beschlammmt;	KSn ⁴³ 1600-1800 m ³ .ha ⁻¹ 500-1000 m ³ .ha ⁻¹ oberflächlich Ausbringung von 1977-1981.	Wildökologie ⁴⁴
ANDERSON, 1985 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington s. oben	KSn s. oben	Wildökologie ⁴⁵ Bodenvegetation
ASCHMANN et al., 1990 USA/MD	Clarksville Eben; humid, 800-900 mm NS; Grundwasser in 5 m Tiefe Typic Hapludult Laubmischwald aus <i>Carya</i> sp., <i>Acer rubrum</i> , <i>Ulmus rubra</i> , <i>Cornus florida</i> und <i>Nyssa sylvatica</i> .	KSn 3.000 (200) 6.000 (400) 12.000 (800)	Bodenchemismus Baumwachstum Baumernährung
ASCHMANN et al., 1992 USA/MD	Clarksville Eben; humid, 800-900 mm NS; Grundwasser in 5 m Tiefe Typic Hapludult Laubmischwald aus <i>Carya</i> sp., <i>Acer rubrum</i> , <i>Ulmus rubra</i> , <i>Cornus florida</i> und <i>Nyssa sylvatica</i> .	KSn 3.000 (200) 6.000 (400) 12.000 (800)	Bodenhydrologie
BROCKWAY, 1983a USA/Michigan	Pine River Experimental Forest Leicht geneigt, Grundwasser in > 25 m Tiefe Spodic Udipsamment bis Alfic Haplorthod; auf sandigen Moränen und „outwash plain“ Nährstoffarm, Mäßig durchlässig; 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand 36jähriger <i>Pinus strobus</i> Bestand Stockausschlag von <i>Populus grandidentata</i>	KSn 4.800 (287) 9.700 (587) 19.300 (1.160)	Bodenchemismus Baumwachstum Baumernährung (Ober-, Unterschicht).
BROCKWAY und URIE, 1983b USA/Michigan	Pine River Experimental Forest s. oben 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand 36jähriger <i>Pinus strobus</i> Bestand	KSn 4.800 (287) 9.700 (587) 19.300 (1.160)	Bodenhydrologie Grundwasser

⁴³ Um die Untersuchungsergebnisse besser vergleichen zu können, können die in m³.ha⁻¹ Trockensubstanz angegebenen KSn-Mengen in t.ha⁻¹ umgerechnet werden (LANDWIRTSCHAFTLICH-CHEMISCHE BUNDESANSTALT, 1986). Folglich entspricht eine Naßschlammgabe von 100 m³.ha⁻¹ bei einem TS-Gehalt von 5,0 % und einer näherungsweise Rohdichte von 1 einer Naßschlammgabe von 5,0 t Trockensubstanz.ha⁻¹.

⁴⁴ Untersucht wurden die Auswirkungen der Beschlammung auf die Fortpflanzung von *Odocoileus hemionus canadensis*.

⁴⁵ Untersucht wurden die Auswirkungen der Beschlammung auf die Futterzusammensetzung von *Odocoileus hemionus canadensis*.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAÜSCHLÄMM (KSn)			
BROCKWAY und URIE, 1983b USA/Michigan	Pine River Experimental Forest s. oben <i>Populus grandidentata</i> Stockausschlag; zuvor genutzt.	KSn 11.500 (689) 23.000 (1380) 46.000 (2.760)	Bodenhydrologie Grundwasser
BROCKWAY, 1988 USA/Michigan	Montmorency County 300 m Seehöhe; 766 mm NS; 5,8 °C Nährstoffarme, stark durchlässige Boden Grundwasser in 1-30 m Tiefe; wechselnd. 10a` <i>Populus grandidentata</i> ; <i>P. tremuloides</i> Bestand 70a` <i>Quercus alba</i> , <i>Quercus borealis</i> Bestand 50a` <i>Pinus resinosa</i> , <i>Pinus banksiana</i> Bestand 50a` „Northern hardwood“ Bestand.	KSn 9.980 (560) 8.019 (401) 8.118 (379) 9.210 (783)	Bodenvegetation Baumwachstum Bodenchemismus Bodenhydrologie Wildökologie
BRZEZIECKI et al., 1989 Schweiz	Langzeituntersuchung (1970-1979) Pseudogley bis psvgl. Parabraunerde, 50 a` Eichenreicher Laubmischwald, Niederwald	KSn 200 m ³ .ha ⁻¹ (145) 400 m ³ .ha ⁻¹ (345) 800 m ³ .ha ⁻¹ (690)	Bodenvegetation
BURTON et al., 1986 USA/Michigan	Montmorency County 300 m Seehöhe; 766 mm NS; 5,8 °C A) 12-13jähriger <i>Populus grandidentata</i> Bestand Eutric Haplorthod bzw. Eutric Glossoboralf; gut durchlässig; auf sandigen bzw. lehmigen eiszeitl. Geschiebeablagerungen. B) 50jähriger „Northern Hardwood Bestand“; <i>Acer rubrum</i> , <i>Acer saccharum</i> , Reste von <i>Fagus grandifolia</i> und <i>Betula spp.</i> Alfic Haplorthod; tiefgründig; stark entwässert; auf sandigen und lehmigen eiszeitli- chen Geschiebeablagerungen. C) 70jähriger Eichenbestand; <i>Quercus alba</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Acer rubrum</i> . Alfic Udipsamment; tiefgründig; stark entwässert; auf sandige eiszeitlichen Ge- schiebeablagerungen D) 50a` <i>Pinus resinosa</i> , <i>Pinus banksiana</i> Bestand Typic Udipsamment, tiefgründig; stark durchlässig; auf sandigen Flußablagerungen	KSn 4.2 oberflächlich 79 kg organischer N.ha ⁻¹ 163,4 kg NH ₄ .ha ⁻¹ 1,2 kg NO ₃ .ha ⁻¹	Inkubation Bodenchemismus Bodenhydrologie Grundwasser
CAMPA et al., 1986 USA/Michigan	Montmorency County Lange, kalte Winter; 765 mm NS; 5,8 °C Eutric Haplorthod, Eutric Glossoboralf, Typic Udipsamment; sandig und gut durchlässig. 10a` <i>Populus grandidentata</i> , <i>P. tremuloides</i> und <i>Prunus pennsylvanica</i> Bestand. Ehemaliger Pappelbestand; 10a` zuvor gerodet, ständig maschinell bearbeitet, mit dem Ziel die Fläche als Äsungsfäche freizuhalten; Mosaikartiger Aufbau aus Baumgruppen und grasigen Stellen.	KSn 9.980 (560)	Wildökologie ⁴⁶ Baumernährung Bodenvegetation

⁴⁶ Untersucht wurden die Auswirkungen von *Cervus elaphus canadensis* und *Odocoileus virginianus*.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
EVERS, 1985 Deutschland	Langenau/Holz Kirch; Distrikt Schönau Ebene Lage, 7,5 °C; 700-750 mm NS Mull-Parabraune; Feinlehmächtigkeit > 90 cm; in 75 cm Tiefe beginnende Tonanreicherung; mäßig frisch bis grundfrisch. Lößlehm über Kalkverwitterungslehm des Weißjura 90jähriger <i>Fagus sylvatica</i> Bestand; Artenarme Krautschicht (<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Gallium odoratum</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Majanthemum bifolium</i>)	KSn Versuchsreihe I; undurchforstet 100 m ³ ha ⁻¹ 300 m ³ ha ⁻¹ 500 m ³ ha ⁻¹ Versuchsreihe II, durchforstet 100 m ³ ha ⁻¹ 300 m ³ ha ⁻¹	Versuchsreihe I Bodenchemismus Bodenphysik Versuchsreihe II Bodenbiologie Baumwachstum
FASSBENDER et al., 1983 Deutschland	Mollenfelde, 25 km SW von Göttingen 340 m Seehöhe; Sattel, NW flach abfallend, subatlantisch Mull bis mullartiger Moder; Braunerde Buntsandstein mit Löß in 30-70 cm Tiefe 114jähriger <i>Fagus sylvatica</i> Bestand	KSn 180 m ³ ha ⁻¹ (1.484) entspricht 19.670 kg ha ⁻¹ .	Bodenchemismus
FISKELL et al., 1984 USA/Florida	Austin Carey Memorial Forest Ausstandorte der „Lower Coastal Plains“; ebene Lage „Ultic Haplaquod“; sandig, sauer, nährstoffarm 2jährige <i>Pinus elliotii</i> Aufforstung	KSn (AW) 5.000 (180) 26.000 (936)	Bodenhydrologie
GRANT und OLESEN, 1984 Dänemark	Rohhumus-Podsol; Sand 75jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	KSn 800 m ³ ha ⁻¹ (1.170)	Bodenhydrologie Baumwachstum
GRENIER und COUILLARD, 1990 Kanada	Quebec City Starkstromleitung Naheliegender Mischwald vor allem aus <i>Betula populifolia</i> und <i>Acer rubrum</i> bestehend. Weitere Mischbaumarten sind: <i>Abies balsamea</i> , <i>Betula alleghaniensis</i> , <i>Larix laricina</i> , <i>Populus tremuloides</i> , <i>Prunus pennsylvanica</i> , <i>Thuja occidentalis</i> .	KSn ⁴⁷ 5.000 (250) 10.000 (500) 20.000 (1.000) 20.000 (1.000) 80.000 (4.000) 160.000 (8000)	Bodenvegetation Baumwachstum
GÜNTHER, 1980 Deutschland HÜSER, 1977 Deutschland	Standort Starnberg 620 m Seehöhe, eben, leicht NE geneigt; 7,5 °C; 1127 mm NS Moder-Parabraune; schwach podsolig; l. pseudovergleyt Lößlehm über Altimoräne und Hochterassenschotter. 60jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	KSn 169, 353 m ³ ha ⁻¹ (450, 1.245) 172, 305 m ³ ha ⁻¹ (536, 924)	Bodenchemismus

⁴⁷ Beschichtungshöhen waren 3, 6 und 12 cm ha bzw. 2, 8 und 16 cm. Der KSn war durch einen TS-Gehalt von 2 % gekennzeichnet. Die drei stärkeren KSn-Mengen waren 30 Tage lang in Trockenbeeten natürlich auf einen TS-Gehalt von 10 % entwässert worden.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
HARRIS und URIE, 1986 USA/Michigan	Pine River Experimental Forest Manistee National Forest; Lower Peninsula Alfic Haplothod, lehmiger Sand; gut entwässert, nährstoffarm, schlechte Wasserspei- cherung. Ursprünglich (1970) 30 ha Urwald; die Hälfte gerodet und mit <i>Populus grandidentata</i> aufgeforstet. A) simulierter Kahlschlag (Herbst 1975; Frühjahr 1976) Teilflächen des 6jährigen Pappelbestandes durch maschinelle Bearbeitung in frische Kahlschläge umgewandelt. B) 6jähriger Pappelbestand (Frühjahr 1976) C) Kahlschlag (1977-1978) Die zweite Hälfte des Urwaldes im Zuge der Bewirtschaftung kahlgeschlagen.	KSn ⁴⁸ oberflächlich ausgebracht! Standort A 7,7, 15,4, 23,1 t.ha ⁻¹ ; Herbst '75 11,5; 23,0; 46,0 t.ha ⁻¹ ; Frühjahr '76 Teilflächen ernten im Frühjahr '77 noch einmal 11,5; 23,0 t.KSn.ha ⁻¹ . Standort B 11,5; 23,0; 46,0 t.ha ⁻¹ ; Frühjahr '77 Standort C 11,5; 23,0 t.ha ⁻¹ ; Frühjahr '78 Teilflächen ernten im Frühjahr '79 noch einmal 11,5; 23,0 t.KSn.ha ⁻¹ .	Bodenchemismus
HARRISON et al., 1994a USA/Washington	Mt. Pilchuck Tree Farm maritim; Dystric Xeropsamm; sandig, über outwash. 3jährige Christbaumkultur aus <i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Abies grandis</i>	KSn 300 t.ha ⁻¹ (8.0 t.ha ⁻¹)	Baumernährung Bodenchemismus
HARRISON et al., 1994b USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington Dystric Xeropsamm; Aufforstung; <i>Populus nigra</i> var. <i>italica</i> , <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Pinus ponderosa</i>	KSn 400-600 t.ha ⁻¹ (13.1 t.ha ⁻¹) bis 30 cm Tiefe eingearbeitet	Bodenchemismus
HART et al., 1986 USA/Michigan	Montmorency County Lange, kalte Winter; 765 mm NS. Bodentypen sind Entic Haplothod, Eutric Glossoboralf, Typic Udipsamm; Alle sind sandig und gut durchlässig. 10 Jahre alter Pappelkahlschlag; als Äsungfläche immer wieder freigehalten. Mosaik- artiges Muster aus Baumgruppen und grasigen Flecken. Vor allem 10jährige <i>Populus grandidentata</i> ; vereinzelt <i>Quercus</i> spp., <i>Populus tremuloi-</i> <i>des</i> und <i>Prunus serotina</i> .	KSn 9.980 (k.A.)	Mortalität
HART et al., 1988 USA/Michigan	10jähriger <i>Populus grandidentata</i> und <i>P. tremuloides</i> Bestand 50-70jährige Laubmisch-, Eichenmisch- und Kiefermischbestände (<i>Pinus resinosa</i> , <i>Pi-</i> <i>nus banksiana</i>)	KSn 9.980 (k.A.)	Bodenchemismus Baumwachstum Bodenhydrologie Wildökologie
HILDEBRAND, 1985 Deutschland	Langenau/Holzkirch; Distrikt Schönau Angaben bei EVERS, 1985.	KSn s. EVERS, 1985. Angaben zu Versuchsreihe I	Bodenphysik

⁴⁸ Kommunal; aber durch Abfälle eines kleinen metallverarbeitenden Betriebes mit Schwermetallen stärker belastet.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
HORAK und RÖLLIN, 1988 Schweiz	Kanton Genf, Satigny 460 m Seehöhe; flach bis sanft gewellt; leicht SW exponiert, 10,3 °C; 636 mm NS. Karbonathaltige Wurmmoräne. Mull bis Moder; psvgl. Parabraunerde bis Pseudogley; 50jähriger <i>Quercus petraea</i> Bestand; <i>Populus tremula</i> , <i>Carpinus betulus</i> ; Im Nebenbestand <i>Carpinus betulus</i> ; <i>Sorbus torminalis</i> ; <i>Fagus sylvatica</i> und <i>Tilia cordata</i> . Undurchforsteter Niederwald; vormals Schälwald.	KSn 200 m ³ .ha ⁻¹ (145) 400 m ³ .ha ⁻¹ (345) 600 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) 800 m ³ .ha ⁻¹ (690)	Pilzflora Mykorrhiza
JUG, 1990 Deutschland	<u>Standort Geisenfeld</u> 395 m Seehöhe, eben; 7,5 °C, 769 mm NS Rohhumusartiger Moder; Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol; aus Sanden der oberen Süßwassermolasse Nährstoffarm; stark durchlässig 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Reinbestand	KSn 148, 296 m ³ .ha ⁻¹ (317, 618) 150, 296 m ³ .ha ⁻¹ (318, 629)	Bodenchemismus Bodenhydrologie
KELLER, Th., 1988 Schweiz	Kanton Genf, Satigny 460 m Seehöhe; flach bis sanft gewellt; leicht SW exponiert, 10,3 °C; 636 mm NS. Karbonathaltige Wurmmoräne. Mull bis Moder; psvgl. Parabraunerde bis Pseudogley; 50jähriger <i>Quercus petraea</i> Bestand; <i>Populus tremula</i> , <i>Carpinus betulus</i> ; Im Nebenbestand <i>Carpinus betulus</i> ; <i>Sorbus torminalis</i> ; <i>Fagus sylvatica</i> und <i>Tilia cordata</i> . Undurchforsteter Niederwald; vormals Schälwald.	KSn 200 m ³ .ha ⁻¹ (145) 400 m ³ .ha ⁻¹ (345) 600 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.)	Baumernährung
KELLER, W., 1988 Schweiz	Kanton Genf, Satigny 460 m Seehöhe; flach bis sanft gewellt; leicht SW exponiert, 10,3 °C; 636 mm NS. Karbonathaltige Wurmmoräne. Mull bis Moder; psvgl. Parabraunerde bis Pseudogley; 50jähriger <i>Quercus petraea</i> Bestand; <i>Populus tremula</i> , <i>Carpinus betulus</i> ; Im Nebenbestand <i>Carpinus betulus</i> ; <i>Sorbus torminalis</i> ; <i>Fagus sylvatica</i> und <i>Tilia cordata</i> . Undurchforsteter Niederwald; vormals Schälwald.	KSn 200 m ³ .ha ⁻¹ (145) 400 m ³ .ha ⁻¹ (345) 600 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.)	<u>Probebäume:</u> Baumwachstum <u>Versuchsfelder:</u> Bestand: Oberhöhe, Vorrat, Grundfläche, Volumen
KEßLER-PRUSKO, 1989 Deutschland	<u>Geisenfeld</u> 395 m Seehöhe, eben; 7,5 °C, 769 mm NS Rohhumusartiger Moder; Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol; aus Sanden der oberen Süßwassermolasse Nährstoffarm; stark durchlässig 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Reinbestand	KSn 148, 296 m ³ .ha ⁻¹ (317, 618) 150, 296 m ³ .ha ⁻¹ (318, 629)	Bodenchemismus
KOBEL-LAMPARSKI et al., 1985 Deutschland	<u>Langenau/Holz Kirch, Distrikt Schönau</u> Angaben bei EVERS, 1985.	KSn s. EVERS, 1985 Angaben zu Versuchsreihe II	Bodenmorphologie Bodenbiologie Bodenvegetation

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAÏSCHLAMM (KSn)			
KUHJN und AMIET, 1988 Schweiz	Kanton Genf, Satigny 460 m Seehöhe; flach bis sanft gewellt; leicht SW exponiert, 10,3 °C; 636 mm NS. Mull bis Moder; psvgl. Parabraunerde bis Pseudogley 50jähriger <i>Quercus petraea</i> Bestand; <i>Populus tremula</i> , <i>Carpinus betulus</i> ; Im Nebenbestand <i>Carpinus betulus</i> ; <i>Sorbus torminalis</i> ; <i>Fagus sylvatica</i> und <i>Tilia cordata</i> . Undurchforsteter Niederwald; vormals Schälwald.	KSn 200 m ³ ·ha ⁻¹ (145) 400 m ³ ·ha ⁻¹ (345) 800 m ³ ·ha ⁻¹ (690)	Bodenvegetation
MacCONNELL et al., 1986 USA/South Carolina	Savannah River Plant, Aiken 2 verschiedenen Bodentypen pro Bestand; mit überwiegend sandiger bzw. sandig lehmiger Textur; beide gut bis sehr gut entwässert, sauer und nährstoffarm. Zwei 27jährige Bestände	KSn ⁴⁹ 5,7 t·ha ⁻¹ (400) 11,4 t·ha ⁻¹ (800) oberflächlich	Bodenbiologie
McKEE et al., 1986 USA/South Carolina	Savannah River Plant, Aiken Höhere Terasse der Küstenebenen; lange landwirtschaftlich genutzt; mit Aufforstungen vor 30 Jahren begonnen. Bodengruppe der Paleudult; verschiedene Soil Series a) Typic Paleudult; b) Arenic Plinthic Paleudult; c, d) Arenic Paleudult; alle gut bis schwach durchlässig 1jährige; 3jährige und 8jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstungen 28jähriger <i>Pinus taeda</i> Bestand Teilflächen der einjährigen Aufforstungen mit flüssigem Velpar ^R und Goal ^R (Herbizide) und Furadan (Insektizid) und N-Mineraldünger behandelt; Teilflächen der dreijährigen Aufforstungen mit granularem Velpar ^R (Herbizid) behandelt.	KSn 5.555 (402) 11.110 (804) oberflächlich Einjähriger Aufforstung Fläche zuvor gerodet; Wurzelstockentnahme und umgepflügt. KS oberflächlich & eingearbeitet. Dreijährige Aufforstung Vor KS Ausbringung mit 1 m hohem Laubholzstockausschlag bedeckt.	Baumwachstum Bodenvegetation
McKEE, 1989 USA/South Carolina	Savannah River Plant, Aiken Typic Paleudult; gut bis leicht durchlässig, pH 5 bis 5,5. 28jähriger <i>Pinus taeda</i> Bestand; acht Jahre zuvor durchforstet; Stammzahl auf 25-33 % reduziert.	KSn 5.555 (402) 11.110 (804)	Baumwachstum
NGUYEN et al., 1986 USA/Michigan	Montmorency county Upland Standort; Grundwasser in > 25 m Tiefe. Alflic Udipsamment; mit Einschlüssen von Entic Haplorthod; tiefgründig, stark durchlässig; aus Sand über Geschiebelehm, „outwashed plains and moraines.“ 70jähriger Laubholzbestand aus <i>Quercus rubra</i> , <i>Quercus alba</i> und <i>Acer rubrum</i> ; vereinzelte <i>Pinus spp.</i> und <i>Populus spp.</i>	KSn 8.000 (400)	Baumwachstum Bodenchemismus Bodenhydrologie

⁴⁹ KSn setzt sich zu 80 % aus häuslichen und zu 20 % aus industriellen Abwässern zusammen.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
PHILIPP und STRAUCH, 1987 Deutschland	Forstbezirk Erlangen, Tennenlohe Podsol mit 3 cm mächtiger Rohhumusauflage 55jähriger Kiefernbestand Kontrolle; kein Ksn, jedoch 11 Salmonellensuspension. Seidengazesäckchen mit 2 Mio. Eier des Spulwurmes <i>Ascaris suum</i> (vom Schwein) pro Säckchen; 12 Säckchen pro Fläche.	KSn 30 Liter auf 1m ² (entspricht 300 m ³ KSn.ha ⁻¹) Mit <i>Salmonella senftenberg</i> W 775 versetzt (10 ⁷ Keime.ml ⁻¹ Ksn). Winter- und Sommerversuch	Seuchenhigiene ⁵⁰
REITER et al., 1995 Deutschland	Starnberg s. GÜNTHER, 1990 Standort Geisenfeld s. JUG, 1990 Standort Erlangen 8,3°C, 717 mm Rohhumus; Braunerde-Podsol aus Flugsand über Buntsandstein; nährstoffarm 55jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	KSn 169, 353 m ³ .ha ⁻¹ (450, 1.245) 172, 305 m ³ .ha ⁻¹ (536, 924) 148, 296 m ³ .ha ⁻¹ (317, 618) 150, 296 m ³ .ha ⁻¹ (318, 629) 300 m ³ .ha ⁻¹ (552)	Baumwachstum Baumernährung Bodenchemismus Bodenhydrologie Bodenvegetation
RIDGWAY et al., 1986 USA/South Carolina	Savannah River Plant, Aiken Höhere Terasse der Küstenebenen; lange landwirtschaftliche Nutzung; vor 30 Jahren Beginn von Wiederaufforstungen Arenic Plinthic Paleudult; Lehm: (Fuquay Soil Series) Arenic Paleudult; lehmiger Sand; (Wagram Soil Series) gut bis stark entwässert; pH im Boden bei 5 bis 5,5 8jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung	KSn 5.555 (402) 11.110 (804)	Baumphysiologie
STRAUCH et al., 1981 Deutschland	Forstbezirk Weil, Schönbuch 8,3 °C; 739 mm NS; Texturgruppen der Waldböden: Sand, lehmiger Sand; feinsandiger Lehm, Ton. 130a` Buchen-Eichenbestand auf Rohh.; S.; 80a` Fichtenbestand auf Rohh.; S.; 110a` Fichtenbestand auf Rohh.; S. 90a` Kiefern/Buchenbestand auf Rohh.; I.S. bzw. auf Mu/Mo; I.S.; Fichtenkultur auf Mo; I.S. 100 a` (160a`) Buchen- (Eichen)bestand auf Mu; feinkl. S.; 80a` Fichtenbestand auf Mu/Mo; feinkl.S.; 40a` Fichtenbestand auf Mo; feins. L-L.; 130a` Buchenbestand auf Mu/Mo; T.; 110a` Fichtenbestand auf Mo; T.	KSn 100 m ³ .ha ⁻¹ ; Winterversuch ⁵¹ 200 m ³ .ha ⁻¹ ; Sommerversuch Mit <i>Salmonella senftenberg</i> W 775 (10 ⁷ Keime.ml ⁻¹ KSn) angereichert. Pelzvelourleder (Keimträger) mit im Labor getrockneten Salmonellen. Seidengazesäckchen mit 2 Millionen Eier des Spulwurmes <i>Ascaris suum</i> (vom Schwein) pro Säckchen.	Seuchenhigiene ⁵²

⁵⁰ Vor der Beschlämmung wurden auf jede Fläche die Seidengazesäcke ausgebracht und darüber der mit *Salmonella senftenberg* angereicherte Klärschlamm ausgebracht. 2 Maximumthermometer, in 4 cm Tiefe zwecks Kontrolle der Bodentemperatur bzw. auf der Klärschlammoberfläche.

⁵¹ Dauer des Sommerversuches von Juni 1978 bis September 1980 bzw. des Winterversuches von Dezember 1978 bis September 1980.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
THOMANN, 1984 Frankreich	Plateau de la Mure; Marseille 700 mm (Versuchsdauer: 457, 509, 401 mm) Chromic Luvisol (FAO); sehr leichtgründig, skelettreich; über Kalk. Schlagfläche; Vegetationsbild: gorse & Kernes oak; Aufgeforstete BA: <i>Alnus cordata</i> , <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Cupressus arizonica</i> , <i>Gleditsia triacanthos</i> , <i>Eleaegenus augustifolia</i> , <i>Robinia pseudacia</i> , <i>Pinus halepensis</i> .	KSn/e (Trockenbeet) 150 t.ha ⁻¹ (3.795) 300 t.ha ⁻¹ (7.590) eingearbeitet in 50-60 cm Tiefe. Vor der Ausbringung Fläche gerodet; Entfer- nung der Wurzelstöcke.	Bodenhydrologie Baumwachstum Bodenchemismus
TREFZ-MALCHER et al., 1985 Deutschland	<u>Langenau/Holzkiich, Distrikt Schönau</u> Angaben bei EVERS, 1985.	KSn s. EVERS, 1985 Angaben zu Versuchsreihe I	Bodenchemismus Bodenhydrologie Blattstreu Bodenvegetation
WEST et al., 1981 USA/Washington	<u>Pack Forest, Univ. of Washington</u> 200-600 m Seehöhe; 1200 mm NS; 9,4 °C; Kahlschläge Gr. KSn Gaben; <i>Lolium multiflorum</i> zwecks Entwässerung 50jährige Pseudotsuga men- ziesii Bestände Durchforstet; kl. KSn Gaben. 40 ha mit KSn der METRO (Seattle) beschlamm	KSn 1600-1800 m ³ .ha ⁻¹ 500-1000 m ³ .ha ⁻¹ oberflächlich Ausbringung von 1977-1981.	Wildökologie ⁵³ Bodenvegetation
WOODYARD et al., 1986 USA/Michigan	Montmorency County 300 m Seehöhe; 766 mm NS; 5,8 °C A) 10a` Bestand (mosaikartig) aus <i>Populus grandidentata</i> , <i>P. tremuloides</i> bzw. <i>Prunus pennsylvanica</i> , <i>Acer rubrum</i> und <i>Quercus spp.</i> Entic Haplorthod und Eutric Glosboralf; gut durchlässig. B) 70a` <i>Quercus alba</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Acer rubrum</i> Bestand Typic Udipsamment; s. stark durchlässig C) 50a` <i>Pinus resinosa</i> , <i>Pinus banksiana</i> Bestand Typic Udipsamment, Eutric Glosboralf; s. stark durchlässig. D) 50a` Laubwald; <i>Acer saccharum</i> , <i>Fagus grandifolia</i> , <i>Tilia americana</i> ; teils <i>Fraxinus americana</i> , <i>Acer pennsylvanica</i> . Alfic Haplorthod, Aquic Eutroboralf, Mollic Haplaquept.	KSn kommunal; nicht industriell. Keine Mengenangaben.	Wildökologie ⁵⁴ Bodenvegetation Baumnährung

⁵² Vor der Beschlammung wurden auf jede Fläche die Spulwurmeier, darüber der mit *Salmonella senftenberg* angereicherte Klärschlamm und darauf die Keimträger mit den künstlich getrockneten Salmonellen ausgebracht. Maximumthermometer in 4 cm Bodentiefe und auf der KSn Schicht.

⁵³ Untersucht wurden die Auswirkungen der Beschlammung auf die Futterzusammensetzung von *Odocoileus hemionus canadensis*.

⁵⁴ m Spätsommer gesammelte Kleinsäuger (*Citellus tridecemlineatus*, *Microtus pennsylvanicus*, *Tamias striatus*, *Napaeozapus insignis*, *Peromyscus spp.*) wurden auf Schwermetallgehalte in Niere, Leber, Oberarmknochen und Muskeln untersucht.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)			
BLEDSOE und ZASOSKI, 1979 USA/Washington	Pack Forest; Univ. of Washington Dystric Xerochrept; skelettreich, lehmig; kiesiger glacial outwash Umbric Dystrichrept; lehmig; andesitisches Ausgangsmaterial Dichte, feinkörnige, undurchlässige Sedimente in 10-15 m Tiefe Kahlschlag und Wald.	KSe 10 cm = 1000 cm ³ .ha ⁻¹ ; (k.A.) oberflächlich, eingearbeitet auf beiden Standorten und Bodentypen 25 cm = 2500 cm ³ .ha ⁻¹ ; (k.A.) oberflächlich bei D. Xerochrept; Blöße	Baumwachstum Baumernährung
EDMONDS, 1979 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington Nährstoffarme, kiesige Böden; auf outwash (Everett Series); sehr skelettreich (> 80 % Kies); nach unten zunehmend; arm an org. Substanz. Kahlschlag bzw. 43jähriger <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand Kontrollen auf beiden Flächen. Sickerwasser in 180 cm Tiefe; Grundwasser in Brunnen und Quellen beprobt. Grundwasser über hardpan in 3-10 m Tiefe; fließt lateral in den Mashel River.	KSe 1000 m ³ .ha ⁻¹ (Kahlschlag); Winter 1500 m ³ .ha ⁻¹ (Kahlschlag); Sommer 1500 m ³ .ha ⁻¹ (Bestand); Sommer Alle KSe Gaben oberflächlich; auf dem Kahlschlag maschinell; im Bestand händisch.	Seuchenhygiene (Sicker-, Grundwasser)
EDMONDS und MAYER, 1981 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington s. oben	KSe s. oben	Seuchenhygiene
EDMONDS und MAYER, 1981 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington Kahlschlag, 43jähriger <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand KSe-Boden-Mischungen; kSe-Sägespäne (Ssp.)-Mischungen Beide Flächen oberflächlich beschlammmt. Ausbringung: September 76 (Sommer); Februar 77 (Winter)	Kahlschlag 500, 1000, 2000 m ³ KSe.ha ⁻¹ 1500 m ³ .ha ⁻¹ ; KSe:Boden (2:1;4:1) 1500 m ³ .ha ⁻¹ ; KSe:Ssp. (2:1;4:1) <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand 500, 1000, 2000 m ³ KSe.ha ⁻¹	Pilzflora Bodenbiologie Bodenphysik
JOHNSON et al., 1987 USA	City of Albany Claverack Soil Series; Böden sind tiefgründig, mäßig bis gut durchlässig; nährstoffarm; periodischer Grundwassereinfluss; auf sandigen fluviatilen Ablagerungen über lacustrine Schluiffe und Tone. 4 verschiedene Pappelklone; 30 cm groß; 1 cm Durchmesser Round up gegen die Bodenvegetation.	KSe 11200 (99) 22.400 (198) 44.800 (395) eingearbeitet; NPK-Dünger; ebenfalls eingearbeitet; ähnliche N Mengen.	Baumernährung Baumwachstum Mortalität

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
KÖPL, 1995 Kanada	<p style="text-align: center;">ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)</p> <p>Carey Island, Chilliwack; 100 km östl. von Vancouver Nur während dem Sommer. Hochwasser eine Insel; nahezu eben; zeitweise hochan- stehendes Grundwasser. Regosol; Lehmiger Sand bis Sand mit schluffigen Bändern und Linsen; stark durchlässig; schwach sauer bis neutral; auf sandigen bis kiesigen, 20 m mächtigen Flußsedimenten. Coastal Western Hemlock Zone; <i>Pseudotsuga menziesii</i>, <i>Tsuga heterophylla</i>, <i>Thuja pli- cata</i>, kahlgeschlagen; Energiewald; <i>Populus hybridus</i> (<i>P. trichocarpa</i> x <i>P. deltoides</i>).</p>	<p>KSe k.A. der Ausbringungsmengen, aber 536 kg N.ha⁻¹ 986 kg N.ha⁻¹ 2073 kg N.ha⁻¹ 3943 kg N.ha⁻¹ oberflächlich, bis 15 cm Tiefe eingearbeitet (agronomic.⁵⁵)</p>	<p>Bodenchemismus Baumwachstum</p>
PHILIPP und STRAUCH, 1987 Deutschland	<p>Forstbezirk Erlangen, Tennenlohe Podsol mit 3 cm mächtiger Rohhumusauflage 55jähriger Kiefernbestand Kontrolle; kein Ksn, jedoch 1l Salmonellensuspension. Weitere Angaben s. oben!</p>	<p>KSe⁵⁶ 30 Liter auf 1 m² (entspricht 300 m³ KSn.ha⁻¹) 5 Liter auf 1 m² (entspricht 50 m³ KSn.ha⁻¹).</p>	<p>Seuchenhygiene</p>
PRESCOTT et al., 1984 USA/Washington	<p>Pack Forest, Univ. of Washington 250 m Seehöhe; 1000 mm NS; 10 °C Inceptisol; sehr stark durchlässig; über glacial outwash 70jähriger <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand; Parallel dazu Mineraldüngervarianten (NH₄)₂HPO₄; (NH₄)₂SO₄; H₂N-CO-NH₂; NH₄NO₃; H₂N-CO-NH₂;</p>	<p>KSe 95 t.ha⁻¹ 47 t.ha⁻¹ [maximal 142 t.ha⁻¹ (6000)] Mineraldüngervarianten 1082 kg N.ha⁻¹; 470 kg P.ha⁻¹; 1035 kg S.ha⁻¹ 1568 kg N.ha⁻¹</p>	<p>Streufall Bodenchemismus Baumwachstum (im Glashaus mit KSe)</p>
REITER et al., 1995 Deutschland	<p>Standort Erlangen s. oben</p>	<p>KSe 50 m³ ha⁻¹ (341) 300 m³ ha⁻¹ (2.046)</p>	<p>Baumwachstum Baumernährung Bodenchemismus Bodenvegetation Bodenchemismus</p>
RIEKERK und ZASOSKI, 1979 USA/Washington	<p>Pack Forest, Univ. of Washington Dystric Xerochrept; skelettreich, lehmig; kiesiger glacial outwash Umbric Dystrichrept; lehmig; andesitisches Ausgangsmaterial Dichte, feinkörnige, undurchlässige Sedimente in 10-15 m Tiefe Kahlschlag und Wald.</p>	<p>KSe 10 cm = 1000 cm³ ha⁻¹; (k.A.) oberflächlich, eingearbeitet auf beiden Standorten und Bodentypen 25 cm = 2500 cm³ ha⁻¹; (k.A.) oberflächlich bei D. Xerochrept; Blöße</p>	

⁵⁵ Agronomic (Definition); stellt jene Klärschlammmenge dar, die ausgebracht werden kann, sodaß der Stickstoff zur Gänze assimiliert wird ohne / mit theoretischer NO₃ Auswaschung.

⁵⁶ KSe wurde mit *Salmonella senftenberg* W 775 versetzt (10⁷ Keime.ml⁻¹ Ksn).

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
RIEKERK, 1981 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington maritim; 10 °C, 1000 mm NS; trockene Sommer 2 Standorte; beide mit <i>Pseudotsuga menziesii</i> oder Kahlschlag Haplorthod: Graben; auf outwash gravel, gut durchlässig bis 10 m; „Grundwassersperre- schicht“ aus Ortstein. Umbric Dystrichrept: Rücken, seichtgründiger Verwitterungsboden auf tonigem Lehm über undurchlässigen Andesit. Wasseraustritt im Gelände durch Quellen.	KSe 10 cm = 1000 cm ³ .ha ⁻¹ ; (k.A.) oberflächlich, eingearbeitet auf beiden Standorten und Bodentypen KSe 25 cm = 2500 cm ³ .ha ⁻¹ ; (k.A.) oberflächlich bei D. Xerochrept; Blöße	Bodenchemismus
VOGT et al., 1981 USA/Washington	Pack Forest, Univ. of Washington Lysimeter (71 cm Ø; 10 cm Tiefe) Kahlschlag; mit und ohne Weizen 42jähriger <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand. KEINE Angabe des Bodentyps bzw. des verwendeten Bodenmaterials! Mischungen wurden mit Boden (B) und Sägespäne (S) durchgeführt. Schlagfläche: Kontrolle Mineralboden (760 kg N.h ⁻¹) Kontrolle Sägespäne (510 kg N.h ⁻¹) Bestand. Kontrolle Mineralboden (1.210 kg N.h ⁻¹)	<u>Kahlschlag</u> ⁵⁷ 1000 m ³ KSe.ha ⁻¹ ; (8.300) 2500 m ³ KSe.ha ⁻¹ ; (21.500) KSe:B (1:2); (4.560) KSe:B (2:1); (6.260) KSe:S (1:3); (3.270) KSe:S (1:1); (9.890) KSe:B:S (2:3:3); (3.480) KSe:B:S (2:1:1); (1.620) <u>Bestand</u> 1000 m ³ KSe.ha ⁻¹ ; (7.650) 2500 m ³ KSe.ha ⁻¹ ; (23.400) KSe:S (1:3); (3.570) KSe:S (1:1); (6.000)	Bodenhydrologie Bodenchemismus
WEETMAN et al., 1993 Canada	Northern Vancouver Island Sanft hügelig, < 300 m Seehöhe; maritimes Klima; 1700 mm NS; 3°C (Jänner) - 13,7 °C (Juli). Moder-Podsole; gut bis schlecht durchlässig; auf mächtigen, unverdichteten Moränen und Flußablagerungen. Vorbestand: <i>Tsuga heterophylla</i> - <i>Thuja plicata</i> Urwald; <i>Gaultheria shallon</i> als charakteristischer Unterwuchs	KSe k. A. (500) NH ₄ NO ₃ (225) und triple superphosphat (133)	Baumwachstum Baumernährung
ZASOSKI, 1981 USA/Washington	Achtjährige <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Thuja plicata</i> und <i>Abies amabilis</i> Aufforstungen Pack Forest, Univ. of Washington Beide Standorte über dichten, feinkörnigen undurchlässigen Sedimenten in 10-15 m Tiefe). Kahlschlag. A) Dystric Xerochrept; skelettreich, lehmig; kiesiger glacial outwash	KSe 10, 25cm (k.A.) 1000, 2500 cm ³ .ha ⁻¹ ; oberflächlich, eingearbeitet	Bodenchemismus Bodenhydrologie

⁵⁷ Analysen der einzelnen Varianten vor Beginn der Untersuchung zeigen, daß Nitrat nur in Spuren vorhanden ist; daß mindestens 83 , teilweise sogar > 95 % des Stickstoffs in organischer Form vorliegen und daß Ammonium, außer bei den Kontrollen (nur in Spuren) und den KS:Boden:Sägespäne-Mischungen (ca. 6 %) zwisehen 14 und 17 % am Gesamtstickstoff beteiligt ist.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)			
COURTOIS, 1979 COURTOIS, 1980 Deutschland	Oberrhinebene Sandböden; grundwasserfern 2jährige Kiefern (ev. 11a) Beschlämmung zwei Jahre nach der Pflanzung.	MKK 400 m ³ .ha ⁻¹ Frischkompost 400 m ³ .ha ⁻¹ Reifkompost 800 m ³ .ha ⁻¹ Reifkompost	Mortalität Schadpilze Baumwachstum Holzanatomie
JOKELA et al., 1990 USA/Florida	Gainesville 45m Seehöhe; warm, feucht; 24°C; 1320 mm NS Aeric Haplaquod und Ultic Haplaquod; auf sauren, silikatischen, sandigen und lehmigen Meeresablagerungen. 17jähriger <i>Pinus elliotii</i> Bestand; aufgefördert nach MKK Gabe.	MKK 112,0 t.ha ⁻¹ (795) 224,0 t.ha ⁻¹ (1.590) 448,0 t.ha ⁻¹ (3.180) eingearbeitet	Baumwachstum Baumernährung Bodenvegetation
MOLL et al., 1977 Deutschland	<u>Oberrhinebene. Hardtgebiet bei Schwetzingen</u> Podsol-Braunerde, kleinflächig Braunerde- und Humus-Podsol Sandige Deckschichten; nährstoffarm, sauer 2jährige <i>Pinus silvestris</i> Kulturen	MKK ⁵⁸ 800 m ³ .ha ⁻¹ ; oberflächlich 800 m ³ .ha ⁻¹ ; eingearbeitet (bis 10 cm Tiefe)	Bodenchemismus
RODE und FAßBENDER, 1983 Deutschland	<u>Wuchsgebiet Hessische Rheinebene</u> 110 m Seehöhe, mäßig subkontinental, Mai-Sept.: 15,9°C, 317 mm Braunerde, tiefgründig, mäßig sauer, über nährstoffarmen lockeren Sandschichten; 40 cm mächtiger Ap Horizont nach lw. Nutzung. Bodenbearbeitung vor Pflanzung mit Scheibenegge bis 35 cm Tiefe. Aufforstung mit 2jährigen Eichen, Buchen, Fichten, Kiefern, Douglasien	MKK 100 m ³ .ha ⁻¹ (378) 300 m ³ .ha ⁻¹ (1134) eingearbeitet	Mortalität Baumwachstum Baumernährung Bodenchemismus
ROETHER und SCHWARZ, 1979 Deutschland	<u>Oberrhinebene</u> 20-180 cm mächtige Aulehme über kristallinem Schotter. Brauner Auboden, teils verglet; mäßig frisch; s.L Douglasien- und Roteichenkultur	MKK 100 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) 800 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.)	Bodenvegetation
SCHWARZ, 1977 Deutschland	<u>Oberrhinebene</u> 16 °C; 750 mm NS; Kiefernkultur Douglasien- und Roteichenkultur; 2 Versuche! 20-180 cm mächtige Aulehme über kristallinem Schotter. Brauner Auboden, teils verglet; mäßig frisch; s.L.	MKK 100, 200, 400 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) eingefräst. 100, 800 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) eingefräst bzw. MKK direkt ins Pflanzloch	Mortalität Baumwachstum Bodenchemismus Bodenvegetation

⁵⁸ Zwei verschiedene Versuche; die oberflächliche MKK Variante begann 1969; die eingearbeitete MKK Gabe zwei Jahre danach, beide am gleichen Standort und mit dem gleichen Pflanzmaterial.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)			
GRABHER und LUTZ, 1995 Österreich	Rekultivierungsversuch auf Hangschutt, eben bis steil (35%), humusarm Rekultivierungsversuch, Steinbruch,	KSK 2000 1500	Bodenvegetation
McINTOSH et al., 1984 USA	<u>Univ. of Maryland Forage Research Farm</u> Typic Hapludult; Lehm; mäßig nährstoffversorgt; <i>Pinus strobus</i> ; <i>Populus angulata</i> X <i>P. trichocarpa</i> ; <i>Populus deltoides</i> spp.; diese zuvor in einem Topfversuch auf Mortalität untersucht (s. unten). Flächen mit <i>Festuca arundinacea</i> besamt; als Schutz gegen oberfl. Abfluß; dieses wö- chentlich gemäht.	KSK 150,0 t.ha ⁻¹ (1.850) 300,0 t.ha ⁻¹ (3.700) eingearbeitet	Baumwachstum Baumernährung
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)			
BROCKWAY, 1983a USA/Michigan	<u>Udell Experimental Forest</u> 230-335 m Seehöhe, Grundwasser in 2,5-3,5 m Tiefe Entic Haplorthod, auf sandigen Moränen und „outwash plain“ Nährstoffarm, durchlässig 40jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand	Ind.-KSn (Papier) 4.000 (282) 8.000 (565) 16.000 (1.130) 32.000 (2.260)	Bodenchemismus Baumwachstum Baumernährung (Ober- , Unterschicht
BROCKWAY und URIE, 1983b USA/Michigan	<u>Udell Experimental Forest</u> 230-335 m Seehöhe, Grundwasser in 2,5-3,5 m Tiefe Entic Haplorthod, auf sandigen Moränen und „outwash plain“ Nährstoffarm, durchlässig 40jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand	Ind.-KSn (Papier) 4.000 (282) 8.000 (565) 16.000 (1.130) 32.000 (2.260)	Bodenhydrologie Grundwasser
COMERFORD und FISKELL, 1983 USA/Florida	<u>Austin Carey Memorial Forest</u> Ulitic Haplohumod; sandig, hyperthermisch Lysimeter ca in 56 cm Tiefe; 5jährige <i>Pinus elliotii</i> Kultur	Ind.-KSn 5.500 (294) 11.000 (589) 22.000 (1.177)	Baumernährung Bodenhydrologie
ESSER et al., 1983 Deutschland	<u>Teufoburger Wald</u> 10-15 % nach S geneigt; 850 mm NS Rohhumus; Braunerde-Podsol; stark podsoliert; auf Dörenther Sandstein; am Fuß da- von Ton- und Tonmergelgesteine Natürlicher Eichen-Birken-Buchenwald; <i>Betula pendula</i> , <i>Quercus robur</i> ; selten <i>Fagus sylvatica</i> ; teilweise sekundär <i>Pinus sylvestris</i> .	Ind.-KSn (AW) Stärkeindustrie k.A.	Baumwachstum Baumernährung Bodenvegetation Bodenchemismus
FISKELL et al., 1990 USA/Florida	<u>Austin Carey Memorial Forest</u> Ulitic Haplaquod; sandig, hyperthermisch 5jährige <i>Pinus elliotii</i> Kultur	Ind.-KSn 5.500 (294) 11.000 (589) 22.000 (1.177)	Bodenchemismus
GRANT und OLESEN, 1984 Dänemark	Rohhumus-Podsol; Sand 75jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	Ind.-KSn 800 m ³ ha ⁻¹ (1.400)	Bodenhydrologie Baumwachstum

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)			
HARRINGTON und DeBELL, 1984 USA/Washington	Lady Island, Lower Columbia River Eben; Seehöhe 5m; 1000 mm NS; 11,4 °C Boden; schluffig toniger Lehm; fluvialit entstanden (Auboden) <i>Populus trichocarpa</i> , <i>Salix sp.</i> als natürliche Baumarten; <i>Alnus rubra</i> auf der Insel nicht natürlich vorkommend. Pappelstecklinge, Erlenkeimlinge aus natürlichen Beständen. Herbizideinsatz vor Ver- suchsbeginn.	Ind.-KSn (Papier) ⁵⁹ 225 t.ha ⁻¹ (mind. 1.450) 450 t.ha ⁻¹ (mind. 2.900) mit/ohne Bewässerung (ersten 2 a ⁻¹), 3- 4mal/Woche; eingearbeitet.	Baumwachstum
HENRY, 1991 USA/Washington	Pack Forest 110 km S von Seattle, 317 bzw. 357 m Seehöhe Maritim, 10 °C, 1000 mm; Dystric Xeropsamm; durchlässig, sandig, „glacial outwash“ Aeric Glossaqualf; „schlecht durchlässig“, tonreich, Geschiebelehm; 1jährige Pappelhybride (<i>P. deltoides</i> x <i>P. trichocarpa</i>); bewurzelt	Ind. KSn (Papier) Primärer (P) u. sekundärer (S) ⁶⁰ P: 60.769 (190) S: 40.815 (3.410) S.+P. (1:2): 19.154+40.815 (1.831) S.+P. (2:1): 40.815+19.154 (3.473) P.+N _{anorg.} : 40.815 (1.086)	Bodenhydrologie Baumwachstum Bodenchemismus
THIEL et al., 1989 USA/Wisconsin	Adams and Wood County eben; tieferündige Sandböden (Plainfield & Brems Series) <i>Pinus resinosa</i> Bestände; spärliche Bodenvegetation. 5 Bestände; vor der Untersuchung (8-11/1985) beschlammmt 5 Bestände; unbehandelt; Entdeckung der Dioxinkonzentrationen verhinderte die Be- schlammung. Bestände entsprechen den staatlichen Auflagen in Hinblick auf Grundwasser, Brunnen, Oberflächengewässer und Hangneigung.	Ind.-KSn (Papier) ⁶¹ k. A.	Wildökologie ⁶²
BOCKHEIM et al., 1988 USA/Wisconsin	Adams County Ebene Lage Grundwasser im August in 5,2-6,7 m Tiefe. Plainfield Series: lehmiger Sand, nährstoffarm; glaziale Sandablagerungen > 30 m Tie- fe. 27jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand; 1,5x1,5 m aufgeforstet (1957); 1981 jede 3. Reihe entnommen. 1984 Versuchsbeginn.	Ind.-KSe (Papier); P.+S. (1:1) 32,0 t.ha ⁻¹ (550) 64,0 t.ha ⁻¹ (1.120) 96,0 t.ha ⁻¹ (1.670) C/N = 21;	Baumwachstum Baumernährung

⁵⁹ C/N Verhältnis des zu 80 % aus kurzen Holzfasern sowie 20 % aus anderen Zugaben wie Erde, Harze, AlSO₄ usw. bestehenden Ind.-KSn liegt bei 200. Den Ind.-Sn Gaben wurde daher mineralischer NPK beigegeben, um ein C/N von 100 zu erreichen. Die kleine Gabe erhielt 50 kg P/ha bzw. 100 kg K/ha; die große das Doppelte. Die Kontrollflächen wurden mit 170 kg N/ha, 100 kg P/ha bzw. 200 kg K/ha gedüngt.

⁶⁰ Die C/N Verhältnisse der ausgebrachten Klärschlammraten lauten 150, 5, 14, 8 und 44.

⁶¹ Nekoosa Papier- und Zellstoffabrik; produziert Kraftzellstoff; gebleichten Sulfitzellstoff sowie „fine Paper“; Mitte der 80er Jahre wurden hohe Mengen an Dioxinen in den Klärschlämmen entdeckt. Analysen der U.S. EPA ergaben mittlere TCDD Konzentrationen von 53 ppt bzw. mittlere TCDF Konzentrationen von 248 ppt.

⁶² Untersucht wurden *Peromyscus maniculatus* sowie die Vogelarten *Turdus migratorius*, *Parus atricapillus*, *Sitta canadensis* und *Troglodytes aedon*.

Autor / Jahr Staat	Standort	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁴⁰ (N-Raten) ⁴¹	Untersuchung
MacCONNELL et al., 1986 USA/South Carolina	Savannah River Plant, Aiken 2 verschiedenen Bodentypen pro Bestand; mit überwiegend sandiger bzw. sandig lehmiger Textur; beide gut bis sehr gut entwässert, sauer und nährstoffarm. Zwei 27-jährige und zwei 7-jährige <i>Pinus taeda</i> Bestände	Ind.-KSe ⁶³ 48.500 (630) oberflächlich	Bodenbiologie
McKEE et al., 1986 USA/South Carolina	Savannah River Plant, Aiken s. oben	Ind.-KSe 49.925 (632) Oberflächlich & eingearbeitet.	Baumwachstum Bodenvegetation
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM			
HORNBECK et al., 1979 USA/New Hampshire	Hubbard Brooks Experimental Forest 5 bis 15 % geneigt; N-exponiert. 10-20 cm Auflage; Mischung aus Haplorthod und Fragiorthod; gut bis mäßig durchlässig; sandiger Lehm, „Ortstein“ in 50 cm Tiefe. Lysimeter in 20 und 45 cm Tiefe. 50-75-jähriger Mischbestand: <i>Acer saccharum</i> , <i>Fagus grandifolia</i> , <i>Betula alleghaniensis</i> , <i>Fraxinus americana</i> , <i>Populus tremuloides</i> .	Gekalkter KSe 5.800 (99) 28.000 (477)	Bodenhydrologie Grundwasser Bodenvegetation Seuchenhygiene
KOTERBA et al., 1979 USA/New Hampshire	Hubbard Brooks Experimental Forest s. Hornbeck et al., 1979	Gekalkter KSe 5.800 (99) 28.000 (477)	Bodenhydrologie Grundwasser
THOMANN, 1984 Frankreich	Plateau de la Mure: Marsaille 700 mm (Versuchsdauer: 457, 509, 401 mm) Chromic Luvisol (FAO); sehr seichtgründig, skelettreich; über Kalk. Schlagfläche: Vegetationsbild: gorse & Kernes oak; Aufgeforsete BA: <i>Alnus cordata</i> , <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Cupressus arizonica</i> , <i>Gleditschia triacanthos</i> , <i>Eleaegenus augustifolia</i> , <i>Robinia pseudacia</i> , <i>Pinus halepensis</i> .	Gekalkter KSn 150 t.ha ⁻¹ (2.670) 300 t.ha ⁻¹ (5.340) eingearbeitet in 50-60 cm Tiefe.	Bodenhydrologie Baumwachstum Bodenchemismus

⁶³ KSn setzt sich zu 20 % aus häuslichen und zu 80 % aus industriellen Abwässern der Textilindustrie zusammen.

Tab. 36: Walduntersuchungen mit Kompost

Autor / Jahr Staat	Standort	Kompost/Ausbringung Mengen	Untersuchung
MÜLLKOMPOST (MK)			
BENGTSON und CORNETTE, 1973 USA/Florida	Citrus county, TVA forest fertilization research area 1500 mm NS; vereinzelt Dürren; Sandboden; extrem durchlässig, tiefgründig, hyperthermisch; [Astatula Soil Series] Einjährige <i>Pinus elliotii</i> Aufforstung; zwei Jahre danach vor der MKK Gabe 10 % Mortaliti- tät.	MK ⁶⁴⁶⁵ 4.400 44.000 oberflächlich oder eingearbeitet mit oder ohne N Dünger (224) in Form von NH ₄ NO ₃ .	Bodenphysik Bodenchemismus Baumernährung Baumwachstum
COURTOIS, 1979 Deutschland	Oberflächenebene Sandböden; grundwasserfern; 2-jährige Kiefern (ev. 11a) MK Gabe zwei Jahre nach der Pflanzung.	MK k.A.	Mortalität Schadpilze Baumwachstum
GRÜNEKLEE et al., 1989 Deutschland	Forstamt Edenkoben; Pfälzerwald 700-800 mm NS; 8-9 °C; streugenutzt; Reihenschichten des Hauptbuntsandsteins A) 550 m Seehöhe; 10 % Hangneigung; Rohhumus-Braunerdepodsol; oligotroph, mittelgründig, trocken 130-jährige <i>Pinus sylvestris</i> Bestand; Heidelbeere dominierend, Heidekraut. B) 520-540 m Seehöhe; 15 % Hangneigung; SW-W Hang Braunerdepodsol; oligotroph, mittelgründig; skelettreich; trocken 7-jährige <i>Pinus sylvestris</i> Kultur mit 20% <i>Fagus sylvatica</i> ; Heidelbeere, Heidekraut, Drahtschmiele, Pfeifengras. Herbizideinsatz. C) 405-435 m Seehöhe; 16 % Hangneigung; NNW Hang Starke Rohhumusauflagen; Braunerde bis Podsol; teils Hangfußkolluvium und Quell- gley; oligotroph; mäßig frisch 10 a Douglasienkultur; D) 850-900 mm NS; 7-8 °C Reihenschichten des Hauptbuntsandsteins; Braunerde schwach podsolig; mesotroph; durchschnittliche Wasserversorgung 78a Buchen-Kiefern Bestand E) wie D) 66a Buchen-Kiefern Bestand	MK Standorte A und B 400 m ³ .ha ⁻¹ (1.676) 800 m ³ .ha ⁻¹ (3.351) Oberflächlich Standort C 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹ Standorte D und E 400 m ³ .ha ⁻¹ Oberflächlich	Bodenchemismus
GRÜNEKLEE et al., 1993 Deutschland	Forstamt Edenkoben; Pfälzerwald 700-800 mm NS; 8-9 °C; streugenutzt; Reihenschichten des Hauptbuntsandsteins Standorte A und B; s. GRÜNEKLEE et al., 1989	MK Standorte A und B 400 m ³ .ha ⁻¹ (1.676) 800 m ³ .ha ⁻¹ (3.351)	Bodenchemismus Baumernährung Baumwachstum

64 Müllkompost (MK)

65 Müllkompost hauptsächlich aus Altpapier, aber auch Metall-, Glas und Plastikreste. C/N des reinen Müllkompostes von 66.

Autor / Jahr Staat	Standort	Kompost/Ausbringung Mengen	Untersuchung
MÜLLKOMPOST (MK)			
KERN, 1984 Deutschland	Forstamt Edenkoben; Pfälzerwald 700-800 mm NS; 8-9 °C; streugennutz; Reinbergsschichten des Hauptbuntsandsteins Standorte A und B; s. GRÜNEKLEE et al., 1989	MK Standorte A und B 400 m ³ .ha ⁻¹ (1.676) 800 m ³ .ha ⁻¹ (3.351)	Bodenchemismus Baumwachstum Baumernährung Bodenvegetation
MOLL und SCHWARZ, 1983 Deutschland	Oberheinebene, Hardtwald bei Raststatt Sehr trocken und warm; 750-800 mm NS; 10°C Deck- und Dünenande über diluvialen Sedimenten Aufgelassene Kiesgrube Parabraunerde abgetragen; nach der Stilllegung 50 cm mächtig, völlig durchmischte aus- gebracht; Fraktionsanteile: 76-83 % Sand, 11-18 % Schluff, ca. 6 % Ton. <i>Pinus nigra</i> zwei Jahre nach MKK Gabe aufgeforstet;	MK 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹ Oberflächlich; Nur die MK Flächen erhielten 250 kg.ha ⁻¹ Patentkali 100 kg.ha ⁻¹ Ammonsulfatsalpeter	Mortalität
BIOKOMPOST (BK)			
BAUHUS und MEIWES, 1991 Deutschland	A) Forstamt Neuhaus, Solling Saure Braunerde <i>Fagus sylvatica</i> Altbestand Lysimeter in 10 und 100 cm Tiefe B) Göttinger Wald Terra Fusca-Redzina <i>Fagus sylvatica</i> Bestand Lysimeter in 10 und 30 cm Tiefe	BK Standort A 28 t.ha ⁻¹ GAK ⁶⁶ mit 3 t Kalk.ha ⁻¹ + 23 kg P.ha ⁻¹ . 20 t.ha ⁻¹ GA ⁶⁷ , mit/ohne 10 t Kalk.ha ⁻¹ +39 kg P.ha ⁻¹ Kalk und P. Standort B 20 t.ha ⁻¹ GA	Bodenhydrologie
MEIWES und BAUHUS, 1992 Deutschland	Forstamt Neuhaus, Solling s. oben	BK s. oben	Bodenhydrologie
DESCHAUER, 1995 Deutschland	Forchheim, Oberfranken 8,5 °C, 630 mm, Geringmächtiger, feinhumusarmer Moder Podsol-Braunerde, nährstoffarm, schlecht wasserversorgt 1-2 m mächtige Flugsande 80-100 jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand; langjährige Streunutzung Lysimeter in 40 und 80 cm Tiefe.	BK ⁶⁸ 50 m ³ .ha ⁻¹ ; Kompostfrischmasse entspricht 21,0 t TS.ha ⁻¹ (168) 100 m ³ .ha ⁻¹ ; Kompostfrischmasse entspricht 42,0 t TS.ha ⁻¹ (336) Ausbringung oberflächlich	Bodenchemismus Baumernährung Bodenhydrologie

⁶⁶ Grünabfallkompost setzt sich aus städtischen kompostierten Garten- und Parkabfällen zusammen und stellt einen Reifkompost dar.
⁶⁷ Grünabfall besteht aus ländlichen Garten- und Parkabfällen, ist unbehandelt bzw. nur geschreddert.
⁶⁸ Chemische Daten des BK (bezogen auf TS): Gehalt von N bei 0,8 %; von P bei 0,24 %; von Ca bei 3,9 %, von K bei 1 % und von Mg bei 6,8 %.

Tab. 37: Übersicht über die wichtigsten Glashaus-, Labor- und Pflanzbeetuntersuchungen mit Klärschlamm und Kompost

Autor / Jahr Staat	Experimentelle Untersuchungen ⁶⁹	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁷⁰ (N-Raten) ⁷¹	Untersuchung
ABWASSER (AW)			
IWATSUBO und NAGAYAMA, 1994 Japan	Plastikbehälter (9,2 cm DM), mit Bodenproben aus 0-4 cm Tiefe; jeweils 400 g Frischgewicht befüllt Mischproben aus bestocktem und unbestockten Fläche. Deionisiertes Wasser beigegeben, um den Wassergehalt bei 40 % zu halten.	AW Bodenproben mit 15 ml AW (=126 mg N.kg ⁻¹) behandelt 30 ml AW (=253 mg N.kg ⁻¹) behandelt 45 ml AW (=378 mg N.kg ⁻¹) behandelt Beprobung: 0, 1, 3, 5, 8 und 13 Wochen	Verfäulichung
NAßSCHLAMM (KSn)			
AGUINAGALDE und HÜSER, 1980 Deutschland	Gefäßversuch KS mit Material (schwach anlehmiger Sand) einer tiefgründigen Podsol- Braunerde aus 50-100 cm Tiefe vermischt; KS:Boden Mischungen im Verhältnis 4:1 und 3:1. 2:1 Vorversuch bewirkte hohe Mortalität. Wassergehalt des Substrates auf 60 % beschränkt. 3jährige <i>Picea abies</i> und <i>Pinus sylvestris</i> .	KSn 440 m ³ .ha ⁻¹ (ca. 1180) 590 m ³ .ha ⁻¹ (ca. 1770) Ländlicher bzw. städtischer KSn Kontrolle; Boden-Torf (3:1) Mischung; gedüngt mit NPK (500, 100, 120 mg/Topf)	Baumernährung Pflanzenphysiologie
BURTON et al., 1986 USA/Michigan	Montmorency County Beschreibung der Standorte (s. Tab. 35)	KSn 4,2 (k.A.) oberflächlich	Inkubation Bodenchemismus
COUILLARD und GRENIER, 1989 Kanada	Gefäßversuch (250 cm ² Oberfläche; 20 cm H) Sand: nährstoffärmer (org. C u. N; K, Ca, Mg); pH ca. 7,2 Pflanzenerde; pH bei 5,5; <i>Larix laricina</i> Kontrollen; NPK Dünger (zwei Dosierungen) auf Sand	KSn Dosierungen in kg N/ha; 25, 50 und 125 maximal 425 kg N/ha. Ausbringungsraten; 1, 2, 5, 9, 17mal Oberflächlich und vermischt	Baumwachstum Baumernährung
DIMITRI und SIEBERT, 1977 Deutschland	Gefäßversuch Bodensubstrat I: humos, schw.l.S.; sehr durchlässig; schlechte Sorption Bodensubstrat II: humos, schw.s.L.; schlecht durchlässig; hohe Sorption. 1+2jährige Fichte, Buche und Kiefer	KSn 100 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) 200 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) 500 m ³ .ha ⁻¹ (k.A.) Versuch 1: Winter; nur oberflächlich; Versuch 2: Sommer; eingearbeitet.	Mortalität Baumwachstum

⁶⁹ Angaben beziehen sich auf Untersuchungen im Glashaus, Labor, Pflanzbeet sowie experimentelle Untersuchungen im Freiland.⁷⁰ Die ausgebrachten Klärschlammengen beziehen sich auf kg/ha; Andere Angaben wie z.B. m³/ha, mt/ha usw. werden in entsprechender Form wiedergegeben.⁷¹ Die mit dem Klärschlamm ausgebrachten N-Raten werden, sofern sie in der Literatur berücksichtigt wurden, in kg/ha angegeben.

Autor / Jahr Staat	Experimentelle Untersuchungen ⁶⁹	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁷⁰ (N-Raten) ⁷¹	Untersuchung
NAßSCHLAMM (KSn)			
KELLER, Th., 1975 Schweiz	Lysimeter (40 cm Ø; 60 cm H) Lehmiger Oberboden (pH 3,4-5,2) eines Laubmischwaldes Bepflanzung mit 2-jährigen Birken, 4-jährigen Tannen. Ausschließlich Niederschlagswasser	KSn 160 m ³ ·ha ⁻¹ (2l); (544) 3 Jahre nach der Pflanzung KS oberflächlich ausgebracht.	Bodenchemismus
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)			
PRESCOTT et al., 1984 USA/Washington	Inkubation; Vergleich Labor und Freiland Glashaus; Topfversuch Substrat Auflagehumusmaterial (F/H-Schicht) eines Inceptisol; Beschlamm, gedüngt 75-jähriger <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand <i>Pseudotsuga menziesii</i> ; <i>Picea sitchensis</i> Keimlinge unter standard. Bedingungen im Labor gekeimt; anschließend eingetopft; Versuchsdauer 6 bzw. 12 Monate	KSe 95 t·ha ⁻¹ 47 t·ha ⁻¹ [maximal 142 t·ha ⁻¹ (6000)] Mineraldüngervarianten 1082 kg N·ha ⁻¹ ; 470 kg P·ha ⁻¹ ; 1035 kg S·ha ⁻¹ . 1568 kg N·ha ⁻¹ .	Bodenchemismus Baumwachstum
THOMANN, 1984 Frankreich	Lysimeter tanks Fassungsvermögen 6 m ³ ; gefüllt mit karbonatischem Bodenmaterial Untersuchte Pflanzen sind: <i>Cupressus</i> sp., <i>Robinia pseudacacia</i> und <i>Viburnum</i> sp. Versuchsdauer 5 Jahre.	150 t·ha ⁻¹ KSn 150 t·ha ⁻¹ gekalkter KSn 300 t·ha ⁻¹ gekalkter KSe 150 t·ha ⁻¹ KSe 150 t·ha ⁻¹ KSe; Pflanzung ein Jahr später 300 t·ha ⁻¹ KSe 300 t·ha ⁻¹ KSe; Pflanzung ein Jahr später 50 t·ha ⁻¹ KSn + 250 t·ha ⁻¹ MKK	Bodenhydrologie Baumwachstum Bodenchemismus
TREFZ-MALCHER und EVERS, 1984 Deutschland	Glashaus; Topfversuch (Mitscherlich Gefäße) Wildäusungspflanzen <i>Brassica oleracea</i> var. <i>neullosa</i> , <i>Brassica napus</i> var. <i>napus</i> , <i>Trifolium pratense</i> , <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Rubus idaeus</i> , <i>Lupinus polyphyllus</i> , <i>Epilobium angustifolium</i> .	Klärslammerte stammt aus einer Versuchsfläche im Wald; letzterer ein Jahr zuvor beschlammte. Kompost als Kontrolle	Bodenvegetation Wildökologie
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)			
GOUIN und WALKER, 1977a USA/Maryland	Buckingham State Forest Nursery Pflanzbeet; Evesboro Soil Series (s.L.) Wintersaat aus <i>Liriodendron tulipifera</i> (frisch, bereinigt) und <i>Cornus florida</i> (frisch, unbereinigt); eingearbeitet; Saat während dem Winter mit 1 cm Grobsand; Kiefernspäne (1:1) und 5 cm lockere Weizenstreuaufgabe abgedeckt; Händische Unkrautentfernung; bei Bedarf Bewässerung	KSK ⁷² 112.000 (1.008) 224.000 (2.016) 448.000 (4.032) in die obersten 20 cm Boden eingearbeitet Versuchsdauer 1,5a. Gesiebt und ungesiebt	Baumwachstum (Keimzahl, Wurzelentwicklung) Baumernährung Bodenchemismus

⁷² KSK mit dem Windrow-Verfahren hergestellt; KSe und Holzspäne im Vol.-Verhältnis 1:3:30 Tage lang bei 60 °C kompostiert; 30 Tage getrocknet. Gesiebten (Holzspäne max. 3 cm lang) KSK bzw. ungesiebten (Holzspäne > 3 - 15 cm lang) KSK verwendet. Die Gaben entsprechen einer Höhe von 2,5, 5 und 10 cm pro Hektar.

Autor / Jahr Staat	Experimentelle Untersuchungen ⁶⁹	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁷⁰ (N-Raten) ⁷¹	Untersuchung
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)			
GOUIN, 1977b USA/Maryland	Buckingham State Forest Nursery; Pflanzbeet; Evesboro Soil Series (s.L.) Wintersaat aus <i>Picea abies</i> und <i>Pinus strobus</i> weilers s. GOUIN und WALKER, 1977a	KSK s. GOUIN und WALKER, 1977a; jeweils 2,5a` 112.000 KSK, 1 t NPK.ha ⁻¹ +112 t Mulch.ha ⁻¹ beide oberflächlich, 1,5a` Versuchsdauer.	Baumwachstum (Keimzahl)
GOUIN et al., 1978 USA/Maryland	Buckingham State Forest Nursery; Pflanzbeet An obigen Versuch anschließend; <i>Acer rubrum</i> gesät; darüber 1,25 cm Rin- denmulch von <i>Pinus taeda</i> ; Händische Unkrautentfernung; bei Bedarf Bewässerung.	KSK s. oben; Versuchsdauer anschließend 2a`	Baumwachstum (Keimzahl) Bodenchemismus
INSAM, 1996 Österreich	<u>Laborversuch</u> Lysimeter (11 cm Ø); gefüllt mit 20-40 cm mächtigen Bodenprofilen. Saugker- zen 5 cm unter der Oberfläche horizontal eingeführt. Bodenprofile von den Standorten: <u>Liegeleite, Loissachtal</u> 910 m Seehöhe; Dolomit-Schuttfächer; schwach entwickelte Mull-Rendsina; Abieti-Fagetum; ca. 80 % des Bewuchses aus Gräser und Kräutern beste- hend Bis 1950 Streunutzung; bis 1970 Waidweide betrieben. <u>Törlle, Loissachtal</u> 1540 m Seehöhe; Plattenkalk (Tangelrenzina-Terra fusca); 200jähriger Fi- Altholzbestand, einzelne Tannen Vegetation aus Moosen und Sauerkliee bestehend.	KSK Rinden/KSK; Reifkompost aus 1/3 KS und 1/3 Fi- Rinde. Sägespäne/KSK; Reifkompost aus 1/3 KS und 2/3 Sägespäne. Rinden/KSK + Biosol; 9 Teile Rinden/KSK + 1 Teil Biosol. Aufwandmenge bei beiden KSK-Gaben auf 300 kg N.ha ⁻¹ bezogen. Weitere Produkte: Biofert, Biosol, Biovin, MuAB, Ni- trastrop, Organomehl A, Organomehl B, Vollkorn Rot, Vollkorn Spezial.	Bodenhydrologie
KORCAK et al., 1979 USA/Maryland	<u>Buckingham State Forest Nursery</u> Pflanzbeet; Typic Hapludult (s.L.) Nach KSK Gabe Aussaat von <i>Pennisetum americanum</i> als Sommersaat (als Reaktion gegen mögliches Unkraut); danach gemäht und eingearbeitet; Wintersaat aus <i>Quercus rubra</i> und <i>Juglans nigra</i> ; Saat während dem Winter mit 1 cm Sand : Kieferspäne (1:1) und 7,5 cm Weizenstreu abgedeckt; Händische Unkrautentfernung; bei Bedarf Bewässerung;	KSK Techn. Herstellung; s. GOUIN und WALKER, 1977a. 56.000 112.000 224.000 448.000 in die obersten 25 cm Boden eingearbeitet Mineraldüngervariante ⁷⁴ (Kalk+NPK)	Bodenchemismus Baumwachstum Baumernährung

⁷³ Osmocote NPK (18-6-12; bzw. 175,9 kg N, 26,4 kg P und 97,9 kg K); zusätzlich gemulcht mit 112 mt/ha Kiefersägespäne.

⁷⁴ Mineraldüngervariante bestehend aus 123 kg Kalk/Fläche (Texas Ten coarse limestone; 23,3 % MgCO₃) + 110 kg NPK/Fläche (10-10-10). Flächengröße 15,2 m², 6 m.

Autor / Jahr Staat	Experimentelle Untersuchungen ⁶⁹	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁷⁰ (N-Raten) ⁷¹	Untersuchung
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)			
KRAPPENBAUER et al., 1979 Österreich	<u>Gefäßversuch</u> Folgende Substrate wurden als Kontrollen verwendet 1. Silikatboden; sauer, Nährstoffarm 2. Karbonatboden; reich an Ca und Mg 2jährige Forstpflanzen <i>Picea abies</i> ; <i>Pinus nigra</i> var. <i>austriaca</i>	MKK ⁷⁵ 3. Silikatboden mit 20 Vol.-% MKK 4. Karbonatboden mit 20 Vol.-% MKK 5. Reiner MKK 6. Schrot aus Entastungsmaterial der Fichte mit 33 Vol.-% MKK Keine Mengenangaben vorhanden!	Baumwachstum Baumernährung
KRAPPENBAUER et al., 1981 Österreich	<u>Säulenversuch</u> Auswaschungsversuche Reiner MKK als Substrat. <u>Topfversuch</u> Reiner MKK als Substrat Untersuchte Baumarten: <i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	MKK k.A. Ein- bis viermal durchgewaschen MKK Ein-, zwei- und viermal durchgewaschen	Bodenhydrologie
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)			
McINTOSH et al., 1984 USA	<u>Topfversuch</u> <i>Pinus strobus</i> ; <i>Populus hybridus</i> (<i>P. deltoides</i> spp.; <i>P. angulata</i> X <i>P. trichocarpa</i>); als Vorstudie für Freilandversuch (s. oben).	KSK 150,0 t.ha ⁻¹ (1.850) 300,0 t.ha ⁻¹ (3.700)	Mortalität
GETROCKNETER KLÄRSCHLAMM (KST)			
KRANEBITTER und INSAM, 1996 Österreich	<u>Laborversuch</u> Lysimeter (11 cm Ø); gefüllt mit 20-40 cm mächtigen Bodenprofilen (Arlberggebiet, Stuben). Ein Drittel Humus; 2/3 Unterboden. Kontrolle (Böden ohne Zugabe von Düngemittel oder Komposten). Lysimeter wurden mit für 1600 m Seehöhe typischen Gräsern und Kleearten besamt. Die Berechnungsmenge entsprach den Niederschlagsverhältnissen vor Ort. Saugkerzen 5 cm unter der Bodenoberfläche horizontal eingeführt. Inkubation bei 15 °C. Dauer der Inkubation betrug 28 Wochen.	KST Unbehandelt bzw. mit 1 % Siltat und 1 % Huminsäure vermischt. 7,9 g pro Säule; entspricht 200 kg N.ha ⁻¹ . KSKf (frisch) KST mit frischen Grün- und Gartenabfällen im Verhältnis 1:6 vermischt; drei Wochen kompostiert. 28,1 g pro Säule; entspricht 200 kg N.ha ⁻¹ . KSKr (reif) wie KSKf; aber drei Monate kompostiert! 26,9 g pro Säule; entspricht 200 kg N.ha ⁻¹ .	Bodenhydrologie Baumernährung (N-Aufnahme in Sproß, Biomasse, Wurzeln)
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)			
COMERFORD und FISKELL, 1981 USA/Florida	<u>Gefäßversuch</u> (9 cm Ø, 28 cm H) Bodenmaterial des A und des E Horizontes. <i>Panicum</i> spp. als natürlicher Graswuchs	Ind.-KSn 23.582 (1.391) Oberflächlich; oder in 3-5 cm Tiefe 16,4 g N/Topf	Sickerwasser

⁷⁵ MKK stammte vom Kompostwerk Heidenheim (BRD). Eine Analysebericht des Werkes ließ einen hohen Na- und Cl-Gehalt erkennen. Da ein deutlich negativer Effekt daher von NaCl zu erwarten war, wurden den beiden Vergleichssubstraten nur 20 Vol.-% MKK beigemischt.

Autor / Jahr Staat	Experimentelle Untersuchungen ⁶⁹	KS-Typ/Ausbringung Mengen ⁷⁰ (N-Raten) ⁷¹	Untersuchung
VERSCHIEDENE KLÄRSCHLAMMSUBSTRATE			
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 USA/Washington	Seattle: Washington Park Aboretum Pflanzbeete; 38 cm tief Substrate Boden (2:1 Gemisch mit Torf); Boden mit flüssigem NPK-Dünger; (224, 168, 168 kg ha ⁻¹ a ⁻¹); KSe ⁶ ; 20 % TS; Boden : KSe Mischung (3:1); KSK ⁷ ; Untersuchte Baumarten: <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Picea sitchensis</i> , <i>Thuja plicata</i> , <i>Pinus ponderosa</i> , <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Abies grandis</i> , <i>Populus trichocarpa</i> , <i>Populus nigra var. italica</i> . Schattbaumarten wie <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Thuja plicata</i> wurden beschattet.	KSe N Gehalt 2,3 % KSK N Gehalt 0,71 % KSe Boden Mischung N Gehalt 0,29 % Boden N Gehalt 0,09 %	Mortalität Baumwachstum Baumernährung
INSAM, 1996 Österreich	Laborversuch Detaillierte Angaben s. oben	KS-Mineralmehl KSn; mit mineral. Trägermaterial (Ölschieferschlacke) vermischt.	Bodenhydrologie
BIOKOMPOST (BK)			
BAUHUS und MEIWES, 1991 Deutschland	Laborversuch Grünabfall (GA), Grünabfallkompost (GAK), Buchenstreu (Kontrolle) mit und ohne Kalk	BK GA: N-Gehalt von 9,2 mg.g ⁻¹ GAK: N-Gehalt von 7,0 mg.g ⁻¹ Kontrolle; N-Gehalt von 21,6 mg.g ⁻¹	Inkubation
MEIWES und BAUHUS, 1992 Deutschland	Laborversuch s. oben	BK s. oben	Inkubation
INSAM, 1996 Österreich	Laborversuch Detaillierte Angaben dazu s. oben	BK Reifkompost aus Bioabfall der Gemeinde Schwaz	Bodenhydrologie
KRANEBITTER und INSAM, 1996 Österreich	Laborversuch Genaue Details dazu s. oben!	BK (Bioabfall aus „grüne Tonne“) 13,8 g pro Säule; entspricht 200 kg N.ha ⁻¹	Bodenhydrologie

⁷⁶ Entwässerter Klärschlamm (KSe); primär; 20 % TS; ausgefault; danach 6 Monate offen gelagert und getrocknet.

⁷⁷ Klärschlammkompost; Gemisch aus Sägespäne und KS im Vol.-Verhältnis 4:1; 6 Monate kompostiert.

5 AUSWIRKUNGEN AUF DIE WALDBESTÄNDE

5.1 Auswirkungen auf das Bestandeswachstum

5.1.1 Aufforstungen und Jungbestände

5.1.1.1 Abwasser (AW)

COOLEY (1979) untersuchte nach fünfjähriger Verregnung die Auswirkungen unterschiedlich hoher Abwasserraten auf die Mortalität und den Zuwachs von *Fraxinus pennsylvanica* var. *lanceolata*, *Liriodendron tulipifera*, *Larix leptolepis*, *Larix decidua*, *Thuja occidentalis*, *Quercus borealis* sowie der Pappelhybride *Populus canescens* x *P. grandidentata* und *Populus deltoides* x *P. nigra* auf einem „Typic Hapludalf“. Die Versuchsflächen mußten mit den Herbiziden Paraquat und Casoron behandelt bzw. gemäht werden, um ein störungsfreies Aufkommen der bewässerten Baumarten garantieren zu können.

In Bezug auf die Mortalität der unbehandelten, aber auch der behandelten Baumarten waren große Unterschiede zu verzeichnen. Auf allen Flächen war jedoch die zum Teil deutlich höhere Mortalität der unbehandelten Baumarten erkennbar, wobei *Larix decidua* mit 79 % und *Liriodendron tulipifera* mit 76 % die höchsten Pflanzenausfälle zu verzeichnen hatten. Nur *Fraxinus pennsylvanica* var. *lanceolata* war mit 12 % Mortalität wesentlich geringer betroffen. Unbehandelte Stecklinge von *Populus deltoides* x *P. nigra* waren nach fünf Jahren zu 59 % ausgefallen, jene, die nach der ersten Vegetationsperiode als Ersatz für *Larix decidua* gepflanzt worden waren, zeigten eine äußerst geringe Mortalität von nur zwei Prozent.

Die Abwasserverregnung bewirkte nur bei den Baumarten *Populus deltoides* x *P. nigra* und *Liriodendron tulipifera* eine signifikant ($p < 0,1$) verringerte Mortalität, wobei die beiden Abwasserraten voneinander nicht signifikant verschieden waren. Die Mortalität der stärker bewässerten Baumarten *Larix leptolepis* und *Thuja occidentalis* war deutlich, wenngleich nicht signifikant, höher als die der schwächer behandelten.

Die erhöhten Pflanzenausfälle waren nicht immer nur auf reduzierte Bodenfeuchte auf Grund fehlender Niederschläge zurückzuführen. Die Mortalität der Baumarten *Populus canescens* x *P. grandidentata*, *Thuja occidentalis*, *Larix leptolepis* hatte nur indirekt ihre Ursache in der Bewässerung. Nicht bewässerte *Populus canescens* x *P. grandidentata* Stecklinge wurden vor allem während der ersten Vegetationsperiode von Krebs vernichtet. Dagegen bewirkte die Verregnung bei den bewässerten *Larix leptolepis* in den ersten drei Vegetationsperioden eine starke Vergrasung, die einen starken Befall mit Larven von *Phyllophaga* sp. ermöglichten. Die Mortalität der bewässerten *Thuja occidentalis* wurde ab dem vierten Jahr durch das Ringeln der stark entwickelten Mauspopulation verursacht, nachdem ein weiterer Herbizideinsatz zwecks Unterdrückung des starken Graswuchses als nicht mehr notwendig erachtet worden war.

Die Abwasserraten bewirkten nach fünfjähriger Verregnung nur bei den Baumarten *Populus deltoides* x *P. nigra*, *Fraxinus pennsylvanica* und *Thuja occidentalis* im Vergleich zu den Kontrollen eine signifikante ($p < 0,1$) Förderung der Baumhöhen um 64 %, 46 % und 67 %, wobei die erzielten Gesamthöhen der beiden Abwassergaben voneinander nicht signifikant unterschiedlich waren. Die bewässerten Stecklinge von *Populus deltoides* x *P. nigra*, die nach dem ersten Jahr als Ersatz für *Larix decidua* zusätzlich gepflanzt wurden, wurden im Unterschied zu den anderen, ein Jahr früher gepflanzten Stecklingen deutlich stärker gefördert, sodaß die durchschnittliche Baumhöhe im Vergleich zur Kontrolle um 169 % gesteigert wurde. Die Höhen der übrigen Baumarten waren mit steigender Abwassergabe deutlich, wenngleich nicht signifikant, erhöht.

Während nach dreijähriger Versuchsdauer die Mortalität der bewässerten *Populus canescens* x *P. tremuloides* bei maximal 28 % und ihre durchschnittliche Höhe bei 120 cm lag, waren auf den unbehandelten Flächen 11 % der Pflanzen ausgefallen, wobei deren durchschnittliche Höhe bei 61 cm lag (COOLEY, 1979). Die Ausfallsrate der bewässerten und wurzelnackten Stecklinge von *Populus deltoides* x *P. nigra* war dagegen nach der ersten Vegetationsperiode mit 79 % deutlich größer. Die zweite Pflanzung, die die erste ersetzen sollte, erreichte am Ende der Vegetationszeit eine 100%ige Mortalität.

Die Mortalität war vor allem eine Ursache des verstärkten Graswuchses, der trotz des dreibis viermaligen Herbizideinsatzes um die einzelnen Stecklinge herum die Pappeln verstärkt beschattete sowie das Aufkommen einer großen Mauspopulation und von schädlichen Blattfressern förderte. Trotz des deutlich besseren Aufkommens der bewurzelten Pappeln lag die Mortalität nach drei Jahren ebenfalls bei knapp 100 %, da die durch den enormen Graswuchs stark geförderte Mauspopulation die Pappeln verstärkt schälte. Die dazugehörigen unbehandelten Flächen zeigten dagegen einen nur sehr spärlichen Graswuchs, in der Folge eine nur sehr kleine Mauspopulation, sodaß die Mortalität auf diesen Flächen bei nur 50 % lag.

Die Behandlung von *Picea glauca*, *Abies balsamea*, *Pseudotsuga menziesii* und *Pinus sylvestris* mit Abwasser führte nach dreijähriger Verregnung zu unterschiedlich hohen Pflanzenausfällen, wobei die nicht bewässerten Kiefern österreichischer Herkunft mit nur neun Prozent im Vergleich zu allen anderen Baumarten die geringsten Ausfälle aufzuweisen hatten (COOLEY, 1979). Die behandelten Kiefern türkischer Herkunft waren zu 85 %, die Kiefern mit französischer und schottischer Herkunft zu 29 bzw. 21 % ausgefallen. Die Pflanzenausfälle der unbewässerten Herkünfte waren im Unterschied zur österreichischen Herkunft sogar noch wesentlich höher.

Die Mortalität der bewässerten *Picea glauca* und *Pseudotsuga menziesii* war mit drei bzw. 19 % ebenfalls sehr gering bzw. lag sogar deutlich unter den Kontrollen mit 29 und 31 %. 52 % von *Abies balsamea* waren hingegen auf den bewässerten und sogar 88 % auf den unbehandelten Flächen ausgefallen.

Nach drei Jahren waren alle bewässerten Kiefern außer die österreichische Herkunft um durchschnittlich 33 % größer als die unbehandelten Kiefern. Die bewässerte österreichische Herkunft, die um nur 18 % größer war als die unbehandelte, war größer als die anderen Kiefern. *Picea glauca* und *Pseudotsuga menziesii* bzw. *Abies balsamea* waren auf den behandelten Flächen um 59 % bzw. 40 % deutlich größer als die der Kontrollen, wobei *Picea glauca* mit 68,5 cm deutlich größer war als die beiden anderen Baumarten mit 30 bis 33 cm.

SOMMER und FAßBENDER (1975) konnten in einem mit städtischem Abwasser verrieselten Kiefernbestand über Rohhumus - Eisenhumuspodsol auf Sand anfänglich nach einmaliger Berrieselung grüne, also gesunde Kiefernadeln feststellen, wobei es aber in der Folge in den mittelalten Beständen zu Nadelverlusten bzw. sogar zum Absterben einzelner Bäume kam. Da diese Auswirkungen in jungen Kieferbeständen nicht beobachtet werden konnten, wurde vermutet, daß sich letztere auf die plötzlich einsetzende Wasser- und Nährstoffzufuhr von Stickstoff, Phosphor oder Calcium, aber auch die Schadstoffzufuhr wie Chlor oder diverser Schwermetalle leichter anpassen konnten.

5.1.1.2 Naßschlamm (KSn)

Die Ausbringung von 300 m³ KSn.ha⁻¹ unmittelbar vor der Aufforstung mit 2jähriger *Pinus sylvestris* bewirkte nach zwei Jahren eine signifikant niedrigere Durchschnittshöhe verglichen mit der mit 60 m³ KSe.ha⁻¹ beschlammten Fläche (REITER et al., 1994). In den folgen-

den vier Jahren waren keine signifikanten Unterschiede zwischen diesen beiden Behandlungen mehr zu erkennen. Die durchschnittlichen Höhen der beschlammten Flächen waren aber immer signifikant höher als die der Kontrollen, obwohl letztere vor Versuchsbeginn durch größeren Höhen gekennzeichnet waren.

McKee et al. (1986) untersuchten vier Jahre nach der Ausbringung von 5,6 und 11,1 t KSn.ha⁻¹ in einer ein-, fünf und achtjährigen *Pinus taeda* Aufforstung auf verschiedenen „Paleudults“ die Auswirkungen auf das Wachstum derselben. Nur bei der einjährigen Kultur wurde der Klärschlamm in den Boden eingearbeitet. Ferner wurden Teilflächen derselben mit Herbiziden, mit Insektiziden sowie mit anorganischem Stickstoffdünger, die der dreijährigen Kultur nur mit Herbizid behandelt. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Vier Jahre nach der Beschlammung einer einjährigen *Pinus taeda* Aufforstung konnte bei allen Behandlungen eine durchschnittliche Mortalität von 40 % festgestellt werden. Folglich konnte kein KSn-Einfluß erkannt werden. Nur die mit dem Herbizid Velpar behandelte Fläche zeigte eine höhere Mortalität, mußte nachgebessert werden und blieb in der Folge unberücksichtigt.

Die kleine KSn-Gabe ließ eine signifikante Steigerung der Baumhöhe und des BHD erkennen, wobei das Insektizid Furadan, ohne Klärschlammgabe, ebenfalls eine signifikante Erhöhung bewirkte und von der schwächeren Behandlung nicht verschieden war. Beide waren zudem von der in den Waldboden eingearbeiteten Ind.-KSn Gabe von 49,9 t.ha⁻¹ nicht signifikant verschieden, wenngleich der BHD der Ind.-KSe Gabe mit 5,11 cm deutlich im Vergleich zur kleineren Gabe mit 4,71 cm und der Furadan Behandlung mit 4,64 cm erhöht war. Dagegen bewirkten die beiden in den Waldboden eingearbeiteten KSn Gaben kein gesteigertes Durchmesserwachstum.

Alle anderen Varianten, auch die stärkere KSn-Gabe, bewirkten keine signifikant erhöhten Höhen und Brusthöhendurchmesser im Vergleich zur Kontrolle. Diese waren aber auch statistisch nicht von den beiden zuvor genannten Varianten, schwache KSn-Gabe und Furadan-Behandlung, zu unterscheiden. Sowohl in Bezug auf die Grundfläche als auch auf das Stammvolumen konnten bei allen Varianten keine statistischen Unterschiede festgestellt werden.

Vier Jahre nach der Beschlammung der dreijährigen *Pinus taeda* Aufforstung, die zum Zeitpunkt der Behandlung von einem starken Triebwicklerbefall und einer hohen Laubholzdichte gekennzeichnet war, konnten keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Zuwachsparemeter festgestellt werden. Tendentiell konnten jedoch auf den schwächer beschlammten Flächen geringere BHDs, Grundflächen und Stammvolumina im Vergleich zur Kontrolle und der stärkeren Behandlung beobachtet werden.

Die zusätzliche Behandlung mit Herbiziden war nur kurzfristig wirksam. Schon nach zwei Jahren konnten auf den beschlammten Flächen bis zu zwei Meter hohe Unkräuter beobachtet werden.

Die Beschlammung einer achtjährigen *Pinus taeda* Aufforstung auf „Arenic (Plinthic) Paleudult“ ließ nach vier Jahren keine signifikanten Auswirkungen auf die Baumhöhen erkennen, verursachte aber im Vergleich zur Kontrolle eine signifikante Erhöhung der Brusthöhendurchmesser. Noch deutlicher war der Klärschlammefluß beim Zuwachs desselben erkennbar. Die größere Variante hatte im Vergleich zur kleineren einen signifikant größeren Zuwachs erzielt.

Die Grundfläche der stärker beschlammten Fläche war mit 17,31 m².ha⁻¹ im Vergleich zur Kontrolle mit 13,68 m².ha⁻¹ signifikant erhöht, der Zuwachs war bei beiden Varianten signifikant höher als bei der Kontrolle. Trotz der wesentlich höheren Stammvolumina und Volumenzuwächse auf den beschlammten Flächen konnten keine statistisch absicherbaren Unter-

schiede im Vergleich zu den Kontrollen festgestellt werden. Der Zuwachs lag auf der schwächer behandelten um 22 % und auf der stärker behandelten Fläche um 33,7 % über der Kontrolle.

HART et al. (1986) konnte nach einem Jahr hochsignifikante ($p < 0,01$) Unterschiede bezüglich der Mortalität, die auf den mit $9,9 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Flächen und den Kontrollen aufgetreten war, feststellen. Die durchschnittliche Mortalität von *Populus grandidentata*, *Populus tremuloides* usw. lag auf den behandelten Flächen bei 27 %, auf den Kontrollflächen hingegen bei nur vier Prozent. Eine weitere statistische Überprüfung, bei der jene Flächen, wo die Mortalität von *Populus grandidentata* durch Sonnenbrand ungewöhnlich hoch war, unberücksichtigt blieben, zeigte ebenfalls eine signifikant höhere Mortalität der beschlammten (mit 15 %) im Vergleich zu den unbehandelten Flächen mit nur 2 %. Die durch Sonnenbrand hervorgerufene Mortalität war ausschließlich auf jene Teile der Untersuchungsflächen begrenzt, wo die Ost-West verlaufenden Wege zwecks Klärschlammausbringung zu einer Freistellung geführt hatten.

Zwei bis drei Jahre nach der Klärschlammausbringung wurden die beiden Pappelarten auf den behandelten Flächen wesentlich stärker durch *Cervus elaphus* und *Odocoileus virginianus* verbissen, wobei *Populus grandidentata* im Vergleich zu *Populus tremuloides* bevorzugt wurde. So wurden auf den Kontrollflächen nur 27 % von *Populus grandidentata* verbissen, während auf den beschlammten Flächen sowie den dazugehörigen Wegen 47 % verbissen wurden. Ferner konnte festgestellt werden, daß die Mortalität von *Populus grandidentata* als Folge eines Schadens durch *Cervus elaphus* doppelt so hoch war wie die von *Populus tremuloide*. Die Mortalität beider Baumarten lag weit über der Kontrolle mit zwei Prozent. Zusätzlich war ein erhöhter Schaden an jungen Bäumen durch *Cervus elaphus* zu erkennen, da dieser die jungen Bäumchen knickte, um an das durch die Beschlammung mit Nährstoffen besser angereicherte Laub zu gelangen.

Die Ergebnisse zeigten auch, daß Verletzungen, die durch den Verbiß von Schalenwild hervorgerufen wurden, die Prädisposition für pathogene Pilze erhöhten. Eine zwei Jahre nach der KS Ausbringung durchgeführte Kontrolle an *Populus grandidentata* ergab einen Befall an allen 132 toten Stämmen durch den als primären Erreger geltenden *Cytospora chrysosperma* sowie an der Hälfte der toten Stämme durch *Armillaria mellea*. Bei letzterem konnte aber kein statistischer Unterschied als Folge der KS Gabe festgestellt werden. Demnach kann die Klärschlammausbringung in Gebieten mit höherem Wilddruck zu Folgeschäden an der Vegetation führen.

Vier Jahre nach der Beschlammung von zehnjährigen *Populus grandidentata* und *Populus tremuloides* konnte eine deutliche Steigerung der Durchmesser in Stammfußhöhe um 23 %, der Grundflächen um 48 % und der Biomasse um 57 % im Vergleich zu den Kontrollflächen festgestellt werden (HART et al., 1988). Die durch die KS Gabe verstärkte Zufuhr mit verfügbaren Nährstoffen förderte das Wachstum in den ersten vier Jahren und schien sich in der fünften Vegetationsperiode fortzusetzen.

5.1.1.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Eine Untersuchung von REITER et al. (1995) in einer 2jährigen *Pinus sylvestris* Kultur, wo ein halbes Jahr vor der Pflanzung $60 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ ausgebracht und in den Oberboden eingearbeitet worden war, ergab zwei Jahre nach der Ausbringung eine signifikant höhere Durchschnittshöhe der mit Preßschlamm (KSe) behandelten Flächen im Vergleich zu der mit Naßschlamm (KSn) behandelten Fläche und der Kontrolle. In den folgenden vier Jahren

konnten keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Behandlungen festgestellt werden, die Durchschnittshöhen waren aber immer signifikant höher als die der Kontrollen.

THOMANN (1984) untersuchte drei Jahre nach der Ausbringung von 150 und 300 t.ha⁻¹ KSe die Auswirkungen hinsichtlich der Mortalität sowie dem Wachstum mediterraner Laub- und Nadelhölzer auf einem äußerst seichtgründigen, skelettreichen Chromic Luvisol über Kalk, wobei unmittelbar nach der Ausbringung abgestorbene Pflanzen nachgebessert wurden. Deutlich erkennbar war die mit der KS Gabe steigende Mortalität, die von 4,7 % auf 16,7 % bzw. 23 % zunahm. *Alnus cordata* zeigte auf den beschlammten Flächen enorme Schwierigkeiten beim Anwuchs und wurde daher nicht länger berücksichtigt.

In den beiden ersten Jahren bewirkte die Beschlämmung deutlich erhöhte Wachstumsraten im Vergleich zur Kontrolle, wobei die kleine Gabe größere Zugewinne erzielte. So lagen die Wachstumsraten im ersten Jahr um durchschnittlich 26,2 bzw. 16 % über der Kontrolle (100 %). Während im dritten Jahr nur mehr die Wachstumsrate der kleineren KSe Gabe über der Kontrolle lag, lag die durchschnittliche Wachstumsrate der Kontrollen im vierten Jahr um 7,4 % bzw. 15,8 % deutlich über den beiden Behandlungen. Die Wachstumsraten waren ferner bei gleicher Ausbringungsmenge auf den mit KSe behandelten Flächen im Vergleich zu den mit gekalktem Klärschlamm behandelten Flächen (s. unten) größer.

Die jährlichen Wachstumsraten zeigten bei allen behandelten Baumarten im Vergleich zu den Kontrollen eine abnehmende Tendenz. Im Unterschied zu den anderen getesteten Baumarten reagierten *Gleditschia triacanthos* und *Robinia pseudacacia* mit 128,8 % bzw. 145,5 % im Vergleich zu den Kontrollen mit 100 % nach der Klärschlammausbringung am stärksten. *Gleditschia triacanthos* und *Pinus halepensis* konnten ihre Zuwachsraten im zweiten Jahr noch steigern.

Quercus ilex und *Eleaagnus augustifolia* reagierten kaum auf den Klärschlamm und unterschieden sich in ihren Wachstumsraten kaum von den Kontrollen. Bei *Ostrya carpinifolia* reagierten die unbehandelten Pflanzen ab dem zweiten Jahr deutlich stärker. So machte die mittlere Wachstumsrate der beschlammten Pflanzen im vierten Jahr nur 61,3 % der Kontrollen aus.

Hinsichtlich der Erträge, die sich aus der Formel „Wachstums- mal Überlebensrate durch 100“ ergaben, zeigte sich, daß bei fast allen Baumarten die 150 t.ha⁻¹ Rate an KSe die besten Ergebnisse erzielte. Einzig bei *Pinus halepensis* erzielte die größere Rate die höheren Erträge.

JOHNSON et al. (1987) untersuchten nach eineinhalb Jahren die Auswirkungen von 11,2, 22,4 und 44,8 t KSe.ha⁻¹ auf die Mortalität, das Durchmesser- und Biomassenwachstum von *Populus hybridus*, die auf einem durchlässigen, nährstoffarmen, periodisch grundwasserbeeinflussten Standort gepflanzt worden waren. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die KSe-Gaben bewirkten bei dem Klon #510 im Vergleich zur Kontrolle mit abnehmender KSe-Rate eine signifikant verminderte Mortalität. Die KSe-Raten bewirkten dagegen bei Klon #308 eine signifikant größere Mortalität. Bei diesem Klon war die Mortalität auf der mittel beschlammten Fläche signifikant größer als bei den beiden anderen beschlammten Flächen. Bei dem Klon #206 bewirkten die beiden schwächeren KSe-Gaben eine signifikant geringere Mortalität. Die Mortalität war zudem auf der schwächer beschlammten Fläche signifikant kleiner als bei der mittel beschlammten Fläche. Der Pflanzenausfall von Klon #611 nahm mit abnehmender KSe-Rate signifikant ab. Die Mortalität war auf der schwächer beschlammten Fläche signifikant kleiner als auf der Kontrolle, auf der stark behandelten Fläche aber signifikant größer als auf der Kontrolle.

Die KSe-Raten ließen bei den Klonen #206, #308 und #510 keine signifikant erhöhten Durchmesser nach eineinhalb Jahren im Vergleich zu den Kontrollen erkennen. Tendentiell waren die Durchmesser auf den KSe-Flächen erhöht. Die kleine und starke KSe-Gabe ließen bei dem Klon #611 signifikant erhöhte Durchmesser im Vergleich zur Kontrolle und der mit 22,4 t KSe.ha⁻¹ behandelten Fläche erkennen.

Bei den Biomassen war der fördernde Einfluß des entwässerten Klärschlammes noch besser erkennbar. Vor allem bei dem Klon #206 war die Biomasse mit durchschnittlich 111 t.ha⁻¹ auf den KSe-Flächen deutlich höher als auf der Kontrolle mit nur 67,4 t.ha⁻¹. Die Biomasse von dem Klon #308 war ebenfalls auf allen KSe-Flächen deutlich höher. Dagegen bewirkten nur die kleine und große KSe-Gabe bei den Klonen #510 und #611 eine deutlich höhere Biomasse als die mittlere KSe-Rate.

Im Mittel aller Klone war die Biomasse auf der schwach und stark behandelten Fläche signifikant höher als auf der Kontrolle. Die schwach behandelte KSe-Fläche ließ ferner eine tendentiell größere Biomasse als die stark behandelte Fläche erkennen. Beide Flächen hatten eine deutlich höhere Biomasse als die mittel behandelte KSe-Fläche. Ebenfalls untersuchte NPK-Flächen, die mit jeweils einer N-Fracht entsprechend einer der KSe-Gaben gedüngt worden waren, hatten im allgemeinen nach eineinhalb Jahren eine tendentiell geringere Biomasse als die unbehandelte Fläche.

WEETMAN et al. (1993) konnten am Ende der ersten Vegetationsperiode nach der Ausbringung von Klärschlamm bzw. mineralischem Stickstoff- und Phosphordünger in achtjährigen *Tsuga heterophylla*, *Thuja plicata* und *Abies amabilis* Aufforstungen auf Moder-Podsol bei allen Baumarten ein signifikant ($p < 0,05$) erhöhtes Wachstum feststellen, wobei zwischen den mit Klärschlamm und Dünger behandelten Flächen keine Unterschiede bestanden. Das Wachstum des Terminaltriebes der behandelten *Tsuga heterophylla* war dreimal, das von *Thuja plicata* doppelt so stark wie das der unbehandelten. Die Klärschlammgaben bewirkten bei *Abies amabilis* eine Wachstumssteigerung um 50 %.

BLEDSE und ZASOSKI (1981) untersuchten nach einer Vegetationsperiode die Mortalität und das Wachstum von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* Stecklingen bzw. nach drei Jahren von *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, *Pinus ponderosa*, *Tsuga heterophylla* und *Abies grandis* Keimlingen. Die Baumarten wurden mit reinem KSe, einer KSe-Boden-Mischung behandelt. Die Ergebnisse der mit KSK behandelten Pflanzen werden vor allem im Kap. 5.1.1.4 dargestellt.

Die Mortalität der fremdländischen Pappelart *Populus nigra* var. *italica* war im Vergleich zu *Populus trichocarpa* auf allen Substraten um durchschnittlich 20 % geringer. Die reine KSe-Variante bewirkte auf Grund des feuchten und schlecht mit Sauerstoff versorgten Milieus bei beiden Pappelarten eine deutlich höhere Mortalität, bei *Populus nigra* von 33 % und bei *Populus trichocarpa* eine von 53 %. Die KSe-Boden-Mischung, die auf Grund des erhöhten Bodenanteils eine bessere Versorgung mit Sauerstoff erzielte, bewirkte bei *Populus nigra* einen Pflanzenausfall von acht Prozent und bei *Populus trichocarpa* von 21 %.

Bei den Nadelhölzern bewirkte die reine KSe-Gabe ebenfalls auf Grund der schlechteren bodenphysikalischen Verhältnisse im Vergleich zur KSe-Boden-Mischung und der Kontrolle starke Pflanzenausfälle. Die KSe-Gabe bewirkte bei *Pseudotsuga menziesii* eine Mortalität von acht Prozent, bei *Tsuga heterophylla* von 13 % und bei *Thuja plicata* von 77 %. Die Ursache für den hohen Pflanzenausfall bei letzterer dürfte die wurzelnackte Pflanzung sein, während die anderen Arten in Containern gepflanzt worden waren.

Populus trichocarpa produzierte auf allen Varianten deutlich mehr oberirdische Biomasse als *Populus nigra* var. *italica*. Die mit reinem KSe und der KSe-Boden-Mischung behandelten

Pappeln produzierten deutlich mehr Biomasse als die Kontrolle. Die mit KSe produzierte oberirdische Biomasse von *Populus trichocarpa* war um das dreifache größer als die, die nach erfolgter Behandlung mit KSK erzielt worden war. Außerdem war die Biomasse von *Populus trichocarpa*, die mit KSe behandelt worden war, um fast das fünffache größer als die der unbehandelten Pappeln.

Die Durchmesser von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* wurden durch das KSe-Substrat am stärksten gefördert. Die Durchmesser ersterer, die mit der KSe-Boden-Mischung behandelt worden waren, waren deutlich größer als die Durchmesser der mit KSK behandelten und unbehandelten Pappeln. Dagegen waren die Durchmesser von *Populus nigra*, die mit reinem KSe behandelt worden waren, nur leicht im Vergleich zur KSe-Boden-Mischung erhöht.

Die im reinen KSe und der KSe-Boden-Mischung gewachsenen Nadelhölzer reagierten in den ersten beiden Jahren mit einem deutlich verstärkten Durchmesserwachstum. Das Durchmesserwachstum war bei der mit KSe behandelten *Picea sitchensis* nach dem zweiten Jahr um das dreifache signifikant stärker als bei der Kontrolle. Die KSe-Boden-Mischung erzielte einen um das zweieinhalbfache signifikant größeren Durchmesser als die Kontrolle und war von der reinen KSe-Variante statistisch nicht zu unterscheiden. Beide erzielten außerdem einen signifikant größeren Durchmesser als die mit Kompost behandelten Fichten. Die KSe-Boden-Mischung erzielte bei den anderen Nadelhölzern die stärksten Durchmesser und hatte bei allen Hölzern signifikant stärkere Durchmesser.

Picea sitchensis, *Pseudotsuga menziesii* sowie *Tsuga heterophylla* reagierten auf dem KSe Substrat und dem KSe-Boden Substrat mit einem deutlich gesteigerten Höhenwachstum. Das Höhenwachstum war bei den mit der KSe-Boden Mischung behandelten Baumarten stets, teilweise signifikant ($p < 0,05$), höher als bei den mit reinem KSe behandelten Baumarten.

5.1.1.4 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK)

RODE und FAßBENDER (1983) untersuchten die Auswirkungen auf das Anwuchsverhalten und die Höhenentwicklung frisch aufgeforsteter zweijähriger Forstpflanzen nach der Ausbringung von $100 \text{ m}^3 \text{ MKK} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $300 \text{ m}^3 \text{ MKK} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf einer tiefgründigen, schwach sauren Braunerde.

Vier Jahre nach der Ausbringung konnten bei der starken Behandlung die größten Ausfallsprozente festgestellt werden, während die schwache Behandlung und die Kontrolle kaum Unterschiede erkennen ließen. Auf der stark behandelten Fläche waren ca. 70 % von *Pseudotsuga menziesii*, 23,4 % von *Fagus sylvatica* und 19 % von *Pinus* ausgefallen. Auf der schwach behandelten Fläche und den Kontrollen waren 60 % von *Pseudotsuga menziesii*, 18 % von *Fagus sylvatica* und ca. 10 % von *Pinus* ausgefallen.

Mit 8 % lag die Mortalität von *Picea abies* auf der schwach behandelten Fläche deutlich unter der Kontrolle mit ca. 13 % sowie der stärkeren Behandlung mit 15 %. Mehr als 50 % der Pflanzen waren bei *Quercus* und *Pseudotsuga menziesii* im ersten Jahr auf allen Flächen ausgefallen. Nach RODE und FAßBENDER (1983) hingen die Ausfälle im Jahr der Ausbringung und Pflanzung signifikant von der Baumart ab, während sie in den Folgejahren signifikant von der Variante beeinflusst wurden.

Die Ausbringung von 100 und $300 \text{ m}^3 \text{ MKK} \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkte bei allen Baumarten nach drei Jahren signifikant ($p < 0,05$) gesteigerte Höhen im Vergleich zu den Kontrollen. Die große MKK Gabe erreichte nur bei der *Fagus sylvatica* signifikant größere Höhen als die kleine MKK Gabe. *Quercus* erreichte von allen behandelten Baumarten die größten Höhen. *Fagus sylvatica* zeigte eine ähnliche, aber nicht so starke Reaktion. Bei *Pseudotsuga menziesii* wurden die größten Höhen auf der schwach behandelten Fläche erreicht. *Picea abies*, die auf den

behandelten Flächen trotz des Fräsens zwischen den Pflanzenreihen unter dem kräftigen Graswuchs zu leiden hatte, reagierte anfangs nur mit einem schwachen Höhenwachstum auf die Ausbringungen.

JOKELA et al. (1990) untersuchten 16 Jahre nach der Ausbringung und Einarbeitung von 112, 224 und 448 t MKK.ha⁻¹ die Auswirkungen auf das Wachstum eines *Pinus elliottii* Bestandes auf „Haplaquod“, der nach der Beschlämmung im Abstand 2x3 m aufgeforstet worden war und vier Jahre vor Versuchsende durch eine Erstdurchforstung ein Drittel der Stammzahl verloren hatte. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Zu Versuchsende war die gesamte Holzmasse inklusive der im Zuge der Durchforstung ausgeschiedenen Biomasse der behandelten Flächen signifikant größer als die der Kontrollen, wobei zwischen den MKK-Gaben trotz des Biomassenanstieges mit steigender Rate kein statistisch absicherbarer Unterschied zu erkennen war. Die größte MKK-Gabe bewirkte eine 1,7fache Zunahme der gesamten Holzmasse im Vergleich zur Kontrolle. BHD und Baumhöhe der beschlämmten Flächen waren ebenfalls signifikant größer als die der Kontrollen.

Unter Berücksichtigung der kumulativen Auswirkungen auf Grund der MKK-Ausbringung konnte festgestellt werden, daß die größte MKK-Gabe in den ersten neun Jahren den steilsten Anstieg aufwies und sich von den anderen Wachstumskurven signifikant unterschied. Die Wirkungsdauer zwischen den Behandlungen war verschieden. Ferner war der Grundflächenzuwachs auf der am stärksten behandelten Fläche neun Jahre lang signifikant größer als der der Kontrolle. Die Wirkungsdauer der mittleren und der kleineren Variante hielt acht bzw. fünf Jahre an. Alle Flächen ließen nach der Durchforstung eine Zunahme der Grundfläche erkennen, wobei nur die größte MKK-Gabe im ersten Jahr nach der Durchforstung eine signifikant größere Grundfläche als die anderen Behandlungen erzielte.

Der Vergleich bezüglich der Holzbiomasse der Kontrollfläche mit angrenzenden Beständen bei gleichem Alter und Bestockung ergab zudem eine um fast die Hälfte höhere Biomasse auf der Kontrollfläche. Folglich konnte ein Düngungseffekt durch Streuverlagerung und/oder Wurzel ausdehnung von den behandelten Flächen her nicht ausgeschlossen werden. Deshalb dürfte die Auswirkung der Behandlungen auf die Produktion der Biomasse sogar noch größer gewesen sein.

SCHWARZ (1977) untersuchte die Auswirkungen verschiedener MKK-Gaben mit anschließender Einarbeitung auf die Mortalität und das Wachstum von Kulturen bestehend aus *Pinus*, *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra*. Da der MKK noch vor Erreichen des pflanzen-, samen- und wurzelverträglichen Reifestadiums verwendet worden war, dürften in diesem Material noch biologische Abbauprozesse abgelaufen sein, die zu erhöhten Bodentemperaturen und verstärktem Sauerstoffverbrauch geführt haben. Außerdem dürfte der hohe Salzgehalt des MKK für die Mortalität mitverantwortlich sein.

Die Versuche in den Kiefernkulturen, die mit 100, 200 und 400 m³ MKK.ha⁻¹ behandelt worden waren, zeigten nach fünf Jahren eine deutlich höhere Mortalität im Vergleich zur Kontrolle. Der starke Befall mit *Armillaria mellea* war die Hauptursache für die Mortalität von *Pinus*, die durch den MKK in ihrer Resistenz geschwächt waren. Die Ausbringung von MKK bewirkte in einer einjährigen Kultur aus *Pinus* eine um das siebenfache höhere Mortalität als bei der fünf bis sechs Wochen nach der Ausbringung und Einfräsung gepflanzten *Pinus*-Kultur. Während letztere nur eine Mortalität von 5-18 % verursachte, betrug die Mortalität bei den ein Jahr nach der Pflanzung behandelten Kiefern > 40 % bis fast 60 %. Außerdem wurde die Wuchsleistung der behandelten *Pinus*-Kulturen nur geringfügig verbessert.

Bei der *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra* Kultur, die unmittelbar nach Einfräsen des MKK in den Boden angelegt worden war, waren gegen Ende der ersten Vegetationsperiode enorme Ausfälle zu verzeichnen.

Die Variante, bei der MKK direkt ins Pflanzloch beigegeben worden war, und die größte MKK-Gabe bewirkten bei *Pseudotsuga menziesii* eine 100 %ige Mortalität. Die größte MKK-Gabe verursachte bei *Quercus rubra* einen Ausfall von ca. 2/3 der Pflanzen. Während die mittlere MKK-Gabe bei *Pseudotsuga menziesii* eine Mortalität von > 50 % im Vergleich zur Kontrolle mit knapp mehr als 20 % bewirkte, betrug die Mortalität von *Quercus rubra* bei diesen beiden Varianten ca. 45 %.

Während nach einer Vegetationsperiode die mit 100 m³ MKK.ha⁻¹ behandelten *Pseudotsuga menziesii* um fast 20 % sowie die stark behandelten *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra* um 25–30 % in ihrer Wuchsleistung hinter der Kontrolle zurückblieben, zeigten die mit 100 m³ MKK.ha⁻¹ behandelten *Quercus rubra* eine Wuchssteigerung um 17 %.

Auf Grund der enormen Ausfälle beider Baumarten auf den behandelten Flächen wurden dieselben Pflanzen ein Jahr nach der Erstanlage noch einmal aufgeforstet, wobei in den Folgejahren wiederum erhöhte Pflanzenausfälle zu verzeichnen waren, die die Spitzenwerte des ersten Versuches aber nicht mehr erreichten.

Während nach der ersten Vegetationsperiode kaum Unterschiede zwischen den beiden MKK-Gaben bezüglich der Mortalität von *Pseudotsuga menziesii* festzustellen waren, erhöhte sie sich auf der stärker beschlammten Fläche nach einem weiteren Jahr von knapp 40 % auf über 50 %. Die Mortalität der Kontrollen lag nach zwei bzw. drei Jahren bei rund 20 %. Bei *Quercus rubra* waren nach zwei Jahren bei der Kontrolle und der schwächeren MKK-Gabe weniger als 10 % der Pflanzen ausgefallen. Die stärkere MKK-Gabe bewirkte jedoch im zweiten Jahr einen Anstieg der Mortalität von knapp 10 % auf ca. 50 % und im dritten Jahr auf ca. 60 %.

Wie zuvor wurde auch bei diesem Versuch eine verminderte Wuchsleistung auf den beschlammten Flächen beobachtet. Außer bei der stärker behandelten *Quercus rubra* Fläche, die durch eine geringfügig verbesserte Wuchsleistung im Vergleich zur Kontrolle gekennzeichnet war, blieb die mittlere Höhe des Jahrestriebes bei allen anderen behandelten Flächen um zwei bis 26 % hinter der Wuchsleistung der Kontrollen zurück.

BLEDSE (1981) untersuchte nach einer Vegetationsperiode die Auswirkungen von KSK auf die Mortalität und das Wachstum von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* Stecklingen bzw. ein bis zwei Jahren von *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, *Pinus ponderosa*, *Tsuga heterophylla* und *Abies grandis* Keimlingen. Die Ergebnisse mit KSe und einer KSe-Boden Mischung wurden in Kap. 5.1.1.3 behandelt.

Die Mortalität von *Populus trichocarpa* lag bei 33 % und von *Populus nigra* bei 13 % und damit im Bereich der KSe-Boden-Mischung. *Populus trichocarpa* produzierte auf allen Varianten deutlich mehr oberirdische Biomasse als *Populus nigra* var. *italica*. Die auf dem KSK-Substrat produzierte oberirdische Biomasse von *Populus trichocarpa* betrug nur ein Drittel der auf dem KSe Substrat produzierten Biomasse. Die auf dem KSK gewachsenen Keimlinge waren vermutlich infolge des weiten C/N Verhältnisses und der geringen N Mineralisierung gelblich.

Die durch die KSK-Gabe erzielten Durchmesser beider Pappelarten unterschieden sich nur geringfügig von den unbehandelten Pappeln, waren aber deutlich geringer als die, die durch die beiden KSe-Varianten erzielt worden waren. Die mit KSK behandelten Pappeln produzierten deutlich weniger Biomasse als die beiden KSe-Mischungen, lagen aber tendentiell über der Kontrolle.

Nach drei Jahren waren bei den mit KSK behandelten Nadelhölzern keine Pflanzenausfälle zu beobachten. Nur bei der reinen KSe Variante waren Pflanzenausfälle in der Höhe von 13 % bei *Pseudotsuga menziesii* und von 77 % bei *Thuja plicata* zu beobachten. Letztere war die einzige wurzelnackt verwendete Baumart, während die anderen als Containerpflanzen für die Versuche verwendet wurden.

Die Nadelhölzer reagierten in den ersten beiden Jahren nach erfolgter Behandlung mit KSK deutlich schwächer als nach der Behandlung mit KSe. Die Durchmesser waren nach zwei Jahren nur tendentiell höher als die der unbehandelten Nadelhölzer. Der Höhenzuwachs der mit KSK behandelten Nadelhölzer lag allgemein betrachtet, außer bei *Pinus ponderosa*, deutlich unter den anderen Behandlungen (s. oben). Das Höhenwachstum der mit KSK behandelten Hölzer unterschied sich bei *Picea sitchensis*, *Pseudotsuga menziesii* und *Thuja plicata* kaum von den Kontrollen, war aber bei *Tsuga heterophylla* und *Pinus ponderosa* zumindestens tendentiell im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Die auf dem reinen KSe Substrat erzielten Höhenzuwächse von *Picea sitchensis* und *Pseudotsuga menziesii* waren signifikant ($p < 0,05$) höher als bei der reinen KSK Behandlung.

McINTOSH et al. (1984) untersuchten in einem Topfversuch, der als Vorstudie für einen Freilandversuch angelegt wurde, mit KSK behandelte Jungpflanzen auf Mortalität bzw. im Freiland auf Wachstum sowie Blatt- bzw. Nadelgehalte (s. Kap. 5.2.1.3). Die im Topfversuch verwendeten KSK Raten, $150 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $300 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, waren die gleichen, wie die, die im Freilandversuch in den „Typic Hapludult“ vor Pflanzung der untersuchten Keimlinge und Stecklinge eingearbeitet worden waren.

Fünf Monate nach Beginn des Topfversuches war eine deutlich erhöhte Mortalität von *Pinus strobus* sowie *Populus deltoides* und *Populus angulata* X *P. trichocarpa* als Folge der KSK Beigabe festzustellen. Bei *Pinus strobus* starben mit steigender KSK Rate 20 % bzw. 31 % der behandelten Pflanzen, bei den Hybridpappeln 11 % bzw. 15 % der behandelten Stecklinge. Die Kontrollen zeigten eine Mortalität von nur vier bzw. zwei Prozent. Die Kiefern hatten gegen Ende des Topfversuches eine mittlere Höhe von 25 cm und die Hybridpappeln von 60 cm erreicht.

Drei Jahre nach dem Aussetzen der zuvor im Topf behandelten Pflanzen lag die Mortalität von *Pinus strobus* bei den beiden größeren Raten bei 15 % bzw. sieben Prozent und die der Hybridpappeln bei nur neun bzw. zwei Prozent.

Die im Freiland mit KSK behandelten Kiefern ließen nach drei Jahren im Vergleich zu den Kontrollen keine signifikanten Höhenunterschiede erkennen. Tendentiell jedoch war die mittlere Baumhöhe der schwach beschlammten ähnlich den unbehandelten Kiefern, während die durchschnittliche Höhe der stärker behandelten Kiefern, vor allem im dritten Jahr, deutlich geringer war als die der unbehandelten Pflanzen. U.a. dürfte der durch die Beschlämmung verursachte pH-Anstieg auf 7,0 im Oberboden zu der verminderten Wachstumsleistung beigetragen haben.

Dagegen bewirkten die Behandlungen eine enorme Wachstumssteigerung bei den Hybridpappeln. Gegen Ende der ersten bis Ende der dritten Vegetationsperiode waren die behandelten Hybridpappeln signifikant größer als die auf den Kontrollen. Die mittlere Baumhöhe war auf der stärker behandelten Fläche nur geringfügig höher als auf der schwächer behandelten Fläche.

Zudem war auf den beschlammten Flächen eine verlängerte Wachstumsphase zu erkennen. Die mit KSK behandelten Hybridpappeln wuchsen auf Grund des enormen Stickstoffangebotes und des vermutlich größeren Wasserangebotes bis Oktober, während die unbehandelten schon Ende Juli / Anfang August das Wachstum einstellten. Die Wachstumsraten der beiden letzten Jahre waren auf den beschlammten Flächen zwei- bis dreimal so groß wie auf den

Kontrollen. Die Pappeln hatten auf den behandelten Flächen eine Höhe von knapp 500 cm, die der unbehandelten von knapp mehr als 200 cm erreicht.

Die Ausbringung und Einarbeitung von unterschiedlichen KSK-Gaben (s. Tab. 37) in einem Pflanzbeet bewirkte sowohl bei *Cornus florida* als auch bei *Liriodendron tulipifera*, die nach der KSK-Gabe gesät und maschinell eingearbeitet wurden, nach eineinhalb Jahren deutlich größere Keimzahlen und Sproßlängen (GOUIN und WALKER, 1977a). Bezüglich der Verwendung des KSK wurde zwischen gesiebttem KSK, der maximal drei Zentimeter lange Holzspäne enthielt, und ungesiebttem KSK, der maximal 15 cm lange Holzspäne enthielt, unterschieden. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die kleine und große ungesiebte KSK-Gabe erzielten die gleichen Keimzahlen an *Liriodendron tulipifera* wie die beiden kleineren gesiebtten KSK Gaben und die Kontrolle. Die mittlere ungesiebte Variante erreichte signifikant mehr und die größte gesiebte Variante signifikant weniger Keimlinge.

Die Kontrolle und die beiden kleinen KSK-Gaben produzierten deutlich mehr *Cornus florida* Keimlinge wie die beiden größeren ungesiebtten KSK-Gaben bzw. signifikant mehr Keimlinge als die größte gesiebte KSK-Gabe.

Die *Cornus florida* Keimlinge waren auf den Kontrollen durch Sproßlängen bis maximal 60 cm mit einem Schwerpunkt in der Klasse 20-40 cm gekennzeichnet. Die beiden kleineren gesiebtten KSK-Gaben bewirkten eine deutliche Schwerpunktverlagerung in den Bereich 50-70 cm, wobei maximale Sproßlängen von 80 cm gemessen wurden. Die größte KSK-Gabe, die durch deutlich niedrigere Keimzahlen gekennzeichnet war (s. oben), bewirkte Sproßlängen vor allem im Bereich von 60-70 cm.

Die von den gesiebtten KSK-Gaben produzierte mittlere Sproßlänge war bei *Cornus florida* signifikant größer als die der ungesiebtten KSK-Gaben. Beide, die gesiebtten und ungesiebtten KSK-Gaben, ließen keine statistisch absicherbaren Unterschiede erkennen. Tendentiell jedoch hatten die Keimlinge der gesiebtten KSK-Varianten dunklere Blätter und behielten diese im Spätherbst nach mehreren Frösten deutlich länger als die der ungesiebtten KSK-Varianten. Die Keimlinge der Kontrollen waren zu diesem Zeitpunkt schon entlaubt.

Bei *Liriodendron tulipifera* wurden auf den Kontrollen maximale Sproßlängen von 30 cm mit einem Schwerpunkt zwischen 0-10 cm erreicht. Die kleinste KSK-Gabe bewirkte eine Schwerpunktsverlagerung in den Bereich von 10-60 cm und die beiden größeren KSK-Gaben in den Bereich von 20-70 cm. Bei allen drei KSK-Gaben wurden maximale Sproßlängen von 80 cm erreicht.

Die mittleren Sproßlängen der *Liriodendron tulipifera* Keimlinge der beiden größeren gesiebtten KSK-Behandlungen waren mit 43,6 bzw. 45,7 cm signifikant größer als bei der kleinen gesiebtten KSK-Gabe mit 33 cm. Diese hatte eine signifikant größere Sproßlänge als die große und kleine ungesiebte KSK-Gabe mit 27,1 bzw. 26,1 cm. Die mittlere ungesiebte KSK-Gabe sowie die Kontrolle erreichten eine signifikant kleinere Sproßlänge als alle anderen Behandlungen. Eine wesentliche Ursache dafür war vor allem, daß die Keimlinge der gesiebtten KSK-Behandlungen deutlich schwächer unter der winterlichen Wipfeldürre litten als alle anderen Behandlungen.

Die Wurzelentwicklung wurde bei beiden Baumarten deutlich von der ausgebrachten Menge an gesiebttem KSK beeinflusst. Die *Liriodendron tulipifera* Keimlinge der beiden kleineren Varianten sowie die schwach und nicht behandelten *Cornus florida* Keimlinge produzierten deutlich mehr Feinwurzeln als die anderen Behandlungen.

Zwei Jahre nach der Aussaat von *Acer rubrum* in Saatbeeten, die eineinhalb Jahre zuvor mit unterschiedlich mächtigen KSK-Gaben behandelt und schon für einen Laubholzversuch

(s. GOUIN und WALKER, 1977a) verwendet worden waren, konnten auf den beiden schwächer behandelten Beeten deutlich mehr gekeimte Samen mit längeren Sprossen als auf der stark behandelten und der unbehandelten Fläche festgestellt werden (GOUIN et al., 1978).

GOUIN (1977b) untersuchte zweieinhalb Jahre nach der Einarbeitung von gesiebten und ungesiebten, unterschiedlich hohen KSK Mengen (s. Tab. 37) in Pflanzbeete, wo *Picea abies* und *Pinus strobus* Samen nach der KSK Gabe eingebracht wurden, die Auswirkungen auf Keimzahlen und Sproßlängen von *Picea abies* und *Pinus strobus*. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die mit NPK-Dünger und Kiefernmulch oberflächlich behandelten Beete, die um ein Jahr kürzer als die mit eingearbeitetem KSK behandelten Beete untersucht wurden, produzierten signifikant mehr *Picea abies* Keimlinge als die beiden stärksten KSK-Varianten. Zwischen den KSK-Behandlungen waren keine statistischen Unterschiede erkennbar. Tendentiell konnten deutlich höhere Keimzahlen auf den schwächer behandelten Flächen als auf den stark behandelten Flächen festgestellt werden.

Bei *Pinus strobus* bewirkte die eingearbeitete, ungesiebte 112 t.ha^{-1} KSK-Gabe signifikant mehr Keimlinge als die NPK-Kiefernmulch-Variante, die oberflächlich ausgebrachte 112 t.ha^{-1} KSK-Gabe und die stärkste gesiebte KSK-Gabe (448 t.ha^{-1}). Die beiden schwächeren gesiebten KSK-Gaben produzierten um fast 300 Keimlinge mehr als die starke gesiebte Behandlung. Die ungesiebten KSK-Varianten bewirkten ähnliche Trends wie die gesiebten Varianten.

Generell ließen die mit gesiebttem KSK behandelten *Picea abies* Keimlinge nach zweieinhalb Jahren eine deutlich größere mittlere Sproßlänge als die mit ungesiebttem KSK behandelten erkennen.

Die mit gesiebttem KSK behandelten *Picea abies* Keimlinge waren aber auch deutlich kleiner als die nur eineinhalb Jahre lang mit NPK-Rindenmulch bzw. oberflächlich ausgebrachten KSK behandelten Keimlinge. Diese beiden zuletzt genannten Gaben bewirkten aber eine signifikant größere mittlere Sproßlänge als die kleine gesiebte KSK Gabe. Letztere wiederum produzierte signifikant größere Keimlinge als die große und kleine, aber ungesiebte KSK Variante.

Die eingearbeiteten, gesiebten und ungesiebten KSK-Gaben, die NPK-Rindenmulch-Gabe und die oberflächlich ausgebrachte KSK-Gabe ließen keine unterschiedlichen Effekte auf die mittlere Sproßlänge der *Pinus strobus* Keimlinge erkennen.

5.1.1.5 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

HENRY (1991) konnte nach der Ausbringung unterschiedlicher Papierschlämme (s. Tab. 35) in einer einjährigen *Populus deltoides* x *P. trichocarpa* Kultur auf einem sandigen und einem tonigen Boden beobachten, daß der gesamte Höhen- und Durchmesserzuwachs nach drei Jahren bei allen Behandlungen im Vergleich zu den Kontrollen signifikant erhöht war. Zwischen den beiden Bodentypen konnten nur geringe Unterschiede festgestellt werden, wobei das durchschnittliche Wachstum der ersten beiden Jahre auf dem sandigen Boden, das mittlere Wachstum des dritten Jahres dagegen auf dem tonigen Boden größer war.

Generell bewirkten die Mischungen aus Primär- und Sekundärschlamm (s. Tab. 35) ein stärkeres Höhen- und Durchmesserwachstum auf dem tonigen Standort. Die 1:2-Mischung bewirkte mit 400 cm auf dem tonigen Boden ein statistisch schnelleres Höhenwachstum verglichen mit den knapp 300 cm des Sandbodens. Dagegen erzielte der Sekundärschlamm mit fast 40 mm ein signifikant größeres Durchmesserwachstum auf dem Sandboden im Vergleich zu den 33 mm des Tonbodens.

Der Primärschlamm, der durch ein enorm weites C/N Verhältnis von 150 und dadurch durch eine Immobilisierung von Stickstoff gekennzeichnet war, zeigte auf beiden Böden nach drei Jahren einen deutlich besseren Höhen- und Durchmesserzuwachs, blieb aber deutlich hinter den Mischungen aus Primär- und Sekundärschlamm sowie dem reinen Sekundärschlamm zurück. HENRY (1991) führte die positive Wirkung des Primärschlammes auf einen Mulchefeekt, der das Aufkommen einer Bodenvegetation bei gleichzeitig erhöhter Wasserkapazität im Oberboden verhinderte, zurück.

McKEE et al. (1986) untersuchten vier Jahre nach der Ausbringung von $49,9 \text{ t Ind.-KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einer ein- und dreijährigen *Pinus taeda* Aufforstung auf „Paleodults“ die Auswirkungen auf das Wachstum derselben. Die oberflächliche Ausbringung des industriellen Klärschlammes bewirkte bei allen Parametern keine statistischen Unterschiede. Der in den Mineralboden eingearbeitete Klärschlamm bewirkte auf nahezu allen Flächen einen signifikant größeren Durchmesser, außer der reinen Furadan Behandlung und der kleinen und großen KSn Gabe. Der BHD, der durch die Ind.-KSe-Gabe erzielt wurde, war mit $5,11 \text{ cm}$ deutlich im Vergleich zu jenem der kleineren Gabe mit $4,71 \text{ cm}$ und der Furadan-Behandlung mit $4,64 \text{ cm}$ erhöht.

Bei der dreijährigen Aufforstung waren bei allen untersuchten Parametern keine statistischen Unterschiede infolge der Beschlämmung festzustellen, wenngleich das Stammvolumen der beschlämmten Fläche mit $3,36 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ um 10% gegenüber der Kontrolle und um 24% gegenüber den mit KSn behandelten Flächen höher war.

HARRINGTON und DeBELL (1984) untersuchten das Wachstum und den Ertrag von *Alnus rubra* bzw. *Populus trichocarpa*, die nach erfolgter Ausbringung von industriellem Papierschlamm mit / ohne Bewässerung viermal nach jeweils zweijährigen Zyklen im Stockausschlag beerntet wurden. Der Ind.-KSn, der ein C/N Verhältnis von 200 hatte, wurde vor der Ausbringung mit NPK-Dünger auf ein C/N Verhältnis von 100 gebracht.

Die 60 cm langen *Populus trichocarpa* Stecklinge, die 40 cm tief in den Boden gepflanzt wurden, waren im ersten Jahr auf den beschlämmten Flächen durch eine besonders hohe Mortalität gekennzeichnet, sodaß ein Jahr nach Beginn alle, auch die überlebenden Stecklinge durch neue ersetzt wurden. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$.

Beide Baumarten wiesen in den ersten beiden Jahren keine oder kaum Pflanzenausfälle auf. Die Mortalität stieg aber nach der ersten Ernte stark an, wobei diese bei *Alnus rubra* wesentlich stärker als bei *Populus trichocarpa* ausgeprägt war. Während auf den beschlämmten Flächen von *Populus trichocarpa* nach acht Jahren zwischen 26% und 35% der Pflanzen ausgefallen waren, lag die Mortalität von *Alnus rubra* bei 71% bis 78% .

Die mittlere Höhe, die sich auf den jeweils größten Stockausschlag pro Pflanze bezieht, war zwischen den Arten verschieden und wurde anfangs deutlich von den Ind.-KSn-Gaben bzw. der Bewässerung beeinflusst. Die Ausschläge von *Populus trichocarpa* waren außer auf den unbeschlämmten und unbewässerten Kontrollen bei allen vier Ernten signifikant größer als die von *Alnus rubra*. Die bewässerten und beschlämmten Pflanzen waren nur bei der ersten Ernte zwei Jahre nach Beginn signifikant größer. Die Höhen beider Baumarten waren bei der vierten Ernte deutlich niedriger als bei der dritten bzw. waren bei der vierten Ernte überhaupt am niedrigsten.

Die Höhen der beschlämmten Pappeln waren bei der ersten Ernte signifikant erhöht. Die Höhen der kleineren Gabe lagen bei der zweiten und dritten Ernte noch deutlich über denen der Kontrollen, während sich die Höhen der stärker behandelten nur noch geringfügig von den unbehandelten unterschieden bzw. bei der vierten Ernte sogar deutlich geringer waren.

Bei *Alnus rubra* waren die Höhen auf den beschlammten Flächen signifikant niedriger als auf den Kontrollen oder blieben zumindestens unbeeinflusst, wobei die der stärker beschlammten Flächen zumeist die niedrigeren Höhen erkennen ließen. Die beschlammten und bewässerten Erlen zeigten ähnliche Ergebnisse, wobei die Höhen der stärker behandelten Erlen sich nur geringfügig von den schwächer behandelten unterschieden. Die Höhen von *Alnus rubra* waren bei der dritten Ernte am größten, während die der Pappeln variierte.

Da die Durchmesser und Höhen bei beiden Baumarten korreliert waren, zeigte sich bei den Durchmessern ein ähnliches Bild. Bei den beiden ersten Ernten waren die mittleren Durchmesser von *Populus trichocarpa* signifikant größer als die von *Alnus rubra*, bei der dritten und vierten Ernte lagen sie bei beiden Baumarten nur geringfügig auseinander. Der kombinierte Einfluß von Klärschlamm und Bewässerung ergab nur bei der ersten Ernte signifikant größere Zuwachswerte.

Bei *Populus trichocarpa* waren die mittleren Durchmesser infolge des industriellen Klärschlammes bei der ersten Ernte signifikant im Vergleich zu den unbehandelten erhöht und lagen infolge abnehmender Durchmesser bei den folgenden Ernten nur noch unwesentlich über den Kontrollen. Die der beschlammten und bewässerten Pappeln zeigten bei der vierten Ernte sogar leicht engere Durchmesser.

Die mittleren Durchmesser der unbehandelten Erlen zeigten während der gesamten Versuchsdauer nur geringfügige Unterschiede, während die der beschlammten Erlen teilweise leicht erhöht bzw. verringert waren.

Die durchschnittliche Anzahl der Ausschläge mit einem Durchmesser > 1 cm unterschied sich nach zwei Jahren bei beiden Baumarten kaum, wobei die bewässerten im Vergleich zu den unbewässerten Flächen eine signifikant größere Anzahl an Ausschlägen hatte. Die Pappelstöcke wiesen nach acht Jahren mit durchschnittlich 7,1 Ausschlägen signifikant mehr als *Alnus rubra* mit 4,8 auf. *Populus trichocarpa* bildete seine neuen Austriebe immer in neuem Holz an der Basis der zuvor geernteten Ausschläge, sodaß die Stöcke immer höher wurden, während *Alnus rubra* die Ausschläge immer am Wurzelhals anlegte.

Die Erträge von *Populus trichocarpa* waren signifikant größer als die von *Alnus rubra*, wobei die Klärschlammgaben mit / ohne Bewässerung die Erträge von *Populus trichocarpa* in den ersten beiden Jahren signifikant erhöhten. Die Bewässerung wirkte nur bei der ersten Ernte signifikant positiv. Bei den folgenden drei Ernten lagen die Erträge der behandelten Flächen größtenteils deutlich unter den Erträgen der unbehandelten Flächen. Die Erträge der am stärksten behandelten Pappeln waren bei der ersten Ernte am größten und nahmen in der Folge ab. Die Erträge der schwächer behandelten und der unbehandelten Pappeln waren dagegen bei der zweiten Ernte am größten.

Bei *Alnus rubra* wurden die Erträge der beschlammten Flächen bei allen Ernten signifikant im Vergleich zu den Kontrollen verringert, wobei die Bewässerung der beschlammten Flächen geringere Erträge erzielte. Die stärker beschlammten, aber unbewässerten Pappeln waren durch deutlich geringere Erträge als die ebenfalls unbewässerten, aber schwächer beschlammten Pappeln gekennzeichnet. Die Erträge der unbehandelten Erlenflächen waren erst nach acht Jahren deutlich reduziert.

5.1.1.6 Gekalkte Klärschlämme

THOMANN (1984) untersuchte drei Jahre nach der Ausbringung von 150 und 300 t.ha⁻¹ gekalktem KSn die Auswirkungen hinsichtlich dem Anwuchsverhalten und dem Wachstum mediterraner Laub- und Nadelhölzer auf äußerst seichtgründigem, skelettreichen „Chromic Luvisol“ über Kalk, wobei die im Pflanzjahr abgestorbenen Pflanzen neu ausgebracht wurden.

Deutlich erkennbar war die größere Mortalität aller Baumarten auf den behandelten Flächen von 12,7 % bzw. 22 % im Vergleich zu den unbehandelten Baumarten mit 4,7 %. Vor allem

bei *Alnus cordata* und *Ostrya carpinifolia* dürfte der schlechte Anwuchs auf toxische Effekte des gekalkten Klärschlammes zurückzuführen sein, wenn die Pflanzung unmittelbar nach der Klärschlammgabe erfolgt. So wurde auch eine Behinderung der Stickstoffaufnahme als mögliche Ursache in Erwägung gezogen.

In den beiden ersten Jahren waren die durchschnittlichen Wachstumsraten der behandelten Baumarten um 10 % höher als die der unbehandelten Baumarten. In den beiden folgenden Jahren lagen letztere um 2,4 % bis 12,2 % über der kleinen Rate bzw. um 10,9 % bis 19,4 % über der großen Rate.

Alle Baumarten außer *Gleditschia triacanthos* und *Pinus halepensis*, die ihren Zuwachs im zweiten Jahr noch steigern konnten, zeigten auf den beschlammten Flächen beginnend mit dem ersten Jahr abnehmende Wachstumsraten. *Quercus ilex* und *Eleaegnus augustifolia* reagierten kaum auf den Klärschlamm, *Ostrya carpinifolia* zeigte ab dem zweiten Jahr auf den Kontrollen deutlich größere Wachstumsraten als auf den behandelten Flächen.

5.1.1.7 Müllkompost (MK)

Die Ausbringung von Müllkompost in einer Kiefernauaufforstung auf einem trockenen Sandboden bewirkte einerseits erhebliche Pflanzenausfälle, andererseits eine Förderung des Wachstums der behandelten Kiefern (COURTOIS, 1979).

Die Mortalität, die im überwiegenden Fall durch Pilzbefall mit *Amillaria mellea* hervorgerufen wurde, war auf den behandelten Flächen deutlich größer als auf den Kontrollen, wobei die Mortalität mit steigender Ausbringungsmenge zunahm. Nach zwei Jahren lag die Mortalität der behandelten Flächen um durchschnittlich 20 %, nach vier Jahren um 37 % über den Kontrollen. COURTOIS (1980) konnte einen Pflanzenausfall von > 50 % als Folge der Ausbringung von Müllkompost feststellen. Der Pflanzenausfall war geringer, wenn der Müllkompost vor der Pflanzung ausgebracht wurde. Das Nachbessern der ausgefallenen Kiefern mit *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* blieb erfolglos.

Zehn Jahre nach der Behandlung mit Müllkompost waren die Höhen und BHDs der behandelten Kiefern deutlich größer als die der unbehandelten Pflanzen.

Die Ausbringung von MK in Form einer $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Frischkompostgabe sowie einer $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ und $800 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Reifkompostgabe in einer Aufforstung mit vierjährigen *Pinus sylvestris* auf einem trockenen Sandboden bewirkte keine Mortalität als Folge der Behandlung, da die möglichen pilzlichen Schaderreger wie *Amillaria mellea* infolge Stockrodung und Vollumbruch der Versuchsflächen vor der Ausbringung vernichtet wurden (COURTOIS, 1979).

Zehn Jahre nach der Ausbringung konnten signifikant größere BHDs und Jahreszuwächse bei den behandelten im Vergleich zu den unbehandelten Pflanzen festgestellt werden. Bezüglich der BHDs waren zwischen den Behandlungen signifikante Unterschiede erkennbar. Die mittleren BHDs der MK-Flächen waren mit abnehmender MK-Rate um acht, 13 und 17 % höher als die Kontrollen.

Bei den Baumhöhen konnten keine statistisch absicherbaren Unterschiede zwischen den MK-Flächen und den Kontrollen festgestellt werden. Die Frischkompostgabe bewirkte bei der mittleren Baumhöhe die größte Steigerung mit 12 %. Die beiden $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Raten erzielten von Anfang an signifikant größere Jahreshöhenzuwächse als die Kontrollen bzw. in den ersten beiden Jahren als die $800 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ MK-Gabe. Letztere reagierte erst ab dem dritten Jahr mit verstärktem Wachstum und hatte ab diesem Zeitpunkt einen signifikant höheren Zuwachs als die Kontrollen.

KERN (1984) konnte zwei Jahre nach der Ausbringung von 400 und 800 m³.ha⁻¹ MK, der als Reifkompost im Wald ausgebracht wurde, in einer zum Zeitpunkt der Ausbringung siebenjährigen Kiefern-Buchen-Kultur auf Braunerdepodsol die ersten Anzeichen für eine positive Wachstumsreaktion der Kiefern feststellen. Der Höhenzuwachs nahm in den folgenden drei Jahren auf den schwächer behandelten Flächen um 23 % gegenüber den Kontrollen zu. Die 800 m³.ha⁻¹ Variante unterschied sich von der kleineren Behandlung nur noch geringfügig.

Während die beiden Behandlungen in den ersten zwei Jahren nach der Ausbringung nur schwache Wachstumssteigerungen der Buchen erkennen ließen, zeigten diese nach weiteren drei Jahren im Vergleich zu den Kontrollflächen ein um 63 % bzw. 119 % stärkeres Wachstum.

Der Durchmesserzuwachs war auf den behandelten Flächen nach fünf Jahren um 26 % und 29% höher als auf den Kontrollflächen. Bei beiden Baumarten konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Mortalität zwischen den behandelten und den unbehandelten Flächen festgestellt werden.

BENGTSON und CORNETTE (1973) untersuchten auf einem stark durchlässigen Sandboden die Auswirkungen von 4,4 und 44 t MK.ha⁻¹, die oberflächlich ausgebracht worden waren, auf den Zuwachs einer dreijährigen *Pinus elliotii* Kultur. Als vergleichende Varianten (s. Tab. 36) wurden die beiden MK-Gaben auch in den Mineralboden eingearbeitet oder mit mineralischem Stickstoffdünger versehen.

Die Einarbeitung mit MK bewirkte nach einem Jahr signifikant ($p < 0,05$) erhöhte Zuwächse um 5-25 %. Da die positiven Auswirkungen der Bodenbearbeitung auch auf den Kontrollen zu erkennen waren, dürfte die Bearbeitung die starke Konkurrenz durch die Bodenvegetation minimiert haben, die auf diesen Flächen im Unterschied zu den anderen erst verzögert einsetzte. Die zusätzlichen Stickstoffgaben beeinflussten das Wachstum von *Pinus elliotii* kaum.

Der größte Zuwachs war nach der ersten Vegetationsperiode auf der schwächer behandelten und bearbeiteten Fläche mit durchschnittlich 58 cm zu erkennen. Die Zuwächse waren auf den bearbeiteten Kontrollen sowie den bearbeiteten, stärker beschlammten und auch mit Stickstoff gedüngten Flächen mit 53 cm etwas geringer, waren aber immer noch mit durchschnittlich 45 cm deutlich größer als die der anderen Varianten.

Nach der zweiten Vegetationsperiode zeigten nur noch die Kiefern der bearbeiteten und schwächer behandelten MK-Fläche mit 58 cm einen deutlich größeren Zuwachs, während die anderen Varianten Zuwächse von 43-49 cm erkennen ließen.

Ein Jahr nach der Aufforstung mit *Pinus nigra* bzw. drei Jahre nach der Ausbringung von MK waren alle Flächen von überaus hohen Pflanzenausfällen betroffen, wobei die beiden MK Gaben im Vergleich zu den Kontrollen mit 62,5 % eine hochsignifikant größere Mortalität bewirkten (MOLL und SCHWARZ, 1983). Die von der kleinen Gabe mit 75 % verursachte Mortalität war signifikant niedriger als die der großen Gabe mit 81,5 %. Ein erheblicher Teil der Mortalität wurde von Kaninchenverbiß verursacht.

5.1.2 Altbestände

5.1.2.1 Abwasser (AW)

SOMMER und FAßBENDER (1975) konnten in einem mit städtischem Abwasser verrieselten *Pinus* Bestand über Rohhumus-Eisenhumuspodsol auf Sand anfänglich nach einmaliger Berrieselung grünliche, gesunde Kiefernadeln feststellen. Weitere, mehrmalige Berriesel-

lung führte in der Folge in mittelalten Beständen zu Nadelverlusten bzw. sogar zum Absterben einzelner Bäume.

Da diese Auswirkungen in jungen Kieferbeständen nicht beobachtet werden konnten, wurde vermutet, daß sich letztere auf die plötzlich einsetzende Wasser- und Nährstoffzufuhr z.B. von Stickstoff, Phosphor oder Calcium, aber auch auf die Zufuhr von Chlor oder diversen Schwermetallen leichter anpassen konnten.

Die fünfjährige Verregnung bzw. Bewässerung mit Abwasser in einem 20jährigen *Pinus resinosa* Bestand auf einem „Typic Hapludalf“ bewirkte keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf das Wachstum der letzten zehn Internodien der behandelten und unbehandelten Bäume (COOLEY, 1979). Der Durchmesser in Brusthöhe sowie der des zehnten Quirls, der im Bereich des unteren Endes der lebenden Krone war, wurden auf Grund der Verregnung ebenfalls nicht beeinflußt.

5.1.2.2 Naßschlamm (KSn)

ASCHMANN et al. (1990) konnten drei Monate nach der Ausbringung von Naßschlamm in einem Laubmischwald aus *Acer rubrum*, *Ulmus rubra* und *Cornus florida* auf „Typic Hapludult“ keine Auswirkungen auf den Zuwachs der Bäume feststellen. Auch ein Jahr danach konnten bei *Cornus florida* keine statistischen Unterschiede infolge der Beschlammung festgestellt werden. Auch *Ulmus rubra* zeigte keine Veränderungen in Bezug auf den Zuwachs. Dagegen war bei *Acer rubrum* ein signifikanter, quadratischer Einfluß ($p < 0,1$) der Beschlammung zu erkennen.

Nach NGUYEN et al. (1986) bewirkte die Ausbringung von $8,0 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 70jährigen Laubholz-mischbestand aus *Quercus rubra*, *Quercus alba* und *Acer rubrum* auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“ keine Mortalität.

Während die Baumarten *Quercus rubra* und *Quercus alba* nach drei Jahren einen signifikant größeren Durchmesserzuwachs in Brusthöhe erkennen ließen, war bei *Acer rubra* nur ein ansteigender Trend festzustellen. Der Durchmesserzuwachs lag bei *Quercus alba* um 61 % und bei *Quercus rubra* um 39% über der Kontrolle. Auch der Zuwachs aller drei Baumarten zusammen zeigte im Mittel eine signifikante Zunahme um 63 % gegenüber den Kontrollen an.

Ähnliche Auswirkungen wurden auf den Grundflächenzuwachs festgestellt. Alle drei Baumarten, *Quercus rubra*, *Quercus alba* und *Acer rubrum*, ließen einen ansteigenden Trend erkennen. Nur der mittlere Grundflächenzuwachs aller drei Baumarten war signifikant größer als der der Kontrollfläche. Dieser stieg um $2,03 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. um 44 % im Vergleich zur Kontrolle an.

REITER et al. (1995) untersuchten die Auswirkungen unterschiedlicher Klärschlammgaben (s. Tab. 35) auf das Bestandeswachstum eines 60jährigen *Picea abies* Bestandes auf Parabraunerde in Starnberg und eines 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestandes auf Semipodsol in Geisenfeld.

In Starnberg konnten unabhängig von den Behandlungen deutliche Unterschiede beim Grundflächen- und Volumszuwachs zwischen den Untersuchungsflächen festgestellt werden. Nach sechs Jahren ließ die $353 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ Fläche einen um 126 % höheren Volumszuwachs und die Kontrollfläche einen um 98 % höheren Volumszuwachs als die $169 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ Fläche erkennen. Langfristig, also nach 18 Jahren ließ die mit $172 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammte Fläche sogar den größten Volumszuwachs erkennen. In Geisenfeld konnten wie

wie in Starnberg langfristig, nach zwölf Jahren, keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Höhenentwicklung festgestellt werden. In Geisenfeld zeigten die Kontrollen sowohl nach sechs als auch nach zwölf Jahren tendentiell deutlich geringere Volumszuwächse als die behandelten Flächen.

Der zeitliche Vergleich der Entwicklung der Durchmesser und Höhen pro Behandlung zeigte deutlich die unterschiedlichen Auswirkungen der Beschlämmung auf beiden Standorten. In Starnberg konnten vor, während und am Ende des Versuches keine Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt werden, sodaß kein eindeutiger Effekt auf das Wuchsverhalten des *Picea abies* Bestandes zu sehen war. Tendentiell konnte auf den Kontrollen nach 18 Jahren eine etwas stärkere Durchmesser- und Höhen-Entwicklung festgestellt werden. Nach REITER et al. (1995) dürfte aber die ungünstigere Entwicklung von *Picea abies* auf den beschlämmten Flächen auf keine Wuchsdepression als Folge der Behandlung zurückzuführen sein.

In Geisenfeld zeigte die mit $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ am stärksten beschlämmte Fläche vor dem Versuch den steilsten Durchmesser-Höhen-Verlauf. Die Baumhöhen waren bis zu einem BHD kleiner 35 cm deutlich kleiner als auf den unbehandelten und den mit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Flächen. Langfristig, d.h. nach zwölf Jahren, waren keine Unterschiede bei der Durchmesser- und Höhenentwicklung zwischen der stark beschlämmten Fläche und der Kontrolle mehr zu erkennen.

Die zeitliche Durchmesser- und Höhen-Verteilung der mit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlämmten Fläche war vor, während und nach dem Versuch deutlich höher als die der Kontrolle. Dieselbe lag vor Versuchsbeginn und nach sechs Jahren bis zu einem BHD von ca. 45 cm deutlich über der stark beschlämmten Fläche. Nach zwölf Jahren lag die Kurve der $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ KSn-Fläche im gesamten BHD-Bereich deutlich über der stark beschlämmten Fläche.

KELLER (1988b) untersuchte zehn Jahre nach der Ausbringung von $200 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $400 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ (s. Tab. 35) die Auswirkungen auf einen 50jährigen Niederwald aus *Quercus petraea*, *Populus tremula* und *Carpinus betulus* auf pseudovergleyter Parabraunerde sowie einzelne Probebäume. Der Hauptbestand, der früher zur Gewinnung von Gerbrinde als Schälwald genutzt wurde, war schlechtwüchsig und nicht durchforstet. Der Nebenbestand setzte sich vor allem aus *Carpinus betulus*, aber auch aus *Sorbus torminalis*, *Fagus sylvatica* und *Tilia cordata* zusammen.

Die ursprünglich geplante größte KSn-Rate, nämlich $800 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, überstieg die Aufnahmefähigkeit des Mineralbodens, sodaß entsprechende KSn-Mengen seitlich abfließen. Die daher als Ersatz konzipierte Rate von $600 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ wurde daher nicht wie die beiden kleineren Raten sofort zur Gänze, sondern in zwei Raten zu je $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ ausgebracht.

Bei den Probebäumen konnte ein signifikanter ($p < 0,05$) Unterschied in Bezug auf den Höhenzuwachs zwischen den Behandlungen festgestellt werden, wobei der Zuwachs mit steigender Ausbringungsmenge zunahm. Nach zehn Jahren lag der mittlere Höhenzuwachs bei den unbehandelten Bäumen bei 3,07 m, bei der $200 \text{ m}^3 \text{ KSn}$ -Variante bei 3,53 m und bei der $400 \text{ m}^3 \text{ KSn}$ -Variante sogar bei 3,79 m.

Die Wirkung der Beschlämmung auf den Durchmesserzuwachs setzte bei den Probebäumen verzögert ein, wobei die beiden kleineren KSn-Raten im Vergleich zur Kontrolle anfangs nur minimal erhöhte Durchmesserzuwächse erzielten. Dagegen waren die Zuwächse im ersten Jahr der mit $2 \cdot 300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $800 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ stärker beschlämmten Probebäume deutlich geringer als die der unbehandelten.

Zwei bis sieben Jahre nach der Beschlämmung konnten in Bezug auf den jährlichen Durchmesserzuwachs der Probebäume signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen festgestellt werden. Die Zuwächse waren auf den beschlämmten Flächen vier und sieben Jahre nach der Beschlämmung sogar hochsignifikant ($p < 0,001$) größer als auf den Kontrol-

len. Zehn Jahre nach der Beschlämmung lag der mittlere Durchmesserzuwachs auf der mit $800 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche um 31,2 % sowie der mit $400 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche um 21,9 % über der Kontrolle. Die beiden anderen KSn-Gaben, $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ und $2 \cdot 300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, lagen mit 7,2 % bzw. 6,4 % nur geringfügig über der Kontrolle.

Die Klärschlammgaben bewirkten bei den Probestämmen keine signifikanten Auswirkungen auf das Verhältnis von Kronenlänge zu Baumhöhe. Die Kronenlänge sank im Mittel von 56,1 % auf 48,5 %. Die Schaffform wurde von den Klärschlammgaben kaum verändert.

Die KSn-Gaben bewirkten keine signifikanten Auswirkungen auf die Oberhöhen der Versuchsflächen. Nach zehn Jahren betrug die durchschnittliche Oberhöhe der beiden schwächer beschlammten Flächen 20,12 m. Die Oberhöhen der beiden stärker behandelten Flächen lagen mit 19,57 m im Bereich der Kontrolle.

Dagegen bewirkten die KSn-Gaben signifikante veränderte Grundflächen. Die $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ -Rate erzielte mit $27,12 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ die größte Grundfläche. Die beiden größeren Varianten erreichten mit $23,15 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ im Vergleich zur Kontrolle mit $25,03 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ eine signifikant kleinere Grundfläche.

Signifikante Vorratsunterschiede konnten zwischen den Behandlungen nach zehn Jahren festgestellt werden, wobei die $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ -Variante die größte Wirkung erreichte. Der Vorrat lag auf letzterer mit $226 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ deutlich über dem der schwächer behandelten Fläche mit $214,4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$. Wesentlich niedriger war der Vorrat der beiden stark beschlammten Flächen mit $188,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ und der unbehandelten Fläche mit $195,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Hochsignifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen zeigten sich in Bezug auf den Derbholzuwachs, wobei der Volumsverlust des natürlich ausgeschiedenen Bestandes während der Versuchsdauer unbekannt war und daher nicht berücksichtigt werden konnte. Auch hier erzielte die $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ -Variante den größten Effekt.

Die beiden kleineren Varianten zeigten einen deutlichen positiven Effekt auf den Bestandeszuwachs, wobei das Optimum zwischen den beiden Behandlungen lag und sich die beiden größeren Varianten von der Kontrolle kaum unterschieden. Die entsprechend der Klärschlammmenge erreichten Zuwachsleistungen sowie die Angleichung an eine Parabel würden eine optimale Rate von $350 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ ergeben.

McKEE et al. (1986) konnten vier Jahre nach der Ausbringung von 5,6 und 11,1 t $\text{KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 28jährigen *Pinus taeda* Bestand auf „Typic und Arenic Plinthic Paleudult“ fast keine statistisch absicherbaren Unterschiede in Bezug auf die Baumhöhe, den BHD, die Grundfläche und das Stammvolumen zwischen den unbehandelten und beschlammten Flächen feststellen. Trotzdem waren alle untersuchten Parameter der kleineren KSn-Gabe tendenziell höher als die der größeren KSn-Gabe oder der Kontrolle.

Hinsichtlich der Zuwächse waren nach vier Jahren nur die BHDs der beiden KSn-Raten signifikant im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Zwischen den beiden KSn-Flächen konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Tendenzuell war der BHD-Zuwachs auf der schwächer beschlammten Fläche größer. Die Zuwächse der anderen Parameter ließen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen erkennen.

Vergleiche mit der $49,9 \text{ t Ind.-KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Variante ergaben mit $27,98 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ eine signifikant höhere Grundfläche und mit $282,4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ein signifikant größeres Stammvolumen auf der mit $5,6 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ schwächer beschlammten Fläche. Ansonsten waren keine absicherbaren Unterschiede zwischen den beiden KSn-Flächen, der Ind.-KSe Fläche und der Kontrolle erkennbar.

In Bezug auf die Zuwächse waren ebenfalls keine statistisch absicherbaren Unterschiede erkennbar, wobei die Zuwächse auf der mit $5,6 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche tendenziell größer waren als auf der mit $49,9 \text{ t Ind.-KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche.

McKEE (1989) untersuchte die Auswirkungen von 5,6 und 11,1 t KSn.ha⁻¹ auf den Zuwachs des Durchmessers und der Querschnittsfläche eines 28jährigen *Pinus taeda* Bestandes auf „Typic Paleudult“. Dabei konnte festgestellt werden, daß die Steigerungen des Durchmessers und der Querschnittsfläche als Folge der Klärschlammausbringung mit zunehmender Stammhöhe zunahm und die Abholzigkeit dadurch abnahm. Zwischen den beiden KSn-Gaben waren keine Unterschiede festzustellen.

HART et al. (1988) untersuchte die kurzfristigen Auswirkungen auf die Mortalität und das Wachstum von 50-70jährigen Laub- und Nadelwaldbeständen nach erfolgter Ausbringung von Naßschlamm. Die Mortalität blieb bei allen Baumarten von der KSn-Gabe unbeeinflusst. Alle Bäume mit einem BHD über zehn Zentimeter wurden untersucht.

Bei allen beschlammten Beständen kam es fast in jeder Vegetationsperiode zu einer signifikanten Erhöhung des Grundflächenzuwachses. Nur bei *Quercus rubra* war derselbe in der ersten Periode nicht signifikant erhöht. Nach vier Jahren war die Gesamtgrundfläche bei *Quercus rubra* um 56 %, bei *Pinus banksiana* und *Pinus resinosa* um 36 % sowie beim nördlichen Laubmischwald um 56 % im Vergleich zu den Kontrollen angestiegen. Gleichzeitig nahm das Durchmesserwachstum in der gleichen Reihenfolge um 78 %, 25 % und 48 % verglichen mit den Kontrollen zu.

BROCKWAY (1983a) untersuchte die Auswirkungen auf das Wachstum der Ober- und Unterschicht eines 36jährigen *Pinus strobus* und *Pinus resinosa* Bestandes auf „Spodic Udipsamment“ und „Alfic Haplorthod“ nach erfolgter Behandlung mit einem schwermetallreichen Klärschlamm. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Das Faszikeltrockengewicht war bei den Kiefern der mit 19,3 t.ha⁻¹ beschlammten Flächen verglichen mit der Kontrolle signifikant erhöht. Bei beiden Kiefern konnte zu Versuchsende keine signifikante Auswirkung der Behandlung auf die Nadellängen festgestellt werden, wobei aber ein Trend in Richtung erhöhter Nadellängen festzustellen war. Der BHD von *Pinus strobus* war auf den beiden stärker behandelten Flächen nach zwei und 14 Monaten signifikant erhöht, wobei zwischen den beiden Behandlungen kein statistischer Unterschied gegeben war. Der BHD von *Pinus resinosa* reagierte zu beiden Zeitpunkten nicht auf die Beschlämmung.

Die Biomasse wurde in der Unterschicht der beschlammten Flächen in den ersten zwei Monaten nach der Ausbringung nicht signifikant gesteigert. Tendenziell war der Biomassenzuwachs auf den beschlammten Flächen sogar gesunken. 14 Monate nach der Ausbringung war der Biomassenzuwachs in der Unterschicht von *Pinus strobus* tendenziell, wenngleich nicht signifikant, angestiegen. Die beiden größeren KSn-Raten erzielten ähnliche Zuwächse. Im *Pinus resinosa* Bestand wurde die Biomasse auf der mit 19,3 t KSn.ha⁻¹ behandelten Fläche signifikant im Vergleich zur unbehandelten und schwach behandelten Fläche um mehr als das doppelte gesteigert. Im Trend ließ die mit 9,7 t KSn.ha⁻¹ beschlammte Fläche einen deutlichen Anstieg der Biomassenproduktion erkennen, der nur geringfügig unter dem der größeren KSn Gabe lag.

5.1.2.3 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Die 20jährige Verregnung von industriellem Stärkeabwasser in einem stark versauerten Steileichen-Birken-Buchenwald, teilweise durch sekundären Kiefernwald ersetzt, auf Rohhumus-Semipodsol bewirkte vor allem ein völliges Absterben von *Betula pendula*, *Fagus sylvatica* sowie *Pinus sylvestris* (ESSER et al., 1983). Die Abwasserverregnung führte weiters zu einem völligen Absterben der Strauchschicht, *Sorbus aucuparia*, *Ilex aquifolium*, *Salix aurita* und *Rosa incana*, sowie der in dasselbe Stratum eingewachsenen Baumarten. Einzig

Quercus robur blieb sowohl in der Ober- als auch in der Strauchschicht, *Sambucus nigra* in der Strauchschicht der Verregnungsfläche erhalten.

Als Ursachen kämen nach Ansicht der Autoren u.a. Sauerstoffmangel im Wurzelraum infolge völliger Wassersättigung des Bodens im Zuge der Verregnung, Sauerstoffmangel durch den mikrobiellen Abbau der mit dem Abwasser in den Boden eingewaschenen und nicht stabilisierten organischen Substanz sowie Rindenverletzungen im Zuge der Verregnung in Frage.

Nach GRANT und OLESEN (1984) verursachte die Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ Ind.-KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf sandigem Podsol im ersten Jahr trotz der verbesserten Nadelkonzentrationen mit Stickstoff und Phosphor einen verminderten Zuwachs der Grundfläche im Vergleich zur Kontrolle. Auch mußte als Folge von Kupfermangel, der vermutlich durch die enorme Zufuhr an Stickstoff und Phosphor ausgelöst worden war, ein Triebsterben festgestellt werden. Im zweiten Jahr stieg der Zuwachs infolge einer durchgeführten Kupferdüngung im Vergleich zur Kontrolle an. Insgesamt konnte dadurch der Zuwachs in den folgenden zwei Jahren um fast 40 % im Vergleich zur Kontrolle angehoben werden.

Vier Jahre nach der Ausbringung von $49,9 \text{ t Ind.-KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 28jährigen *Pinus taeda* Bestand auf „Typic Paleudult“ waren keine signifikanten Veränderungen in Bezug auf die Höhe, den BHD, die Grundfläche und das Stammvolumen im Vergleich zur Kontrollfläche nachzuweisen (McKEE et al., 1986).

Wie bereits in Kap. 5.1.2.2 erwähnt wurde, war die Grundfläche und das Stammvolumen der mit Ind.-KSe behandelten Fläche im Vergleich zu der mit $5,6 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche signifikant verringert.

BOCKHEIM et al. (1988) konnten vor der Ausbringung von primärem und sekundärem Papierschlamm im Verhältnis 1:1 in einem *Pinus resinosa* Bestand keine statistisch absicherbaren Unterschiede zwischen den Flächen feststellen. Nur die Fläche mit der stärksten Behandlung hatte vor Versuchsbeginn eine signifikant größere Querschnittsfläche in mittlerer Baumhöhe als die unbehandelte Fläche.

Drei Jahre nach der Beschlämmung zeigte die mit $550 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ am schwächsten behandelten Fläche ein signifikant größeres Volumen als die Kontrolle sowie eine signifikant größere Querschnittsfläche in mittlerer Baumhöhe als die beiden größeren Behandlungen. Letztere, die durch eine doppelt bzw. dreimal so große Stickstoffzufuhr gekennzeichnet waren, waren in Bezug auf das Volumen nicht signifikant, aber doch tendentiell niedriger als die kleinste Klärschlammgabe.

BOCKHEIM et al. (1988) sahen die Ursache für den ausbleibenden Klärschlammeffekt auf die Baumhöhe in der Apikaldominanz begründet. Untersuchungen, auch im Zusammenhang mit Mineraldüngern, zeigten, daß Nadelhölzer nach erfolgter Düngung verstärkt den Haupttrieb fördern, wodurch es zur Ausbildung konischer Baumformen kommt. Die Apikaldominanz kann aber unter nährstoffreichen Bedingungen vernachlässigt werden. Im vorliegenden Fall dürften daher die nährstoffreichen Ind-KSn Gaben von $> 64,0 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (entsprechen 1100 und $1650 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) das Höhenwachstum unterdrückt haben. Zudem wurde das Dickenwachstum in Brusthöhe und in mittlerer Baumhöhe vor allem von der größten Ind.-KSn Gabe unterdrückt.

Die Zuwächse in Bezug auf die Grundfläche und die Querschnittsfläche bei mittlerer Baumhöhe waren bei der kleinsten Ind.-KSn Gabe im Vergleich zu den beiden größeren Raten si-

signifikant ($p < 0,05$) größer. Die Unterschiede in Bezug auf das Volumen waren jedoch nur tendenziell größer.

Die kleinste Klärschlammgabe bewirkte ferner einen signifikant größeren Formfaktor, der aus der Division des Durchmessers in mittlerer Baumhöhe durch den BHD errechnet wurde, und damit eine im Vergleich zur Kontrolle geringere Abholzigkeit. Letztere war in der verstärkten Zunahme der Querschnittsfläche in mittlerer Baumhöhe als in Bruthöhe begründet.

BROCKWAY (1983a) untersuchte die Auswirkungen auf das Wachstum eines 40jährigen *Pinus resinosa* Bestandes auf einem durchlässigen und nährstoffarmen „Entic Haplorthod“ nach erfolgter Ausbringung von 4, 8, 16 und 32 t Ind.-KSn.ha⁻¹ der Papierindustrie. Signifikant absicherbare Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die drei größten Ind.-KSn-Gaben bewirkten nach 14 Monaten im Vergleich zur Kontrolle ein signifikant erhöhtes Faszikeltrockengewicht sowie signifikant größere Nadellängen. Letztere waren auf der mit 32 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche signifikant größer als auf der mit 8 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche. Keine Auswirkungen konnten auf den BHD festgestellt werden.

Zwei Monate nach der Klärschlammausbringung war die Produktion an Biomasse im Nebenbestand auf der mit 32 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche verglichen mit der Kontrolle signifikant reduziert, wobei die beiden mittleren Varianten eine deutlich, wenngleich nicht signifikant geringere Biomassenproduktion erkennen ließen. Den Grund dafür könnte die erstickende Wirkung des Klärschlammes auf die sich gerade entwickelnde Vegetation darstellen. 14 Monate nach Versuchsbeginn war die Biomasse der mit 8 und 32 t.ha⁻¹ beschlammten Flächen signifikant erhöht, wobei die größte Gabe fast das doppelte der Kontrolle erreichte und zwischen diesen beiden Ind.-KSn-Gaben kein signifikanter Unterschied gegeben war.

5.1.2.4 Gekalkte Klärschlämme

KOTERBA et al. (1979) untersuchten nach erfolgter Beschlämmung mit 25 und 125 t KSe.ha⁻¹ die Auswirkungen auf einen ungleichaltrigen Laubmischwald auf „Haplorthod“ und „Fragiorthod“. Der Klärschlamm war infolge Aufkalkens auf einen pH-Wert von 11-12 und der Ausfällung von Eisen durch eine hohe Calcium- und Eisenfracht gekennzeichnet.

Nach zwei Vegetationsperioden konnte festgestellt werden, daß der Grundflächenzuwachs der Bäume mit einem Durchmesser > 5 cm mit 1,3 m².ha⁻¹ auf der schwächer beschlammten Fläche größer war als auf der stärker behandelten mit 0,8 m².ha⁻¹. Zwischen den beiden Behandlungen konnten keine statistisch absicherbaren Unterschiede festgestellt werden.

5.1.2.5 Müllkompost (MK)

KERN (1984) untersuchte fünf Jahre nach der Ausbringung von 400 und 800 m³.ha⁻¹ MK die Auswirkungen auf das Wachstum und die Mortalität eines 130jährigen Kiefernbestandes auf einem nährstoffarmen Rohhumus-Braunerdepodsol. Auf allen Flächen waren geringfügige Unterschiede in Bezug auf die Mortalität zu beobachten. Obwohl es unmittelbar nach der Ausbringung zu einer Zuwachsdepression gekommen war, war eine deutliche Förderung des Wachstums während der fünfjährigen Versuchsdauer auf den behandelten Flächen zu erkennen.

Die Ausbringung von 400 und 800 m³ MK.ha⁻¹ in einem 130jährigen Kiefernaltholz auf Braunerde-Podsol bewirkte in den ersten beiden Jahren auf Grund erhöhter Salzkonzentrationen im Wurzelraum einen um bis zu 30 % geringeren Grundflächenzuwachs. In den fol-

genden drei Jahren konnte ein deutlich erhöhter Zuwachs festgestellt werden (GRÜNEKLEE et al., 1993).

Bedingt durch Trockenheit sank der Grundflächenzuwachs auf den behandelten Flächen sieben Jahre nach der MK-Gabe wieder ab. Die größere MK-Gabe ließ dabei prozentuell im Vergleich zur Kontrolle keine Veränderung des Zuwachses erkennen. Danach stieg der Grundflächenzuwachs auf beiden Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle wieder an. Zehn Jahre nach der MK-Zufuhr erzielte die kleine Variante eine Steigerung des Grundflächenzuwachses um 36%, während die große Gabe mit 18% deutlich hinter der kleineren Rate zurückblieb. Der verbesserte Zuwachs stand in einem deutlichen Zusammenhang mit den verbesserten N-Gehalten in den Kiefernadeln.

5.2 Auswirkungen auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Blättern

5.2.1 Aufforstungen und Jungbestände

5.2.1.1 Naßschlamm (KSn)

HARRISON et al. (1994a) untersuchten nach acht Jahren die Auswirkungen einer 300 t KSn.ha⁻¹ Gabe auf eine zum Zeitpunkt der Ausbringung dreijährige Christbaumkultur aus *Pseudotsuga menziesii* und *Abies grandis* auf nährstoffarmen, stark durchlässigen, sandigen „Dystric Xeropsamment“ aus „glacial outwash“.

Keine signifikanten Veränderungen wurden bei den Gehalten von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Schwefel oder Kalzium der neugebildeten Nadeln festgestellt, obwohl die Gehalte auf den beschlammten Flächen etwas niedriger als auf den mit N-P-K gedüngten Kontrollflächen (50 g Tabletten im Verhältnis 10-10-10 pro Baum) waren. Wesentlich niedrigere Mg-Gehalte konnten in den Nadeln (0,25 mg.g⁻¹) der beschlammten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen (0,95 mg.g⁻¹) festgestellt werden. Signifikant erhöhte Gehalte von Cr, Ni, Mn, Zn ($p < 0,01$) und Cd ($p < 0,05$) konnten ebenfalls nachgewiesen werden, wobei die Gehalte nicht im toxischen Bereich lagen.

Die neugebildeten Nadeln waren zudem extrem chlorotisch, während benachbarte, nicht beschlammte, aber mit N-P-K jährlich gedüngte Keimlinge keine chlorotischen Merkmale zeigten.

Infolge des aufgetretenen Magnesiummangels verbunden mit chlorotischen Merkmalen an den Nadeln wurden die Klärschlammflächen gedrittelt und mit Magnesiumdüngern (ohne, foliar MgSO₄ und Dolomit; foliar MgSO₄ und MgSO₄) Anfang 1990 behandelt.

Während sechs Monate nach der Magnesiumdüngung die neugebildeten Nadeln keine Chlorosen mehr zeigten, waren die der nicht behandelten Klärschlammflächen noch immer chlorotisch, obwohl ein signifikanter Anstieg der Mg-Gehalte von 0,25 auf 0,7 mg.g⁻¹ gegeben war. Das Ansteigen der Gehalte auf den nicht behandelten Flächen könnte mit dem Verwehen des magnesiumhaltigen Sprühnebels von den behandelten Flächen zusammenhängen. Die Mg-Gehalte lagen in den Nadeln der Kontrolle bei 0,93 mg.g⁻¹ sowie die der beiden mit Magnesium behandelten Klärschlammflächen zwischen 1,06 und 1,18 mg.g⁻¹.

Die Schwermetallgehalte Ni, Cd, Cr blieben auf den Klärschlammflächen signifikant höher als auf den Kontrollflächen.

Die Untersuchung von REITER et al. (1995) in einer 2jährigen, gut ernährten *Pinus sylvestris* Kultur nach erfolgter Ausbringung und Einarbeitung von 300 m³ KSn.ha⁻¹ zeigte in den ersten Jahren sowohl auf der behandelten als auch auf der unbehandelten Fläche ein Absinken der N-Gehalte in den Nadeln. Außerdem konnte eine deutliche Erhöhung der Nadelgehalte von Zn, Ca, Mg und P für mehrere Jahre sowie eine Abnahme an Mn, welches vermutlich durch die pH-Wert Erhöhung im beschlammten Boden schlechter verfügbar wurde, festgestellt werden. Die Nährelementvorräte in den Nadeln verhielten sich ähnlich wie die Gehalte. Die Nadelgewichte blieben unverändert.

Die Ausbringung von 8,0 t KSn.ha⁻¹ in einem zehnjährigen *Populus grandidentata*, *P. tremuloides* und *Prunus pennsylvanica* Bestand auf gut durchlässigen „Entic Haplorthod“ und „Eutric Glossoboralf“ bewirkte im ersten Jahr nach der KSn Gabe signifikant erhöhte Gehalte an Rohprotein und Phosphor in den Blättern dieser Baumarten. Diese stellen für *Cervus elaphus canadensis* und *Odocoileus virginianus* eine wichtige Futterquelle dar (CAMP et al.,

1986). Keine Auswirkungen waren auf die Gehalte an Hemizellulose, Zellulose und anderen Substanzen auf Grund der Beschlämmung feststellbar. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$.

In den Blättern von *Populus grandidentata*, *P. tremuloides* und *Prunus pennsylvanica* konnten im Frühjahr und Sommer nach der Beschlämmung signifikant höhere Rohproteingehalte festgestellt werden, während die P-Gehalte nur im Frühjahr signifikant größer waren.

Die Rohproteingehalte waren im Frühjahr bzw. Sommer in den Blättern von *Populus grandidentata* mit 21,6 % bzw. 17,4 %, von *Populus tremuloides* mit 23,4 % bzw. 16,5 % und von *Prunus pennsylvanica* mit 22,9 % bzw. 25,3 % signifikant erhöht. Die P-Gehalte waren in den Blättern von *Populus grandidentata* mit 0,38 %, von *Populus tremuloides* mit 0,32 % und von *Prunus pennsylvanica* mit 0,35 % signifikant höher als auf den Kontrollen.

Ein Jahr nach der Beschlämmung konnten in den Zweigen aller Baumarten nur geringfügig veränderte Gehalte an Rohproteinen, Phosphor, Hemizellulose, Zellulose usw. festgestellt werden. Die Rohproteingehalte waren mit 10,3 % nur in den Zweigen von *Populus grandidentata* auf den beschlämmten Flächen im Vergleich zu den Bereichen um die Ausbringungswege signifikant höher.

5.2.1.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Untersuchungen von REITER et al. (1995) in einer 2jährigen, gut ernährten *Pinus sylvestris* Kultur nach erfolgter Ausbringung und Einarbeitung von $60 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ zeigte auf allen Flächen inklusive der Kontrolle ein Absinken der N-Gehalte in den ersten Jahren, wobei diese aber im Bereich für optimale Versorgung blieben.

Während die Nadelspiegelwerte von Zn, Ca, Mg und P für mehrere Jahre deutlich erhöht wurden, nahmen die Mn-Gehalte in den Nadeln vermutlich durch den erhöhten pH-Wert im beschlämmten Mineralboden und die dadurch bedingte schlechtere Verfügbarkeit ab. Die Nährstoffvorräte in den Nadeln reagierten ähnlich wie die Gehalte. Die Nadeltgewichte blieben unverändert.

Eineinhalb Jahre nach der Ausbringung von 11,2, 22,4 und $44,8 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ konnten in den Blättern von *Populus hybridus* keine erhöhten Nähr- und Schadstoffgehalte festgestellt werden (JOHNSON et al., 1987).

Tendenzuell ließen die KSe-Gaben jedoch teilweise erhöhte Gehalte erkennen. Die K-Gehalte waren in den Blättern der mit 11,2 und $22,4 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Pappeln, die Ca-Gehalte in den Blättern der mit 11,2 und $44,8 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Pappeln angestiegen. Die Schwermetallgehalte schwankten in den Blättern der KSe-Flächen und ließen keinen deutlichen Trend erkennen. Einzig die Zn-Gehalte waren in den Blättern aller beschlämmten Pappeln, unabhängig von der KSe-Rate, abgesunken.

NPK-Gaben, die jeweils in Bezug auf ihre anorganische N-Gabe der N-Fracht der drei KSe-Gaben entsprachen, ließen nach eineinhalb Jahren signifikant ($p < 0,05$) erhöhte K-Gehalte in den Pappelblättern erkennen. Die P- und Ca-Gehalte waren in den Blättern der mit N-P-K gedüngten Pappeln ebenfalls tendenziell erhöht und lagen im Bereich der Gehalte, die von den KSe-Gaben erzielt wurden.

WEETMAN et al. (1993) untersuchten die Auswirkungen von KSe auf die Ernährung von *Tsuga heterophylla*, *Thuja plicata* und *Abies amabilis*, die acht Jahre zuvor nach der Rodung eines *Tsuga heterophylla* - *Thuja plicata* Urwaldes mit anschließender Abraumverbrennung aufgeforstet worden waren.

Parallel dazu wurden weitere Flächen mit $225 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ in Form von Ammoniumnitrat und mit $75 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ als triple superphosphat gedüngt und den Klärschlammgaben vergleichend gegenüber gestellt. Statistische Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Nach der ersten Vegetationsperiode war der erste Nadeljahrgang der behandelten Bäume dunkelgrün, während die Nadeljahrgänge der unbehandelten Bäume chlorotisch blieben. Die Nadelgewichte von *Tsuga heterophylla* und *Abies amabilis* wurden auf den behandelten Flächen signifikant gesteigert, wobei bei ersterer die Nadelgewichte auf den gedüngten Flächen signifikant schwerer waren als auf den beschlammten Flächen. Bei *Abies amabilis* wurden die Nadelgewichte sowohl auf den beschlammten als auch den gedüngten Flächen um mehr als das Dreifache erhöht.

Das durchschnittliche Gewicht dreier Zweige von *Thuja plicata* war auf den beschlammten Flächen um nur 25 % deutlich höher, auf den gedüngten Flächen aber um 100 % signifikant höher.

Die N-Gehalte wurden in den Nadeln aller drei Baumarten durch die Klärschlamm- und Mineraldüngergaben signifikant erhöht, wobei die Gehalte auf den gedüngten Flächen signifikant höher waren. Die geringen N-Gehalte in den Nadeln der unbehandelten Baumarten, die auf dem Schlag in enormer Konkurrenz mit *Gaultheria shallon* standen, dürften verantwortlich für diese starke Zunahme in den Nadeln als Folge der Behandlung sein.

Die P-Gehalte wurden nur bei *Tsuga heterophylla* signifikant, bei *Thuja plicata* deutlich erhöht. Die P-Gehalte waren in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* auf den beschlammten Flächen signifikant höher als auf den gedüngten Flächen.

Die niedrigen S-Gehalte mit 0,06-0,09 % in den Nadeln der unbehandelten Baumarten deuteten auf einen akuten Schwefelmangel hin. Die erhöhten Nadelgehalte auf den beschlammten Flächen ließen eine spontane Aufnahme von Schwefel erkennen. Die erhöhten S-Gehalte auf den mineralgedüngten Flächen, die allerdings nur mit Stickstoff und Phosphor behandelt wurden und keinen Schwefel erhielten, deuteten ebenfalls auf eine mangelhafte Versorgung mit Schwefel hin. Die S-Gehalte waren in den Nadeln von *Thuja plicata* und *Abies amabilis* auf den beschlammten und gedüngten Flächen signifikant erhöht, voneinander aber statistisch nicht zu unterscheiden. Die S-Gehalte waren auf den KSe-Flächen in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* signifikant erhöht.

Außerdem wurden veränderte SO_4 -Gehalte in den Nadeln der untersuchten Baumarten festgestellt. Die Mineraldüngergabe verursachte bei *Tsuga heterophylla* eine signifikante und bei *Abies amabilis* eine deutliche Verminderung der SO_4 -Gehalte, die KSe-Gabe dagegen signifikant höhere Gehalte bei *Abies amabilis* und *Thuja plicata*.

Der KSe dürfte daher im Unterschied zum N-P-Mineraldünger die mangelhafte Versorgung mit Schwefel auf Grund der S-Fracht im Klärschlamm ausgeglichen haben. Die verstärkte Aufnahme von Schwefel auf den mineralgedüngten Flächen dürfte dagegen das Problem verschärft haben, wie an den N/S-Verhältnissen erkennbar war. Nach BALLARD und CARTER (1986) deuten stark erhöhte N/S-Verhältnisse auf einen möglichen S-Mangel hin. Das N/S Verhältnis war in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* und *Abies amabilis* auf den gedüngten Flächen doppelt so groß wie auf den unbehandelten und beschlammten Flächen.

Die K-Gehalte waren in den Nadeln der gedüngten *Tsuga heterophylla* Flächen und in denen von *Abies amabilis* auf den gedüngten und beschlammten Flächen signifikant vermindert. Die K-Gehalte waren in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* auf den beschlammten Flächen tendentiell verringert. Auf den Flächen von *Thuja plicata* blieben die K-Gehalte nahezu unverändert.

Die Mg-Gehalte waren in den Nadeln der gedüngten *Tsuga heterophylla* und *Thuja plicata* Flächen signifikant reduziert, während die Gehalte auf den beschlammten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen nicht verändert wurden.

Die Ca-Gehalte waren in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* auf den beschlammten Flächen, in den Nadeln von *Abies amabilis* auf den behandelten und gedüngten Flächen signifikant erhöht. Keine statistisch absicherbaren Unterschiede konnten zwischen den beiden zuletzt genannten Flächen festgestellt werden. Tendentiell war ein Anstieg der Ca-Gehalte in den Nadeln von *Thuja plicata* auf den beschlammten und gedüngten Flächen erkennbar.

Die Klärschlamm- und Mineraldüngergaben bewirkten fast keine signifikant veränderten Gehalte an Mn, Fe, Zn und Cu. Einzig die Cu-Gehalte waren in den Nadeln der beschlammten *Tsuga heterophylla* Flächen signifikant erhöht.

BLEDSONE (1981) untersuchte am Ende der ersten Vegetationsperiode die Auswirkungen von KSe und einer KSe-Boden-Mischung auf die Nähr- und Schadstoffversorgung von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* Stecklingen sowie *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, *Pinus ponderosa* und *Tsuga heterophylla* Keimlingen. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die N- und P-Gehalte wurden in den Blättern von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* auf den KSe-Substraten deutlich erhöht. Bei beiden Pappelarten wurden die N-Gehalte auf den beiden KSe-Substraten am stärksten erhöht. Die P-Gehalte waren nur auf der reinen KSe-Variante deutlich im Vergleich zur Bodenvariante erhöht.

Die K-Gehalte waren in den Blättern der mit KSe behandelten Pappeln deutlich niedriger als bei den mit KSe-Boden behandelten und unbehandelten Pappeln. Die Ca- und Mg-Gehalte waren bei beiden Pappeln vor allem auf dem KSe-Substrat stark angestiegen. Dieselben wurden bei den anderen Substraten im Vergleich zur Kontrolle nur geringfügig verändert. Die Mn-Gehalte waren in den Blättern beider Pappeln auf dem KSe-Substrat im Vergleich zur Kontrolle um das mindestens fünffache deutlich angestiegen. Das KSe-Boden-Substrat bewirkte bei *Populus nigra* var. *italica* im Vergleich zu den unbehandelten Pappeln ein Ansteigen der Mn-Gehalte um mehr als das dreifache.

Während die Cu-, Pb- und Cd-Gehalte in den Blättern von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* durch die beiden KSe-Varianten kaum verändert wurden, bewirkten diese beiden Substrate deutlich erhöhte Zn-Gehalte in den Blättern. Diese stiegen im Vergleich zu den unbehandelten Pappeln, bei denen Zink nicht nachgewiesen werden konnte, auf 900 bis 1200 mg.kg⁻¹ an.

Die Ausbringung von reinem KSe sowie einer KSe-Boden-Mischung (s. Tab. 35) zwecks Behandlung von *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, *Pinus ponderosa* und *Tsuga heterophylla* Keimlingen bewirkte eine deutliche Steigerung der N-Gehalte bei allen Arten außer bei *Tsuga heterophylla* (BLEDSONE, 1981).

Beide KSe Varianten verursachten signifikant geringere P-Gehalte in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* im Vergleich zur Boden- und KSK Variante. Die P-Gehalte blieben ansonsten eher unverändert. Im Unterschied dazu bewirkte das KSK Substrat noch bei *Pseudotsuga menziesii* und *Picea sitchensis* eine signifikante Zunahme der P-Gehalte.

Die reine KSe-Variante bewirkte bei allen Nadelhölzern im Vergleich zum KSK-Substrat signifikant geringere K-Gehalte. Die K-Gehalte waren bei *Thuja plicata* signifikant geringer als bei der Kontrolle und lagen ansonsten im Bereich der Kontrollgehalte. Die KSe-Boden-Mischung bewirkte nur bei *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis* und *Tsuga heterophylla* signifikant geringere K-Gehalte im Vergleich zur KSK-Variante.

Die Mg-Gehalte von *Picea sitchensis* waren nur bei der KSe Variante signifikant höher als bei der KSK-Variante. Dieselben waren in den Nadeln von *Tsuga heterophylla* signifikant niedriger als bei den unbehandelten und mit KSK behandelten Nadeln. Das KSe-Boden

Substrat bewirkte bei *Pseudotsuga menziesii* und *Tsuga heterophylla* im Vergleich zur Kontrolle signifikant niedrigere Mg-Gehalte.

Die beiden KSe-Varianten bewirkten bei *Picea sitchensis* im Unterschied zur Kontrolle signifikant höhere Ca-Gehalte. Im Gegensatz dazu waren die Ca-Gehalte von *Thuja plicata* auf der KSe Variante signifikant niedriger als bei der Kontrolle.

Bei den Schwermetallen wurden die Zn Gehalte in den Nadeln der Nadelhölzer durch die beiden KSe-Varianten stark erhöht. Die Zn-Gehalte stiegen bei *Pseudotsuga menziesii* im Vergleich zu einer NPK-Düngungsvariante um das achtfache, bei *Picea sitchensis* um das dreifache, bei *Thuja plicata* um das zehnfache und bei *Pinus ponderosa* um das vierfache an.

Während die Cu-Gehalte in den Nadeln von *Picea sitchensis* und *Tsuga heterophylla* im Vergleich zur selben Variante um die Hälfte reduziert wurden, stiegen sie bei *Thuja plicata* auf dem reinen KSe-Substrat auf mehr als das Doppelte an. Die Pb- und Cd-Gehalte blieben auf allen Substraten und bei allen Baumarten unverändert. Einzig bei *Thuja plicata* stiegen die Pb-Gehalte auf dem reinen KSe-Substrat auf mehr als das Doppelte an.

5.2.1.3 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK, KSK)

Die Ausbringung und Einarbeitung von 100 und 300 m³ MKK.ha⁻¹ in eine tiefgründige, schwach versauerte Braunerde bewirkte bei den anschließend aufgeforsteten Forstpflanzen zum Teil deutlich veränderte Nadel- und Blattgehalte (RODE und FAßBENDER, 1983). Die Untersuchungen bezüglich der Nährstoffgehalte befassen sich ausschließlich mit den Nadelbaumarten *Picea abies*, *Pinus*, *Pseudotsuga menziesii*, während die Schwermetallanalysen auch die Laubhölzer *Fagus sylvatica* und *Quercus* betreffen.

Die N-Gehalte wurden in den Nadeln von *Picea abies* von 1,68 % auf 2,04 %, in denen von *Pinus* und *Pseudotsuga menziesii* wesentlich schwächer angehoben. Der N-Gehalt lag in den Nadeln von *Pseudotsuga menziesii* mit 1,72 % auf der schwächer behandelten Fläche unter dem entsprechenden Gehalt der Kontrollfläche. Die P-Gehalte wurden nur in den Nadeln von *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* merkbar angehoben.

Der Mg-Gehalt war mit steigender MKK-Menge in den Nadeln von *Pinus* und *Pseudotsuga menziesii* stark angestiegen, z.B. bei der *Pseudotsuga menziesii* von 0,056 % auf 0,08-0,1 %. Die Mg-Gehalte wurden in den Nadeln von *Picea abies* mit steigender MKK-Menge von 0,026 % auf 0,089 % bzw. 0,08 % erhöht. Die Ca-Gehalte stiegen in den Nadeln von *Picea abies* um das Doppelte von 0,4 % auf 0,75-0,8 %, in den Nadeln von *Pseudotsuga menziesii* deutlich schwächer von 0,3 % auf 0,42-0,45 % an. Die K-Gehalte erhöhten sich nur bei *Pseudotsuga menziesii*, während sie in den Nadeln von *Picea abies* von 0,83 auf 0,6 % abnahmen.

Die beiden MKK Gaben bewirkten bei den Nadel- und Laubhölzern keine gefährlichen Schwermetallanreicherungen in den Nadeln und Blättern. Auf den behandelten Flächen kam es bei den Schwermetallen Cd, Cu und Ni fast durchwegs zu gesunkenen Schwermetallgehalten. Die Cu-Gehalte wurden in den Nadeln von *Pinus* auf beiden MKK-Flächen, die Ni-Gehalte in den Nadeln von *Picea abies* und *Pseudotsuga menziesii* auf der schwächer behandelten Fläche etwas erhöht. Die verminderten Schwermetallgehalte dürften auf die abnehmende Verfügbarkeit derselben durch die stark gestiegenen pH-Werte im humosen Oberboden zurückzuführen sein.

Zn wurde zum Teil in den Nadeln und Blättern stärker angereichert. Bei *Fagus sylvatica* nahmen die Zn-Gehalte mit steigender MKK-Menge von 51,1 auf 63,1 mg.kg⁻¹ TS zu. Bei *Pinus* und *Picea abies* waren die Gehalte auf der schwächer behandelten Fläche mit 88,5 bzw. 88,3 mg.kg⁻¹ TS höher als auf der stärker behandelten Fläche mit 65 bzw. 76,8 mg.kg⁻¹ TS sowie deutlich über der Kontrolle mit 55,5 bzw. 42,2 mg.kg⁻¹ TS. Bei *Quercus* fanden sich

kaum Unterschiede zwischen der Kontrolle und der starken MKK-Gabe, während die Zn-Gehalte im Laub von *Quercus* der schwächer behandelten Fläche von 46,2 auf 54,1 mg.kg⁻¹ TS anstieg.

Nach KERN (1984) bewirkte die Ausbringung von 400 und 800 m³.ha⁻¹ MKK in einer siebenjährigen Kiefern-Buchen-Kultur auf Braunerdepodsol nach fünf Jahren erhöhte N-, P- und Ca-Gehalte sowie verbesserte 1000-Nadelgewichte und Nadellängen.

GRÜNEKLEE et al. (1993) konnten sieben Jahre nach der Beschlämmung einer siebenjährigen Kiefern-Buchen-Kultur mit 400 und 800 m³ MKK.ha⁻¹ erhöhte N-Gehalte in den Kiefernadeln feststellen. Die größere Behandlung erzielte mit 22,6 mg N.g⁻¹ TS im Vergleich zur kleineren Gabe mit 19,3 mg N.g⁻¹ TS deutliche erhöhte N-Gehalte in den Nadeln. Die N-Gehalte waren in den Kiefernadeln der unbehandelten Flächen mit 17,3 mg N.g⁻¹ TS deutlich niedriger, aber immer noch über dem nach GUSSONE (1964) geltenden Stickstoffmangelbereich von 13-16 mg N.g⁻¹ TS.

Die Ausbringung und Einarbeitung von 112, 224 und 448 t MKK.ha⁻¹ in einem „Haplaquod“ vor der Aufforstung mit einjährigen *Pinus elliottii* Jungpflanzen bewirkte trotz der zum Teil mit dem MKK ausgebrachten, hohen Nähr- und Schadstoffmengen nach 16 Jahren kaum signifikant veränderte Nadelgehalte (JOKELA et al., 1990).

Die Gehalte von Stickstoff und Phosphor waren auf den stärker behandelten Flächen signifikant ($p < 0,05$) erhöht, wobei keine Unterschiede zwischen den Behandlungen festzustellen waren. Bei den Schwermetallen Cu, Cd und Cr sowie den Spurenelementen Mn, Fe und Al waren keine Auswirkungen auf die Nadelgehalte zu erkennen. Dagegen waren die B- und Zn-Gehalte in den Kiefernadeln der beiden stärker beschlämmten Flächen signifikant ($p < 0,05$) erhöht.

McINTOSH et al. (1984) untersuchten drei Jahre nach der Ausbringung und Einarbeitung von 150 und 300 t KSK.ha⁻¹ in einem „Typic Hapludult“ die Auswirkungen auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Nadeln von *Pinus strobus* bzw. den Blättern *Populus deltoides* und *Populus angulata* X *P. trichocarpa*. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

In den Nadeln der beschlämmten Kiefern konnten keine signifikant veränderten N-, K-, Ca-, Mg- und Cu-Gehalte festgestellt werden. Einzig die P- und Zn-Gehalte wurden in den Kiefernadeln auf Grund der KSK-Ausbringung signifikant verändert. Die Zn-Gehalte waren in den Nadeln der stärker behandelten Kiefern, die P-Gehalte in den Nadeln der schwächer behandelten Kiefern verringert.

Bei den stärker behandelten Hybridpappeln waren die N-Gehalte in den Blättern schon nach zwei Jahren und bei beiden Behandlungen nach drei Jahren signifikant erhöht. Dagegen waren bei den P-Gehalten nur nach der ersten Vegetationsperiode signifikante Unterschiede zu erkennen. Die kleinere KSK-Gabe bewirkte signifikant reduzierte P-Gehalte. Nach drei Jahren war mit steigender Ausbringungsmenge ein Trend in Richtung Abnahme zu erkennen. Nach zwei Jahren waren die K-Gehalte bei beiden Behandlungen signifikant erhöht, nach einem weiteren Jahr nur noch die der größeren KSK-Gabe. Die Ca-Gehalte nahmen in der ersten Vegetationsperiode mit steigender Ausbringungsmenge signifikant ab, waren aber nach drei Jahren gegenüber der Kontrolle signifikant erhöht, wobei zwischen den Behandlungen keine Unterschiede festgestellt werden konnten. Die Mg-Gehalte waren auf den beschlämmten Flächen immer, nach der zweiten Vegetationsperiode signifikant verringert.

Die mit steigender Ausbringungsmenge signifikante Abnahme von Zn bei gleichzeitig deutlich erhöhtem Baumwachstum im Vergleich zur Kontrolle dürfte daher auf einen Verdünnungseffekt zurückzuführen sein. Die Zn-Gehalte der beschlammten Parzellen betragen im dritten Jahr $37 \mu\text{g.g}^{-1}$ bzw. $18 \mu\text{g.g}^{-1}$, während die Zn-Gehalte der unbehandelten Flächen bei $127 \mu\text{g.g}^{-1}$ lagen. Die Cu-Gehalte der stärker beschlammten Flächen lagen immer unter denen der schwächer behandelten. Die Cu-Gehalte der kleinen KSK-Gabe waren nach dem ersten Jahr, die der großen KSK-Gabe nach dem letzten Jahr signifikant erhöht.

BLED SOE (1981) untersuchte am Ende der ersten Vegetationsperiode die Auswirkungen von KSK auf die Nähr- und Schadstoffversorgung von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* sowie von *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis*, *Thuja plicata*, *Pinus ponderosa* und *Tsuga heterophylla* Keimlingen. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die KSK-Gabe bewirkte kurzfristig keine veränderten N-Gehalte in den Blättern von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica*. Diese lagen deutlich unter den auf den KSe-Substraten erzielten N-Gehalten. Die P-Gehalte waren in den Blättern auf dem KSK Substrat am stärksten erhöht. Diese waren deutlich höher als die P-Gehalte, die auf dem KSe-Boden Substrat erzielt wurden.

Die K Gehalte waren in den Blättern der mit KSK behandelten Pappeln am stärksten angestiegen, die Ca-Gehalte dagegen nur geringfügig verändert. Die Mg-Gehalte nahmen in den Blättern nach der Behandlung mit KSK sogar leicht ab. Die Mn-Gehalte waren in den mit KSK behandelten Pappelblättern im Vergleich zu den unbehandelten Blättern um das doppelte bis dreifache erhöht. Die Mn-Gehalte waren aber im Vergleich zu den mit KSe behandelten Pappeln deutlich niedriger. Die Mn Gehalte waren in den mit KSe behandelten Blättern von *Populus nigra* var. *italica* um das dreieinhalbfache und in den Blättern von *Populus trichocarpa* um fast das doppelte höher als die mit KSK behandelten.

Die Schwermetalle von Zn, Cu, Pb und Cd wurden in den Blättern von *Populus trichocarpa* und *Populus nigra* var. *italica* auf dem KSK Substrat nicht nachgewiesen. Die KSe-Substrate erzielten dagegen Zn-Gehalte von 900 bis 1200 mg.kg^{-1} .

Die N-Gehalte wurden nur in den Nadeln von *Pinus ponderosa* und *Picea sitchensis* signifikant erhöht. Ansonsten wurden die N-Gehalte durch das KSK-Substrat nur geringfügig verändert. Die P-Gehalte wurden in den Nadeln von *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis* und *Tsuga heterophylla* durch den KSK im Vergleich zur Kontrolle signifikant erhöht. Die beiden KSe-Varianten bewirkten dagegen signifikant verminderte P-Gehalte bei *Tsuga heterophylla*.

Die K-Gehalte wurden in den Nadeln aller Nadelhölzer auf dem KSK-Substrat im Vergleich zur Kontrolle und der KSe-Gabe signifikant erhöht. Die K-Gehalte waren bei *Pseudotsuga menziesii*, *Picea sitchensis* und *Tsuga heterophylla* signifikant höher als auf dem KSe-Boden Substrat. Die Mg-Gehalte waren bei allen Baumarten außer *Tsuga heterophylla* und *Pinus ponderosa* auf dem KSK im Vergleich zur Kontrolle signifikant verringert. Die Mg-Gehalte von *Picea sitchensis* waren im Vergleich zum KSe signifikant verringert und von *Tsuga heterophylla* signifikant erhöht. Die Ca-Gehalte der mit KSK behandelten Art *Picea sitchensis* waren im Unterschied zur KSe-Gabe signifikant verringert. Dieselben waren bei *Tsuga heterophylla* signifikant höher als die, die bei den beiden KSe-Gaben und der Kontrolle erzielt wurden. Die Ca-Gehalte waren bei *Thuja plicata* nach erfolgter Behandlung mit KSK signifikant kleiner als bei der Kontrolle.

GOUIN und WALKER (1977a) untersuchten die Auswirkungen von drei unterschiedlich hohen Gaben an gesiebten KSK auf die Nähr- und Schadstoffaufnahme von *Liriodendron tulipifera* Keimlingen, da deren voll entwickelte Blätter während dem ersten Sommer chlorotisch waren.

Die N- und P-Gehalte in den Blättern nahmen mit steigender KSK Menge deutlich zu. Die N-Gehalte waren dabei von 2,3 % auf 3,7 %, die P-Gehalte von 0,21 % auf 0,29 % angestiegen.

Die Ca- und Mg-Gehalte waren in den Blättern der mit KSK behandelten Keimlinge deutlich erhöht, während die K-Gehalte bei allen KSK-Varianten im Vergleich zur Kontrolle um fast die Hälfte abgenommen hatten. Während die K-Gehalte in den Blättern der unbehandelten Keimlinge bei 2,47 % lagen, waren sie bei den KSK-Gaben mit abnehmender Menge auf 1,36 %, 1,22 % und 1,49 % abgesunken.

Auch die Al- und Mn-Gehalte nahmen in den Blättern von *Liriodendron tulipifera* mit steigender KSK-Menge deutlich ab. Die Al- und Mn-Gehalte waren in den Blättern der unbehandelten Keimlinge um das mindestens achtfache höher als die der am stärksten behandelten Keimlinge. Wie aus den Bodenanalysen bekannt war, war es im Mineralboden mit steigender KSK-Menge zu einer deutlichen Reduktion der Verfügbarkeit von Al und Mn gekommen. Die Gehalte von Cu, Zn, aber auch von Bor wurden in den Blättern nur geringfügig verändert.

KORCAK et al. (1979) untersuchten 439 Tage nach der Einarbeitung von KSK (s. Tab. 37) in einem „Typic Hapludult“ bzw. 291 Tage nach der Aussaat von *Quercus rubra* und *Juglans regia* die Nähr- und Schadstoffgehalte derselben. Bei beiden Baumarten konnte während der Versuchsdauer keine toxischen Veränderungen oder Mangelsymptome beobachtet werden. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die Blätter der *Quercus rubra* Keimlinge ließen auf allen behandelten Flächen keine veränderten K- und Ca-Gehalte erkennen. Tendenziell war es jedoch bei den Ca-Gehalten zu einer Abnahme gekommen, wobei der niedrigste Ca-Gehalt mit $58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS auf der am stärksten behandelten Fläche im Vergleich zur Kontrolle mit $0,75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS festgestellt werden konnte.

Die P- und Mg-Gehalte waren dagegen in den Blättern der mit KSK behandelten Keimlinge signifikant im Vergleich zu den beiden Kontrollen reduziert. Die Mg-Gehalte waren in den Blättern der behandelten Keimlinge mit steigender KSK-Menge von 0,49 % auf 0,31 % gesunken. Die P-Gehalte sanken von 0,27 % auf 0,17 %.

Die Mn-Gehalte nahmen in den Blättern aller mit KSK behandelten Keimlinge im Vergleich zur gedüngten und ungedüngten Kontrollvariante mit steigender KSK-Menge signifikant ab, wobei sie bei den beiden stärksten Behandlungen auf 28 bzw. $20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS im Vergleich zur Kontrolle mit $84 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS abnahmen.

Außerdem konnten in den Blättern der beschlammten *Quercus rubra* Keimlinge keine signifikant veränderten Schwermetallgehalte festgestellt werden. Schwankende Gehalte ließen auch keinen Trend in Richtung einer Ab- oder Zunahme erkennen.

Dagegen kam es bei den mit 224 und $448 \text{ t KSK}\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten *Juglans regia* Keimlingen im Vergleich zu allen anderen Behandlungen zu signifikant erhöhten Ca-Gehalten. Die P-, K- und Mg-Gehalte wurden in den Blättern der mit KSK behandelten Keimlinge nicht signifikant verändert. Tendenziell jedoch kam es vor allem bei Magnesium zu leicht verminderten Gehalten in den Blättern.

Die Mn-Gehalte nahmen in den Blättern der mit 112, 224 und $448 \text{ t KSK}\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Keimlinge signifikant auf $50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS, $53 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS und $34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS ab. Nur die Mn-Gehalte der mit $56 \text{ t KSK}\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Keimlinge blieben im Vergleich zur gedüngten Kontrollva-

riante unverändert, zeigten jedoch im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle einen sinkenden Trend an.

Bei den Schwermetallen waren nur die Cu-Gehalte der Blätter in den mit 112, 224 und 448 t KSK.ha⁻¹ behandelten Keimlingen signifikant höher als bei den anderen Varianten.

5.2.1.4 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

HENRY (1991) untersuchte die Stickstoffaufnahme von einjährigen, bewurzelten Hybriden aus *Populus deltoides* x *P. trichocarpa* auf einem sandigen, durchlässigen „Dystric Xeropsamment“ und einem tonreichen, schlecht durchlässigen „Aeric Glossaqualf“, die mit primärem und sekundärem Papierschlamm (s. Tab. 35) beschlammte wurden.

Die nach der Formel von HEILMAN (1988) aus Höhen- und Durchmessermessungen geschätzte Holzbiomasse wurde in Relation zum Gesamtgewicht der Blätter gesetzt, woraus die N-Aufnahme geschätzt wurde. Während durch den Pflanzungsschock im ersten Jahr nur sehr geringe Aufnahmen von 2,4 bis 15 kg N.ha⁻¹ auf allen Flächen festgestellt werden konnten, waren die Aufnahmen mit 4,9 bis 131,6 kg N.ha⁻¹ im zweiten Jahr wesentlich größer.

Ein Jahr nach der Ausbringung von unterschiedlich hohen Raten an industriellem Klärschlamm konnten in den neu gebildeten und älteren Nadeln einer fünfjährigen *Pinus elliotii* Kultur schwach signifikant ($p < 0,1$) erhöhte Gehalte an N und P festgestellt werden (COMERFORD und FISKELL, 1983). Ni und Mn waren ansonsten die einzigen Elemente, die erhöhte Gehalte in den Nadeln erkennen ließen.

Auch in den Blättern von *Serenoa repens* und *Ilex glabra* waren nach einem Jahr nur geringe Veränderungen bei den Schwermetall- und Nährgehalten zu erkennen. Bei *Serenoa repens* waren die Mn-Gehalte signifikant ($p < 0,1$) infolge der Beschlämmung erhöht, die Cr-Gehalte dagegen signifikant ($p < 0,1$) erniedrigt. Die Abnahme der Cr-Gehalte dürfte aber auf das verstärkte Wachstum von *Pinus elliotii* zurückzuführen sein, was eine Verdünnung der Cr-Gehalte in den Nadeln verursacht haben könnte.

Bei *Ilex glabra* waren die P-Gehalte signifikant ($p < 0,1$) erhöht, die Ca-Gehalte möglicherweise ebenfalls durch das verstärkte Wachstum signifikant erniedrigt ($p < 0,01$).

FISKELL et al. (1990) konnten fünf Jahre nach der Ausbringung unterschiedlich hoher industrieller Klärschlammraten in einer fünfjährigen *Pinus elliotii* Kultur auf einem „Ultic Haploquod“ keine Auswirkungen auf das Baumwachstum erkennen. Die Autoren vermuteten, daß dadurch keine Verdünnung der Schwermetallgehalte in den Nadeln von *Pinus elliotii* bzw. den Blättern von *Ilex glabra* und *Serenoa repens* stattfinden konnte.

Im Zusammenhang mit einer polynomen Regression konnte nur in den Blättern von *Ilex glabra* mit steigender Klärschlammrate ein Behandlungseffekt auf die Zn- und Cd-Gehalte festgestellt werden. Die Cd-Gehalte stiegen mit steigender Rate von 0,3 mg.kg⁻¹ auf 2,7 mg.kg⁻¹ an und sanken bei der stärksten Behandlung auf 1,5 mg.kg⁻¹ ab. Die Zn-Gehalte nahmen von 71 mg.kg⁻¹ auf 129 mg.kg⁻¹ zu.

Unabhängig davon konnten einzelne stärker erhöhte Gehalte nach fünf Jahren erkannt werden. Der Cd-Gehalt stieg in den *Pinus elliotii* Nadeln auf der mit 11,0 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche von 0,1 auf 0,8 mg.kg⁻¹, der Cr-Gehalt in den Blättern von *Serenoa repens* auf der mit 5,5 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche von 0,1 auf 2,6 mg.kg⁻¹ an.

Unter Berücksichtigung einer vorgenommenen Bilanzierung der ausgebrachten und wiederentdeckten Schwermetallmengen im Boden (s. Kap. 7.2.5) stellten die erhöhten Gehalte in

den Nadeln und Blättern nur geringe Anteile der Differenz zwischen ausgebrachter und im Boden wiedergefundener Menge dar. Einzig in den Blättern von *Ilex glabra* konnten größere Mengen festgestellt werden. Auch die möglicherweise erhöhten Gehalte in der restlichen ober- und unterirdischen Biomasse, die zwar nicht analysiert wurde, dürfte nur einen geringen Anteil ausmachen.

5.2.1.5 Müllkompost (MK)

Ein halbes Jahr nach Ausbringung von Müllkompost in einer dreijährigen *Pinus elliottii* Kultur über stark durchlässigem Sandboden konnten BENGTON und CORNETTE (1973) deutliche Auswirkungen auf die Baumernährung erkennen.

Die Kiefernadeln hatten auf den schwächer behandelten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen leicht erhöhte N- und P-Gehalte. Auf den stärker behandelten Flächen waren diese dagegen verringert. Die Einarbeitung von MK in den Boden bewirkte bei der größeren MK-Rate sogar eine noch deutlichere Reduktion dieser Gehalte. Diese Auswirkungen waren ein Jahr nach der Ausbringung deutlich geringer und während der zweiten Vegetationsperiode nicht mehr erkennbar.

Die verringerten P-Gehalte in den Nadeln der mit MK stärker behandelten Kiefern dürfte mit dem enormen Wachstum der Bodenvegetation und der dadurch bedingten verstärkten Aufnahme zusammenhängen. Eine ähnliche Reaktion konnte auch auf der mit 44 t MK.ha⁻¹ und zusätzlichem anorganischen Stickstoffdünger behandelten Fläche festgestellt werden. Anzumerken wäre auch, daß die Auswirkungen des Müllkompostes auf das Wachstum der Jungkiefern eher gering waren.

Die K-Gehalte waren während der gesamten Versuchsdauer in den Kiefernadeln der stärker behandelten Flächen deutlich im Vergleich zu den schwächer behandelten erhöht. Letztere unterschieden sich überhaupt nicht von den Kontrollen. Dagegen bewirkte die Stickstoffzugabe kurzfristig reduzierte K-Gehalte in den Nadeln.

5.2.2 Altbestände

5.2.2.1 Abwasser (AW)

COOLEY (1979) untersuchte die Auswirkungen einer fünfjährigen Abwasserverregnung auf das Nadelwachstum sowie die Nadelgehalte eines 20jährigen *Pinus resinosa* Bestandes auf einem „Typic Hapludalf“.

Nach der ersten Vegetationsperiode konnten keine signifikant veränderten Nadellängen und -gewichte festgestellt werden. Die 50 mm und die 88 mm Abwasserraten bewirkten im folgenden Jahr im Vergleich zur Kontrolle und in den beiden letzten Jahren im Vergleich zur Kontrolle und der 25 mm Abwasserrate signifikant erhöhte Nadellängen und -gewichte. In den beiden letzten Jahren wurden auf diesen beiden Flächen Nadellängen von 161,3-166,5 mm erzielt. Die Nadellängen der unbehandelten Kiefern waren mit 116 und 134,2 mm deutlich geringer als die mit 25 mm verregneten Kiefern, die durch Nadellängen von 145,7 und 149 mm gekennzeichnet waren.

Die Kiefernadelgewichte waren in den letzten beiden Vegetationsperioden auf den beiden stärker verregneten Flächen mit 124,8-133,6 mg signifikant höher als auf den schwächer behandelten Flächen mit 112,6 und 103,8 mg und den unbehandelten Flächen mit 85,4 und 96,2 mg.

Die Abwasserverregnung bewirkte auch eine signifikante Zunahme der Borgehalte in den Kiefernadeln. Nach zwei Vegetationsperioden waren die B-Gehalte der am stärksten behandelten Kiefern mit 75,2 mg B.kg⁻¹ signifikant größer als die der am schwächsten behan-

delten mit $54,9 \text{ mg B.kg}^{-1}$ und der unbehandelten mit 27 mg B.kg^{-1} . In den folgenden Jahren waren die B-Gehalte durch die drei Abwassergaben voneinander nicht signifikant verschieden, jedoch signifikant größer als die der unbehandelten Kiefern.

Wenngleich die B-Gehalte in den Nadeln der mit 88 mm verregneten Kiefern nach zwei Jahren sowie auf allen verregneten Flächen nach vier Jahren mit $> 74 \text{ mg B.kg}^{-1}$ im toxischen Bereich (STOKE, 1968; in COOLEY, 1979) lagen, konnten keine sichtbaren Veränderungen an den Nadeln festgestellt werden. Die starken Nekrosen an den Nadelspitzen, die nach dem ersten Verregnungsjahr zu beobachten waren, konnten in den folgenden Jahren nicht mehr festgestellt werden.

Die vierjährige Verregnung von städtischem Abwasser im Ausmaß von mehreren 1000 mm in einem Kieferbestand über Rohhumus-Eisenhumuspodsol auf Sand dürfte eine verbesserte Nährstoffversorgung in den Kiefernadeln verursacht haben (SOMMER und FAßBENDER, 1975). So stiegen im Vergleich zu den Kontrollen die N-Gehalte von 1,34 % auf 1,89 %, die P-Gehalte von 1,46 auf $1,88 \text{ mg.kg}^{-1}$ TS, die K-Gehalte von 6,53 auf $6,91 \text{ mg.kg}^{-1}$ und die Ca-Gehalte von 3,06 auf $3,51 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Untersuchungen in einem mit 600 und 1000 mm Abwasser behandelten 80jährigen Kieferbestand auf Braunerde-Podsol zeigten nach einem Jahr verbesserte N- und P-Gehalte in den Nadeln, während die gesunkenen Mg-Gehalte in den Nadeln mit den gesunkenen Vorräten im Oberboden korrelierten (FAßBENDER et al., 1978).

IWATSUBO und NAGAYAMA (1994) konnten zwei bis drei Jahre nach Beginn einer dreijährigen Verregnung von Abwasser in einem kleinen, bewaldeten Einzugsgebiet auf nacktem, nährstoffarmen Mineralboden eine zeitverzögerte Wachstumsförderung der schlechtwüchsigen *Pinus thunbergii* erkennen. Als Kontrolle fungierte ein unbehandeltes Einzugsgebiet.

Neun Jahre nach Beginn der Behandlung betrug die gesamte Biomasse auf den behandelten Flächen $75,4 \text{ t.ha}^{-1}$ und die der Kontrolle lediglich $5,0 \text{ t.ha}^{-1}$. Demzufolge konnte ein deutlicher Unterschied in Bezug auf die Nährstoffspeicherung festgestellt werden. Unter Berücksichtigung der Nährstofffracht im Abwasser und der Vorratsdifferenz der behandelten und unbehandelten Fläche wurden auf der verregneten Fläche 66 % der N_{ges} -Fracht und 40 % der P-Fracht im Bestand gespeichert.

Bei Kalium, Magnesium und Calcium wurden sogar deutlich größere Mengen, als von der Abwasserfracht geliefert wurde, aufgenommen. In Relation zur Fracht im Abwasser wurden 110 % K, 130 % Mg und 400 % Ca aufgenommen. Diese Überschüsse dürften vom ursprünglichen Vorrat im Boden verstärkt bereitgestellt worden sein.

5.2.2.2 Naßschlamm (KSn)

Die Ausbringung unterschiedlich hoher Abwassermengen in einem Laubmischwald aus *Acer rubrum*, *Ulmus rubra* und *Cornus florida* auf „Typic Hapludult“ bewirkte im Spätsommer nach drei Monaten keine signifikanten Unterschiede bezüglich den N-Gehalten der untersuchten Blätter (ASCHMANN et al., 1990). Parallelstattfindende Bodenproben deuteten infolge von Trockenheit auf abnehmende Bodenfeuchte und damit eingeschränkte Verfügbarkeit von Stickstoff für die Bäume hin. Außerdem verursachte die Trockenheit ein Absterben der für die Aufnahme wichtigen Feinwurzeln.

Ein Jahr nach der Beschlammung konnte mit steigender KSn Menge eine lineare Zunahme ($p < 0,05$) der N-Gehalte in den Blättern von *Cornus florida* festgestellt werden. Die Blätter von *Acer rubrum* zeigten eine quadratische Zunahme der N-Gehalte ($p < 0,1$), wobei nur die

N-Gehalte der beiden kleineren Klärschlammgaben mit 19,9 und 20,6 g.kg⁻¹ signifikant größer waren als die der Kontrolle mit 17,0 g.kg⁻¹. Auf Grund des Fehlens von *Ulmus rubra* auf manchen Flächen konnten bei dieser Baumart keine statistischen Tests durchgeführt werden. In den verbleibenden, behandelten Flächen wurde aber ein Trend in Richtung erhöhter N-Gehalte beobachtet.

Die Unterschicht, die sich aus *Lindera benzoin*, *Rubus sp.*, *Circaea quadrisculata*, *Panthenoscissus quinquefolia*, *Berberis thurnbergii*, *Lonicera japonicum* und *Viburnum prunifolium* zusammensetzte, reagierte im Unterschied zum Hauptbestand wesentlich stärker auf die Beschlämmung.

Lindera benzoin und *Panthenoscissus quinquefolia* zeigten mit steigender Ausbringungsmenge eine lineare Zunahme ($p < 0,05$) der N-Gehalte, wobei erstere mit 29,5 bis 33,5 g N.kg⁻¹ von allen untersuchten Arten die höchsten N Gehalte besaß. *Rubus sp.* und *Lonicera japonicum* ließen ebenfalls mit steigender Ausbringungsmenge lineare statistische Unterschiede ($p < 0,1$) erkennen.

Dagegen waren bei den übrigen Arten keine signifikanten Unterschiede auf Grund der Beschlämmung, zumindestens aber tendentiell erhöhte N-Gehalte zu erkennen. Erhöhte N-Gehalte könnten auch erhöhte Rohproteingehalte bedeuten, was auch aus wildökologischer Sicht von Interesse wäre.

KELLER (1988a) untersuchte in den ersten fünf Jahren die Aufnahme von Nähr- und Schadstoffen eines 50jährigen *Quercus petraea* Bestandes auf pseudovergleyter Parabraunerde nach erfolgter Ausbringung verschieden hoher Naßschlammraten. Die erhöhte Aufnahme der Schwermetalle Zink, Kupfer, Blei, Cadmium und Quecksilber wurde auch noch nach zehn Jahren festgestellt. Statistische Unterschiede ($p < 0,05$) dieser Studie waren nur dann gegeben, wenn Unterschiede zwischen den Behandlungen und der Kontrolle, aber auch in Bezug auf die Kontrollwerte vor der Klärschlammausbringung bestanden.

Signifikante Unterschiede waren im Eichenlaub bei den Nährstoffen N und P gegeben. Die beiden kleineren Raten zeigten schon im Jahr nach der Beschlämmung mit 2,6 % signifikant erhöhte N-Gehalte in den Blättern im Vergleich zu den 2,3 % der Kontrolle, wobei die signifikante Wirkung mit fünf Jahren bei der 200 m³ KSn.ha⁻¹-Variante um ein Jahr länger anhielt als bei der 400 m³ KSn.ha⁻¹ Variante. Die größte Behandlung reagierte erst drei Jahre nach der Beschlämmung anhaltend mit erhöhten N-Gehalten.

In Bezug auf den Phosphor bewirkten die 200 und 400 m³ KSn.ha⁻¹-Gaben nach einem Jahr statistisch erhöhte Gehalte, wobei der Einfluß fünf Jahre gesichert war. Die 600 m³ KSn.ha⁻¹-Rate reagierte erst nach vier Jahren mit erhöhten Gehalten.

Bei den basischen Kationen waren in den ersten fünf Jahren nach der Beschlämmung keine Unterschiede bei den Blattgehalten zu erkennen. Einzig die 600 m³ KSn.ha⁻¹-Rate verursachte nach fünf Jahren einen signifikant niedrigeren K-Gehalt im Eichenlaub.

Die Mn- und Fe-Gehalte wurden im Eichenlaub deutlich, zeitweise signifikant vermindert, wobei die Ausbringung des leicht alkalischen Klärschlammes eine leichte Erhöhung des pH-Wertes im Oberboden verbunden mit einer verringerten Verfügbarkeit an Mangan und Eisen verursacht haben dürfte. Der Mn-Gehalt wurde durch die 400 m³ KSn.ha⁻¹-Gabe ab dem dritten Jahr und durch die 200 m³ KSn.ha⁻¹-Gabe im dritten Jahr signifikant vermindert. Der Mn-Gehalt lag auf den mit 400 m³ KSn.ha⁻¹ behandelten Flächen im vierten Jahr im Mittel nur noch bei 885 mg.kg⁻¹ im Vergleich zu den Kontrollflächen mit 1709 mg.kg⁻¹. Die Mn-Gehalte waren im Eichenlaub der mit 600 m³ KSn.ha⁻¹ KSn behandelten Flächen immer, aber nicht signifikant, verringert.

Die Fe-Gehalte waren bei allen Behandlungen im fünften Jahr signifikant vermindert, bei den beiden größeren Varianten auch im Jahr davor. Die Cl-Gehalte wurden bei allen Behandlungen

gen deutlich, teilweise um bis zu 50 %, verringert, wobei nur die 400 m³ KSn.ha⁻¹-KSn Gabe in den ersten drei Jahren nach der Ausbringung signifikant verminderte Gehalte bewirkte.

Die Zn-Gehalte waren in den ersten drei Jahren nach der Ausbringung von 200 und 400 m³ KSn.ha⁻¹ signifikant erhöht, bei der kleineren Raten auch noch nach vier Jahren. Die Zn-Gehalte waren im Laub dieser beiden Flächen auch nach zehn Jahren deutlich, wenngleich nicht signifikant, erhöht. Die 600 m³ KSn.ha⁻¹-Gabe verursachte nach fünf und zehn Jahren mit 40,6 mg.kg⁻¹ und 30,6 mg.kg⁻¹ signifikant erhöhte Zn-Gehalte.

Die Cu-Gehalte waren nur auf den mit 200 m³ KSn.ha⁻¹ behandelten Flächen im ersten Jahr nach der Beschlämmung mit 10 mg.kg⁻¹ signifikant erhöht. Ansonsten waren keine Unterschiede, auch nicht nach zehn Jahren, zu erkennen.

Bei den Schwermetallen Pb, Cd und Hg konnten im Eichenlaub dagegen kaum signifikante Unterschiede infolge der Behandlung festgestellt werden. Einzig die 200 und 400 m³ KSn.ha⁻¹-Gaben bewirkten im ersten Jahr nach der Ausbringung signifikant erniedrigte Pb-Gehalte. Fünf Jahre nach der Ausbringung von 400 m³ KSn.ha⁻¹ konnten signifikant erhöhte Cd-Gehalte festgestellt werden. Ansonsten waren die Cd- und Pb-Gehalte durchwegs vermindert. Die 200 m³ KSn.ha⁻¹ Gabe bewirkte nach zwei Jahren, die 400 m³ KSn.ha⁻¹-Behandlung nach vier Jahren signifikant verminderte Hg-Gehalte.

BROCKWAY (1983a) untersuchte die Auswirkungen auf einen 36jährigen *Pinus strobus* und *Pinus resinosa* Bestand über gut bis mäßig durchlässigen, nährstoffarmen „Spodic Udipsamment“ bis „Alfic Haplorthod“, die mit 4,8, 9,7 und 19,3 t.ha⁻¹ eines schwermetallbelasteten kommunalen Klärschlammes behandelt wurden. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Sowohl zwei als auch 14 Monate nach der Ausbringung waren die Gehalte von N_{ges} in den Nadeln beider Baumarten auf den behandelten Flächen signifikant erhöht, wobei kein signifikanter Unterschied zwischen der kleinen und der mittleren Variante bestand. Die N-Gehalte hatten sich von 1,09 % der Kontrollfläche auf 1,59-1,68 % der am stärksten beschlammten Fläche erhöht. Die P_{ges}-Gehalte waren nach 14 Monaten nur auf der am stärksten beschlammten Fläche unter *Pinus strobus* signifikant angestiegen.

Neben dem Hauptbestand profitierte der Nebenbestand ebenfalls deutlich von den Klärschlammengen. Die N_{ges}-Gehalte waren in den Nadeln beider Kiefernarten nach zwei Monaten auf der am stärksten behandelten Fläche signifikant angestiegen. Nach 14 Monaten waren die N_{ges}-Gehalte auf allen beschlammten *Pinus resinosa* Flächen und auf den beiden stärker behandelten *Pinus strobus* Flächen signifikant erhöht. Die N_{ges}-Gehalte waren in den Nadeln der am stärksten beschlammten Kiefern signifikant höher als auf den beiden anderen KSn Flächen und erreichten maximal 2,81 % im *Pinus strobus* Bestand und 2,96 % im *Pinus resinosa* Bestand.

Die P_{ges}-Gehalte waren in den Nadeln beider Kiefern sowohl nach zwei als auch nach 14 Monaten im Nebenbestand der beschlammten Flächen signifikant erhöht. Im *Pinus resinosa* Bestand waren die P_{ges}-Gehalte auf der am stärksten behandelten Fläche signifikant größer als auf der am schwächsten behandelten Fläche. Die P_{ges}-Gehalte waren nach 14 Monaten von 0,12- 0,16 % auf maximal 0,37-0,36 % angestiegen. Bei den anderen Hauptnährelementen waren im Nebenbestand der beschlammten Flächen keine Auswirkungen auf die Nadelgehalte zu beobachten.

Zwei Monate nach der Beschlämmung konnten im Nebenbestand der beiden stärker behandelten Flächen signifikant erhöhte Cd-Gehalte in den Kiefernadeln im Vergleich zur Kontrolle festgestellt werden. Die Cd-Gehalte waren auf diesen beiden Flächen um das mindestens 20fache im Vergleich zur Kontrolle angestiegen, wobei zwischen den beiden KSn-Flächen keine statistisch absicherbaren Unterschiede vorhanden waren. Am Ende der Untersuchung

waren die Cd-Gehalte auf der am stärksten beschlammten Fläche noch immer signifikant, im *Pinus resinosa* Bestand um das sechsfache und im *Pinus strobus* Bestand um das vierfache, erhöht.

Untersuchungen nach unterschiedlich starken Klärschlammausbringungen betrafen den ersten Nadeljahrgang des obersten Quirls in einem 60jährigen *Picea abies* Bestand auf Parabraunerde in Starnberg, in einem 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Semipodsol in Geisenfeld und in einem 55jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Semipodsol in Erlangen (REITER et al., 1995).

Die KSn Ausbringung bewirkte in Starnberg, wo die Fichtennadeln mit N-Gehalten von 12-13 mg.g⁻¹ TS vor Versuchsbeginn noch mangelhaft ernährt waren, im Gegensatz zu den Kontrollen eine deutlich verbesserte Versorgung mit Stickstoff. Schon ein Jahr nach der Beschlämmung wurden N-Gehalte von bis zu 16 mg.g⁻¹ TS erreicht, wobei die Wirkung die nächsten sieben Jahre anhielt. Die Beschlämmung bewirkte in Geisenfeld und in Erlangen im Vergleich zu den Kontrollen innerhalb eines Jahres ein wesentlich rascheres Ansteigen der N-Gehalte von 15 mg.g⁻¹ TS in den optimalen Bereich von durchschnittlich 20 mg.g⁻¹ TS, wobei in Erlangen die N-Gehalte in den folgenden drei Jahren wieder auf 16 mg.g⁻¹ TS zurückgingen. In Geisenfeld bzw. in Starnberg waren nach acht bzw. 13 Jahren keine Unterschiede mehr erkennbar.

In Starnberg und in Geisenfeld konnte während dem Versuch und zu Versuchsende eine mangelhafte Versorgung mit Magnesium festgestellt werden, während die Nadeln mit P, Ca und K ausreichend versorgt waren. In Erlangen waren die Kiefernadeln neben Mg auch mit Ca ständig mangelhaft versorgt, wobei die Beschlämmung keine Verbesserung erzielen konnte.

Im Gegensatz zu Geisenfeld, wo die Nadelgewichte und -vorräte zwei Jahre nach der Ausbringung anstiegen und die Wirkung mit steigender Rate länger anhielt, konnten in Starnberg keine Unterschiede zwischen den Behandlungen festgestellt werden. In Erlangen nahmen die Nadelgewichte und die -vorräte durch die Beschlämmung zu.

Nach HÜSER (1977) enthielt der in einem 60jährigen *Picea abies* Bestand auf einer leicht pseudovergleyten, schach podsoligen Parabraunerde ausgebrachte Naßschlamm ca. 25 % Ammonium bzw. nur Spuren an Nitrat. Außerdem konnte der Klärschlamm auf Grund von Bodenunebenheiten nicht gleichmäßig ausgebracht werden, sodaß es zur Ausbildung von dickeren Schlammsümpfen kam.

Die Beschlämmung bewirkte eine verstärkte Stickstoffaufnahme in die Nadeln, die aber gleichzeitig eine verringerte Bildung von Phenolen, die für die Pilzabwehr wichtig wären, bewirkte. Die N-Gehalte waren auf den stärker behandelten Parzellen von 1,21–1,25 % auf 1,62 %, auf den schwächer behandelten Flächen von 1,17–1,18 % auf 1,4–1,53 % angestiegen. Zwei Jahre nach der Beschlämmung sanken die Nadelgehalte auf den beschlammten Flächen nur geringfügig ab, lagen aber immer noch überaus deutlich über denen der Kontrollen. Die Gehalte an Phosphor, den basischen Kationen sowie an Fe, Cu und Zn waren nach einem Jahr nur geringfügig verändert.

Untersuchte Nadelproben, die am Ende der ersten Vegetationsperiode nach der Beschlämmung gewonnen wurden, zeigten auf den behandelten Flächen 44–51 mg Phenolstoffe.g⁻¹ TS im Vergleich zu den Kontrollen mit 51–58 mg.g⁻¹ TS.

Untersuchungen von ALCUBILLA (in HÜSER, 1977) zufolge bewirkte die Beschlämmung eine deutliche Zunahme an wasserlöslichen N-Verbindungen und Proteinen sowie eine Abnahme der Phenolstoffe im Wurzelbast, die im Zuge eines Pilztestes zu einem signifikanten Nachlassen der Basthemmwirkung gegen *Fomes annosus* führten.

Die von HART et al. (1986) genannten Auswirkungen an zehnjährigen *Populus grandidentata* und *Populus tremuloides* infolge der Ausbringung von Naßschlamm, die auf den behandelten Flächen u.a. zu verstärktem Umknicken der Bäumchen, um an die saftigen, nährstoffreicheren Blätter zu gelangen, durch *Cervus elaphus canadensis* geführt haben, konnten mit stark erhöhten N- und P-Gehalten in den Blättern der beschlammten Pappeln belegt werden (HART et al., 1988).

Nach HART et al. (1988) bewirkte die Ausbringung von Naßschlamm in 50-70jährigen Laub- und Nadelwaldbeständen deutliche veränderte Nährstoffgehalte in den Blättern bzw. Nadeln. Demnach kam es nach drei Jahren zu einem signifikanten Anstieg der P-Gehalte in den Blättern von *Quercus rubra*. Die N- und P-Gehalte waren in den Kiefernadeln von *Pinus banksiana* und *Pinus resinosa* schon nach zwei Jahren deutlich im Vergleich zu den unbehandelten Kiefern erhöht und standen mit den erhöhten Gehalten derselben in der Auflage, dem Oberboden und dem Sickerwasser in Zusammenhang.

Die Ausbringung von 800 m³ KSn.ha⁻¹ in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf sehr saurem, sandigen Rohhumus-Podsol bewirkte anfangs eine verbesserte Versorgung mit Stickstoff und Phosphor, wobei die N-Gehalte in den Nadeln optimale Werte erreichten (GRANT und OLESEN, 1984). Letztere sanken in den folgenden fünf Jahren wieder ab und ließen eine minimale Versorgung mit Stickstoff erkennen.

Die P-Gehalte blieben auf allen Flächen im optimalen Bereich. Außerdem konnte die Versorgung der Nadeln mit den basischen Kationen Ca, Mg und K nicht verbessert werden. Die Schwermetallgehalte wurden zwar erhöht, blieben aber im normalen Bereich.

Drei Jahre nach der Ausbringung von 8 t KSn.ha⁻¹ in einem 70jährigen Laubholz-mischbestand auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“ waren die N-Gehalte in den Blättern von *Quercus alba* und *Quercus rubra* nicht signifikant erhöht (NGUYEN et al., 1986). Tendentiell konnten jedoch erhöhte N-Gehalte auf den beschlammten Flächen festgestellt werden. Die P-Gehalte blieben überhaupt unverändert.

Die in den ersten beiden Jahren nach der Beschlämmung verschiedener Bestände (s. Tab. 35) auf unterschiedlichen, gut durchlässigen Böden untersuchten Proben diverser Baumarten ließen im Zusammenhang mit wildökologischen Fragen sowohl signifikant größere als auch niedrigere Schwermetallgehalte in den Blättern erkennen, die jedoch weit unter den für Versuchstiere toxischen Gehalten lagen (WOODYARD et al., 1986). Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$.

Die Beschlämmung des 70jährigen *Quercus alba*, *Quercus rubra* und *Acer rubrum* Bestandes verursachte im ersten Jahr nach der Beschlämmung signifikant höhere Cr-Gehalte in *Quercus rubra*, die jedoch ein Jahr später signifikant vermindert waren. Die Cu-Gehalte von *Quercus alba* waren im ersten Jahr deutlich, im zweiten Jahr signifikant erhöht. In dem 50jährigen gemischten Laubwald bewirkte die Beschlämmung bei der Nebenbaumart *Fraxinus americana* signifikant höhere Cu-Gehalte, bei der Nebenbaumart *Ostrya virginiana* signifikant niedrigere Cd-Gehalte.

5.2.2.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Die Ausbringung von 300 m³ KSe.ha⁻¹ in einem 55jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Semipodsol bewirkte innerhalb eines Jahres ein Ansteigen der N-Gehalte in den Kiefernadeln von 14 mg.g⁻¹ TS auf optimale 21-22 mg.g⁻¹ TS (REITER et al., 1995). Die wesentlich kleine-

re Gabe von $50 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkte nur eine sehr geringfügige Erhöhung der N-Gehalte in den Kiefernadeln. Auf allen Flächen waren die Kiefern mangelhaft mit Ca und Mg versorgt. Die P- und K-Gehalte waren ausreichend.

Die Nadelgewichte der stärker beschlammten Fläche waren nach drei Jahren um 75 % im Vergleich zu den Kontrollen signifikant erhöht, während nach sechs Jahren nur noch die Nadelgewichte der kleineren Variante deutlich über denen der Kontrolle lagen.

5.2.2.4 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

ESSER et al. (1983) untersuchten die Auswirkungen einer 20jährigen Verregnung von industriellem Stärkeabwasser auf die Nadel- und Blattgehalte eines Eichen-Birken-Buchen-Waldes, der teilweise durch sekundären Kiefernwald ersetzt worden war.

Bis auf *Quercus robur* waren alle anderen Baumarten im Zuge der langjährigen Verregnung ausgefallen. Die Blätter von *Quercus robur* ließen im Vergleich zu den Kontrollen stark erhöhte N-, P-, K- und Ca-Gehalte sowie schwach erhöhte Mg- und C-Gehalte erkennen. Bei dem in der Strauchschicht der verregneten Fläche erhalten gebliebenen *Sambucus nigra* konnten ebenfalls stark erhöhte Nährstoffgehalte festgestellt werden. Die K-Gehalte wurden dagegen um die Hälfte von $42,4$ auf $20,9 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TS}$ reduziert.

Nach GRANT und OLESEN (1984) bewirkte die Ausbringung von industriellem Klärschlamm in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf sehr saurem, sandigen Rohhumus-Podsol keine signifikant erhöhten Schwermetallgehalte in den Fichtennadeln.

Stattdessen sanken die Cu-Gehalte im ersten Jahr nach der Ausbringung auf $2,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TS}$. Wie im Kap. 5.1.2.3 berichtet wurde, üben Cu-Gehalte unterhalb von $2,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TS}$ eine negative Auswirkung auf das Baumwachstum aus. Die in der Folge durchgeführte Kupferdüngung, um den Kupfermangel und damit die negative Wirkung auf das Bestandeswachstum aufzuheben, bewirkte ein Ansteigen der Cu-Gehalte über diesen kritischen Wert. Verbunden damit waren positive Zuwächse, wenngleich die Gehalte in den nächsten beiden Jahren noch immer unter denen der unbehandelten Flächen lagen.

BOCKHEIM et al. (1988) untersuchten nach der Ausbringung von primärem und sekundärem Papierschlamm im Verhältnis 1:1 die Auswirkungen auf die Nadelgewichte und Nadelgehalte eines 27jährigen *Pinus resinosa* Bestandes auf einem nährstoffarmen, sandigen Mineralboden. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

In den ersten beiden Vegetationsperioden konnten auf den behandelten Flächen signifikant größere Nadelgewichte festgestellt werden. Zudem waren die Nadelgewichte zwei Jahre nach der Beschlämmung signifikant größer als die des Vorjahres.

Zwei Jahre nach der Ausbringung konnte eine positive Korrelation zwischen steigender Klärschlammgabe und den N- und Ca-Gehalten in den Nadeln festgestellt werden. Die N-Gehalte stiegen in den Kiefernadeln während der ersten Vegetationsperiode von 1,17 % auf der unbehandelten Fläche auf 2,0 % auf der am stärksten behandelten Fläche an. Trotz der höheren N-Gehalte ein Jahr nach der Klärschlammausbringung konnten bei den anderen Makronährstoffen keine Veränderungen bemerkt werden.

Die Fe- und B-Gehalte waren signifikant negativ mit zunehmender Klärschlammrate korreliert. Außerdem waren die Zn-Gehalte in den Nadeln der unbehandelten Kiefern mit $28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ im Vergleich zu denen der beschlammten Flächen mit $31\text{--}34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ signifikant verringert.

BROCKWAY (1983a) untersuchte zwei und 14 Monate nach der Ausbringung von industriellem Papierschlamm (s. Tab. 35) in einem 40jährigen *Pinus resinosa* Bestand über einem gut durchlässigen, nährstoffarmen „Entic Haplorthod“ die Auswirkungen auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Kiefernadeln des Haupt- und Nebenbestandes. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Zwei Monate nach der Ausbringung konnten auf den mit 16 und 32 t.ha⁻¹ beschlammten Flächen signifikant erhöhte N_{ges}-Gehalte in den Kiefernadeln des Hauptbestandes festgestellt werden. Zwischen den beiden Flächen war kein signifikanter Unterschied erkennbar.

Nach 14 Monaten waren die N-Gehalte in den Kiefernadeln der beiden stärker behandelten Flächen mit 2,03 % und 1,57 % im Vergleich zur Kontrolle mit 1,25 % signifikant erhöht. Die N-Gehalte waren auf der mit 32 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche signifikant größer als auf der mit 16 t.ha⁻¹ beschlammten Fläche. Die P_{ges}-Gehalte blieben unverändert.

Die beiden größeren Ind.-KSn-Gaben bewirkten zwei Monate nach der Ausbringung signifikant erhöhte N_{ges}-Gehalte in den Kiefernadeln des Nebenbestandes. Die N-Gehalte waren aber auf den beiden beschlammten Flächen signifikant nicht voneinander verschieden. Nach 14 Monaten waren die N_{ges}-Gehalte der drei stärker beschlammten Flächen im Vergleich zur Kontrolle signifikant erhöht, wobei zwischen den drei Ind.-KSn Flächen kein signifikanter Unterschied erkennbar war.

Zwei Monate nach Versuchsbeginn waren die P_{ges}-Gehalte auf der am stärksten behandelten Fläche mit 0,39 % signifikant im Vergleich zu allen anderen Flächen erhöht. Ein weiteres Jahr danach waren die P_{ges}-Gehalte in den Kiefernadeln der mit 16 und 32 t.ha⁻¹ beschlammten Flächen signifikant erhöht. Zwischen den beiden Flächen konnten jedoch keine statistisch absicherbaren Unterschiede festgestellt werden. Die K-, Ca- und Mg-Gehalte reagierten nicht auf die Beschlämmung.

Zwei und 14 Monate nach der Klärschlammasbringung waren die Cd-Gehalte auf mit 16 und 32 t.ha⁻¹ beschlammten Flächen signifikant erhöht. Zu Versuchsende waren jedoch zwischen den beiden Behandlungen keine signifikanten Unterschiede mehr erkennbar.

5.2.2.5 Müllkompost (MK)

Drei Jahre nach der Ausbringung von 400 und 800 m³ MK.ha⁻¹ in einem 130jährigen Kiefernbestand auf einem nährstoffarmen Rohhumus-Braunerdepodsol konnte auf den behandelten Flächen eine Zunahme des 1000-Nadelgewichtes und der Nadellängen festgestellt werden (KERN, 1984). Das 1000-Nadelgewicht stieg von 14,4 auf 20,1 g bei der schwächeren und auf nur 17,5 g bei der stärkeren Variante. Die Nadellänge erhöhte sich von 52 auf 62 bzw. 58 mm.

Die N_{ges}- und Ca-Gehalte stiegen mit steigender MK-Menge in den Kiefernadeln von 1,49 % auf 1,92 % bzw. von 0,38 % auf 0,56 % an. Die Nadelgehalte an Mg, K und Na wurden nach erfolgter Beschlämmung kaum verändert. Die P_{ges}-Gehalte erhöhten sich auf der schwächer behandelten Fläche von 0,12 % auf 0,17 %, auf der stärker behandelten Fläche nur geringfügig auf 0,14 %.

Das Spurenelement Bor sowie das Schwermetall Zink ließen ebenfalls mit steigender MK-Menge erhöhte Nadelgehalte erkennen, wobei die B-Gehalte von 14 auf 30 mg.kg⁻¹ und die Zn-Gehalte von 34 auf 52 mg.kg⁻¹ anstiegen.

GRÜNEKLEE et al. (1993) konnten sieben Jahre nach der Beschlämmung eines 130jährigen Kiefernaltbestandes mit 400 und 800 m³ MK.ha⁻¹ eine verbesserte N-Versorgung feststellen. Im Gegensatz zu einer behandelten siebenjährigen Kiefern-Buchen-Kultur (s. oben) bewirkte die größere MK-Gabe mit 21,2 mg N.g⁻¹ TS nur noch eine gering-

für eine Steigerung des N-Gehaltes in den Kiefernadeln. Während die Kontrollen Nadelgehalte von $18,3 \text{ mg N.g}^{-1} \text{ TS}$ erkennen ließen, erzielte die kleinere MK-Gabe eine deutliche Steigerung der N-Gehalte in den Nadeln auf knapp $21 \text{ mg N.g}^{-1} \text{ TS}$.

5.2.2.6 Biokompost (BK)

Untersuchungen von DESCHAUER (1995) nach erfolgter Ausbringung von 50 und $100 \text{ m}^3 \text{ BK.ha}^{-1}$ in einem 80–100jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf nährstoffarmer Podsol-Braunerde lassen nach zwei Jahren trotz erhöhter N-Vorräte in der Auflage keine verbesserte N-Versorgung in den Nadeln erkennen. Die N-Gehalte waren auf den behandelten Flächen sogar leicht gesunken, im Mittel auf $13,3\text{--}13,9 \text{ mg N.g}^{-1}$. Die BK-Gaben bewirkten einen signifikanten ($p < 0,05$) Anstieg der P-Gehalte von 1,5 auf 1,72 und 1,61. Die kleine BK-Gabe erzielte folglich die höheren P-Gehalte, war jedoch von der starken BK-Gabe statistisch nicht zu unterscheiden.

Auch bei den K-, Ca- und Mg-Gehalten konnte keine wirkliche Verbesserung festgestellt werden. Einzig die Ca-Gehalte ließen einen Trend in Richtung einer Zunahme erkennen. Ca- und K-Gehalte waren zudem in den schwach behandelten Kiefernadeln tendenziell höher als in den stärker behandelten.

Das verstärkte Aufkommen von *Avenella flexuosa* auf den mit BK behandelten Flächen dürfte vermutlich durch die verstärkte Nährstoffaufnahme mit ein Grund für die geringen Effekte auf die Nährstoffgehalte in den Nadeln sein.

5.3 Holzanatomische und -chemische Veränderungen

5.3.1 Aufforstungen und Jungbestände

5.3.1.1 Müllklärschlammkompost (MKK)

JOKELA et al. (1990) konnten 16 Jahre nach der Ausbringung und Einarbeitung von MKK in einem nach der Beschlammung mit *Pinus elliottii* bepflanzten „Haplaquod“ signifikant ($p < 0,05$) erhöhte N- und P-Gehalte im Xylem der behandelten Kiefern feststellen. Die Gehalte nahmen mit steigender Ausbringungsmenge zu. Bei den Nährstoffen K, Ca und Mg konnten keine Veränderungen festgestellt werden. Bei den Spurenelementen und Schwermetallen waren nur die Elemente Fe, Al und Zn im Stammholz der beiden stärker beschlammten Flächen signifikant ($p < 0,05$) erhöht.

Da die Bohrkerne außerdem in zwei Phasen, einerseits die ersten neun Jahre vor dem Kronenschluß und andererseits die letzten sieben Jahre nach dem Kronenschluß, unterteilt und derart untersucht wurden, konnten signifikante Unterschiede zwischen den Phasen bezüglich der Nährelementaufnahme festgestellt werden. Keine Wechselwirkung war zwischen der MKK-Gabe und der Entwicklungsphase feststellbar. Dabei zeigte sich, daß die Nährstoffe K, Ca und Mg nach Erreichen des Kronenschlusses signifikant ($p < 0,05$) stärker aufgenommen worden waren. Die Aufnahme der Elemente Cu, Al und Zn war gleichzeitig ebenfalls signifikant ($p < 0,05$) erhöht.

5.3.1.2 Müllkompost (MK)

COURTOIS (1980) untersuchte zehn Jahre nach der Ausbringung von $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Frisch- und Reifkompost bzw. $800 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Reifkompost in einer *Pinus sylvestris* Aufforstung das Zellgefüge der mittlerweile elfjährigen Kiefern.

Die Jahrringe der behandelten Kiefern waren erst ab dem dritten Jahr zwei Jahre lang signifikant breiter als die der unbehandelten. Sechs Jahre nach der MK-Gabe kam es zu einer drei Jahre dauernden Depression, die teilweise signifikant engere Jahrringe der behandelten Kiefern zur Folge hatte.

Außerdem konnte festgestellt werden, daß die MK Gaben ausschließlich das Frühholz stärker beeinflussten, wobei die Jahre mit signifikant stärkeren Jahrringen die gleichen wie die mit stärkerem Frühholzanteil waren. Dagegen kam es ab dem sechsten Jahr bei den behandelten Kiefern im Vergleich zu den unbehandelten zu engeren Frühholzbreiten. Interessanterweise waren aber die Spätholzbreiten der behandelten Kiefern immer, in mehreren Jahren sogar signifikant enger als die der unbehandelten Kiefern.

5.4 Physiologische Auswirkungen

5.4.1 Aufforstungen und Jungbestände

5.4.1.1 Naßschlamm (KSn)

RIDGEWAY et al. (1986) untersuchten die Auswirkung einer Naßschlammzufuhr in einer achtjährigen *Pinus taeda* Aufforstung auf zwei unterschiedlichen „Paleodults“ (s. Tab. 35) auf die täglichen und periodischen Schwankungen des Xylemwasserpotentials (XWP) der behandelten und unbehandelten Kiefernadeln. Der Grund für diese Untersuchung war ein beobachteter vorzeitiger Nadelverlust der beschlammten Kiefern während der ersten drei Jahre nach den KSn-Gaben. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die periodischen Schwankungen des XWP wurden vor allem von den Niederschlägen stark beeinflusst. Auf Grund fehlender bzw. sehr geringer Niederschläge am Anfang des Untersuchungszeitraumes, der von Mitte Juni bis Anfang August dauerte, kam es auf den behandelten und unbehandelten Flächen zu einem sinkenden XWP in den Kiefernadeln. Mehrere kleine Niederschläge von < 10 mm ließen das XWP nur auf dem lehmig sandigen „Arenic Paleodult“ wieder ansteigen, während dies bei dem anderen Bodentyp, dem lehmigen „Arenic Plinthic Paleodult“, nur nach mehreren Niederschlägen von jeweils ca. 30 mm möglich war. Die periodischen Schwankungen des XWP waren mit $-2,0$ bis $-2,7$ MPa auf dem „Arenic Paleodult“ deutlich niedriger als auf dem anderen Standort. Bei beiden Standorten konnten keine statistisch absicherbaren Unterschiede in Bezug auf das XWP der behandelten und unbehandelten Bäume festgestellt werden.

Bei den Tagesgängen, von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang, waren ebenfalls keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf das XWP der Kiefernadeln zwischen den behandelten und unbehandelten Flächen erkennbar. Die niedrigsten XWP lagen auf beiden Standorten bei $-2,5$ bis $-3,0$ MPa. Jedoch war kein direkter Vergleich möglich, da die Standorte niemals gleichzeitig, sondern wochenweise wechselnd untersucht wurden.

An Tagen mit Niederschlag blieb das XWP kleiner oder gleich dem des Morgens, während die Tage ohne Niederschlag durch sinkende Wasserpotentiale mit maximalem Wasserstreß kurz nach dem Sonnenhöchststand gekennzeichnet waren.

Die Beschlammung bewirkte ferner keine deutlichen Unterschiede auf das XWP der Kiefernadeln mit zunehmender Kronenhöhe. Tendentiell jedoch dürfte das XWP mit steigender Höhe in der Baumkrone weniger negativ sein.

Das XWP an der Kronenbasis, das nach RITCHIE und HINCKLEY (1975) mit der Bodenfeuchte korreliert ist und auf eine Wiederanreicherung mit Wasser während der Nacht verweist, war auf den beschlammten und unbehandelten Flächen voneinander nicht signifikant verschieden. Folglich konnten auch keine signifikant unterschiedlichen Bodenfeuchtegehalte zwischen den Behandlungen festgestellt werden.

Die entsprechenden Untersuchungen in Bezug auf das Xylemwasserpotential ließen trotz der größeren Nadelfläche der beschlammten Kiefern bei gleichem Bodenwassergehalt wie bei den unbehandelten Kiefern keinen erhöhten Wasserstreß erkennen. Nach Meinung der Autoren dürften daher diverse Spaltöffnungsaktivitäten behandelter und unbehalteter Kiefern eine wesentliche Rolle spielen, wenn diese trotz unterschiedlich hoher Nadelflächen ein ähnliches XWP und eine ähnliche Bodenfeuchte bewahren.

Auf den beschlammten Flächen konnte lediglich eine stärkere Beschattung im Vergleich zu den Kontrollen beobachtet werden. Diese wiederum könnte den verfrühten Nadelverlust in den ersten drei Jahren nach der KSn-Zufuhr verursacht haben. Trotz des Nadelverlustes blieb die gesamte Nadelfläche der beschlammten Bäume größer als die der unbehandelten Bäume.

5.5 Ergebnisse aus Labor- und Glashausversuchen

5.5.1 Auswirkungen auf Mortalität und Zuwachs

5.5.1.1 Naßschlamm (KSn)

THOMANN (1984) konnte in mit *Cupressus sp.*, *Robinia pseudacacia* und *Viburnum sp.* bepflanzen und mit unterschiedlich beschlammten Lysimeter Tanks (s. Tab. 37) feststellen, daß die mit einer Mischung aus 250 t MKK.ha⁻¹ und 50 t KSn.ha⁻¹ behandelten Baumarten bessere Wuchsergebnisse als die mit KSn, KSe oder gekalktem KS behandelten Baumarten erzielten.

DIMITRI und SIEBERT (1977) untersuchten die Auswirkungen auf ein- bis zweijährige *Picea abies*, *Fagus sylvatica* und *Pinus* nach der Behandlung mit 100, 200 und 500 m³ KSn.ha⁻¹, die auf einem sauren, sorptionsschwachen und stark durchlässigen bzw. einem sorptionsstarken, schwach durchlässigen Boden oberflächlich als Winterversuch ausgebracht bzw. in die beiden Böden als Sommerversuch eingearbeitet wurden.

Alle drei KSn Gaben bewirkten bei allen drei Baumarten am Ende des Versuches keine signifikanten Vitalitätsunterschiede im Vergleich zu den Kontrollen. Die hohen Schwermetallgehalte im Klärschlamm führten folglich zu keiner Beeinträchtigung der Pflanzenphysiologie. Mit zunehmender KSn-Menge zeigten die Blätter und Nadeln bei beiden Substraten eine signifikant dunkelgrünere Färbung.

Bei allen drei Baumarten konnten signifikante Zuwachsunterschiede zwischen den KSn-Mengen festgestellt werden. Die kleinste KSn-Menge bewirkte geringfügig höhere Zuwächse als die mittlere KSn-Gabe, dagegen durchwegs deutlich bessere Zuwächse als die größte KSn-Rate.

Bei *Picea abies* waren auf Sand bei beiden Versuchen keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf den Höhenzuwachs zu erkennen. Auf Lehm erzielten die KSn-Gaben signifikant höhere Zuwächse, wobei die stärkste KSn-Gabe mit 76 % im Sommerversuch den höchsten Zuwachs erreichte. Die Beschlämmungen erzielten nur auf Lehm signifikante Durchmessersteigerungen, wobei die Zuwächse auf der mit 100 m³.ha⁻¹ beschlammten Fläche um 24 %, die der beiden anderen Flächen um 19 bzw. nur 13 % über der Kontrolle lagen.

Die KSn-Gaben bewirkten bei *Fagus sylvatica* auf beiden Substraten nur im Sommerversuch signifikant erhöhte Zuwächse. Die kleinste KSn-Gabe erzielte die größten Zuwächse im Vergleich zur Kontrolle und lag mit Zuwächsen von 169 % auf Sand bzw. von 214 % auf Lehm deutlich über denen der größten Gabe von 92 % bzw. 142 %. Der auf Lehm erzielte Höhenzuwachs war bei jeder Rate deutlich höher als auf Sand. Während sich die Durchmesserzuwächse der KSn-Gaben auf Sand im Sommerversuch nur geringfügig von den Kontrollen unterschieden, erreichten die kleinste und die größte KSn-Rate auf Lehm um 29 % bzw. 72 % höhere Durchmesser.

Die KSn-Gaben bewirkten auf Sand im Winter einen deutlich verminderten Höhen- und Durchmesserzuwachs im Vergleich zur Kontrolle. Die kleinste Gabe erzielte die geringsten Zuwächse. Auf Lehm bewirkte die größte KSn-Gabe im Winter einen deutlich gesteigerten Höhenzuwachs um 42 % bzw. Durchmesserzuwachs um 26 %.

Die KSn-Raten wirkten bei *Pinus sylvestris* auf Sand deutlich besser als auf Lehm, wobei die Höhen- und Durchmesserzuwächse auf Sand im Vergleich zur Kontrolle signifikant erhöht waren. Beim Sommerversuch war der Höhenzuwachs der Kiefern mit zunehmender KSn-Menge um 29 %, 48 % und 49 % bzw. der Durchmesserzuwachs um 21 %, 31 % und 42 % höher als bei den unbehandelten Pflanzen.

Die beim Winterversuch von den KSn-Gaben erzielten Höhenzuwächse lagen immer noch, aber nicht mehr so deutlich über den Kontrollen. Die kleinste Behandlung erzielte den größten Zuwachs. Nur geringfügige Durchmesserunterschiede wurden festgestellt. Während auf Lehm der Höhenzuwachs der behandelten hinter dem der unbehandelten Kiefern zurückblieb, war der Durchmesserzuwachs im Vergleich zu den Kontrollen erhöht.

AGUINAGALDE und HÜSER (1980) untersuchten in einem Gefäßversuch die Auswirkungen eines ländlichen sowie eines kommunalen und damit stärker schwermetalbelasteten KSn auf die Mortalität und den Zuwachs dreijähriger *Picea abies* und *Pinus sylvestris*. Beide Klärschlämme wurden im Verhältnis 3:1 und 4:1 mit dem stark sandigen Material einer Podsol-Braunerde vermischt. Die unbehandelten Forstpflanzen wuchsen in einer Boden-Torf-Mischung mit zusätzlicher NPK-Düngung.

Picea abies wies am Ende der Vegetationsperiode nur bei der starken Rate des kommunalen Klärschlammes eine deutlich erhöhte Mortalität von ca. 48 % im Unterschied zu den anderen Varianten, die keine Pflanzenausfälle zu verzeichnen hatten, auf. Dagegen waren die Pflanzenausfälle von *Pinus sylvestris* bei allen Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle, wo keine Mortalität festzustellen war, extrem erhöht. Die beiden kommunalen KSn-Raten bewirkten mit steigender Rate eine hochsignifikant ($p < 0,001$) erhöhte Mortalität von 42 % bzw. 85 % im Vergleich zur Kontrolle. Die beiden ländlichen KSn-Raten verursachten ebenfalls mit steigender Rate eine signifikant erhöhte Mortalität von knapp 25 % ($p < 0,05$) bzw. von 37 % ($p < 0,01$).

Picea abies und *Pinus sylvestris* reagierten bei beiden Klärschlämmen mit einer signifikant reduzierten Wuchseistung im Vergleich zur Kontrolle. Die Zuwächse der mit der starken kommunalen KSn-Gabe behandelten Fichten waren am stärksten ($p < 0,01$) verringert. Die kleine kommunale sowie die große ländliche KSn-Gabe waren von den beiden anderen KSn-Gaben signifikant verschieden. Bei *Pinus sylvestris* wurden die Zuwächse durch alle KSn-Behandlungen hochsignifikant ($p < 0,001$) vermindert, wobei die jeweils stärkere KSn-Gabe den geringsten Zuwachs verursachte.

COUILLARD und GRENIER (1989) konnten in einem vier Monate dauernden Glashausversuch mit *Larix laricina*, die mit unterschiedlich hohen Klärschlammengen (s. Tab. 37) verschieden oft behandelt wurde, feststellen, daß die besten Wuchsergebnisse von jenen Varianten erzielt wurden, die die insgesamt höchsten Dosierungen verbunden mit mehrmaliger Ausbringung kleinerer Mengen erhielten. Die schlechtesten Wuchsergebnisse wurden auf den Kontrollen oder bei den Varianten mit KSn Gaben von nur 25 oder 50 kg N.ha⁻¹ erzielt. Statistische Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die KSn-Behandlungen, 17*25 kg N.ha⁻¹, 17*12,5 kg N.ha⁻¹, 9*25 kg N.ha⁻¹, 9*50 kg N.ha⁻¹ und 5*25 kg N.ha⁻¹, produzierten mit durchschnittlich 125 mm die größten Zuwächse im Vergleich zu den anderen KSn-Varianten. Die Pflanzen der zuvor genannten KSn-Gaben waren deutlich größer als die der kleineren KSn-Gaben, aber signifikant kleiner als die der beiden Mineraldüngervarianten.

Die ersten beiden Varianten (s. oben) erzielten zwar nur geringfügig größere Durchmesser als die anderen drei Behandlungen, aber mit 1,66 mm und 1,80 mm signifikant größere als die unbehandelten Lärchen. Alle fünf Varianten führten aber zu deutlich, wenngleich nicht signifikant, kleineren Durchmessern als die beiden Mineraldüngervarianten mit 2,14 mm und 2,26 mm.

Die Stammgewichte, die von den KSn-Gaben 17*25 kg N.ha⁻¹, 17*12,5 kg N.ha⁻¹, 9*25 kg N.ha⁻¹, 9*50 kg N.ha⁻¹ und 5*25 kg N.ha⁻¹ produziert wurden, waren mit 176,2-218,5 mg signifikant größer als die der Kontrolle und die der anderen KSn Gaben (s. Tab. 37). Gleich-

zeitig waren sie jedoch signifikant geringer als die von den Mineraldüngervarianten erzielten Stammgewichte mit 338,1 mg und 365 mg.

Die Wurzelgewichte waren außer bei der $9 \times 50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ KSn-Gabe mit 27,6-31,8 mg signifikant größer als die von den meisten anderen KSn Varianten und der Kontrolle produzierten Wurzelgewichte. Gleichzeitig waren aber die von den Mineraldüngervarianten produzierten Wurzelgewichte mit 54,6 und 58,2 mg signifikant größer.

5.5.1.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Die produzierte Biomasse von Keimlingen von *Pseudotsuga menziesii* (nach sechs Monaten) und *Picea sitchensis* (nach einem Jahr), die unter Laborbedingungen in Auflagematerial wuchsen, welches entweder mit $6000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ in Form von KSe oder mit 1082 bzw. 1582 $\text{kg anorganischem N} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelt wurde, war zwischen den Behandlungen nicht signifikant verschieden (PRESCOTT et al., 1993).

5.5.1.3 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK)

KRAPFENBAUER et al. (1979) untersuchten nach einem Jahr die Auswirkungen unterschiedlicher MKK-Gaben (s. Tab. 37) auf verschiedene Wuchsparameter von behandelten und unbehandelten zweijährigen *Picea abies* und *Pinus nigra var. austriaca*. Statistische Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Insgesamt betrachtet erzielten unbehandelte Fichten auf Silikat sowie die mit MKK behandelten Fichten und Schwarzkiefern auf Silikat die besten Wuchsergebnisse. Dagegen ließen die mit reinem MKK behandelten Arten die schlechtesten Ergebnisse erkennen. Die Wuchsergebnisse der unbehandelten und behandelten Fichten und Schwarzkiefern auf Karbonat lagen dazwischen.

Die Terminaltrieblänge der unbehandelten Fichten war im Vergleich zu allen anderen Varianten signifikant erhöht. Die unbehandelten, mit reinem MKK und mit MKK behandelten Fichten auf Silikat ließen signifikant größere Basisdurchmesser als die anderen Fichten erkennen, waren aber untereinander statistisch nicht unterscheidbar.

Die unbehandelten und behandelten Fichten auf Silikat hatten eine signifikant größere Masse an entnadelteten Sprossen, an Gesamt- und Wurzelrockenmasse als alle anderen Fichten. Die Nadelrockenmasse der mit MKK behandelten und der auf Silikat behandelten Fichten war signifikant größer als die der anderen Fichten. Die Nadelanlagen in der Endknospe waren bei den mit MKK behandelten Fichten signifikant größer als bei den anderen Fichten. Die mit reinem MKK behandelten Fichten sowie die auf Silikat ließen die signifikant größte Schädigung im Vergleich zu den anderen Fichten erkennen, wobei die Schädigung der mit reinem MKK behandelten Fichten signifikant größer war.

Bei *Pinus nigra* zeigte sich im Unterschied zu *Picea abies* ein deutlich besserer Einfluß der reinen MKK Variante. Letztere bewirkte gemeinsam mit den behandelten Kiefern auf Silikat signifikant erhöhte Gesamt- und Nadelrockenmassen sowie Basisdurchmesser. Die behandelten Kiefern auf Silikat waren im Vergleich zu den anderen Kiefern durch signifikant erhöhte Wurzelrockenmassen und mittlere Nadellängen gekennzeichnet. Die mittlere Terminaltrieblänge der unbehandelten Kiefern auf Karbonat war signifikant größer als die der behandelten und unbehandelten Kiefern auf Silikat bzw. der mit reinem MKK behandelten Kiefern.

Die behandelten Kiefern auf Silikat und Karbonat bzw. die mit reinem MKK behandelten Kiefern ließen die signifikant schlechteste Mykorrhizierbarkeit erkennen, waren aber untereinander statistisch nicht zu unterscheiden. Die mit reinem MKK behandelten Kiefern waren durch einen

signifikant größeren Schädigungsgrad im Vergleich zu allen anders behandelten Kiefern gekennzeichnet. Die signifikant geringste Schädigung ließen die behandelten Kiefern auf Silikat erkennen.

Nach einem Jahr konnte eine Mortalität von 52 % bei *Pinus sylvestris* und von 29 % bei *Picea abies* festgestellt werden, nachdem diese mit MKK behandelt worden waren (KRAPFENBAUER et al., 1981). Der MKK wurde versuchsweise nicht bzw. ein-, zwei- und viermal durchgespült. Die mit MKK behandelten Gefäße wurden vor allem deshalb durchgewaschen, um mögliche für die Pflanzen toxische Salze dadurch entfernen und ein besseres Pflanzenwachstum garantieren zu können. Dabei zeigte sich, daß die Wirksamkeit der Durchwaschung mit zunehmender Wiederholung abnimmt.

Die mit Hilfe von Schätzskaalen angesprochene Vitalität der Pflanzen ließ am Ende der Vegetationsperiode sowohl bei *Picea abies* als auch bei *Pinus sylvestris* keine Unterschiede auf Grund der Behandlung erkennen.

23 % der Kiefern waren durch einen toten einjährigen Nadeljahrgang sowie einen nekrotischen letzten Nadeljahrgang bei gesunder Knospe gekennzeichnet. Nur noch acht Prozent der Kiefern konnten als gesund bezeichnet werden. Vier Prozent der Fichten waren noch gesund, während 21 % braune Nadeln und eine gesunde Knospe erkennen ließen. Weitere 29 % waren durch bräunliche Nadeln gekennzeichnet. Die Mortalität war in den ersten Monaten deutlich größer als gegen Ende der Untersuchung.

Nach Beendigung des Gefäßversuches konnten an den Wurzeln von *Picea abies* Korkwucherungen festgestellt werden, wobei es sich um lokal auftretende, vom Phellogen radial gebildete, verkorkte Zellreihen handelte. Ferner bestand ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Ausbildungsgrad der Wucherung und dem Na-Gehalt im Sickerwasser. Die Wucherungen waren bei den nicht durchgewaschenen und den viermal durchgewaschenen Fichten deutlich stärker vorhanden als bei den beiden anderen Behandlungen.

Zusätzlich konnten diese Wucherungen am deutlichsten bei den größeren und vitaleren Pflanzen beobachtet werden. Demnach könnten die Wucherungen eine Abwehrreaktion gegen äußere Einflüsse darstellen. Schwächere Pflanzen, die diese Wucherungen nicht bilden konnten, blieben kümmerlich oder fielen aus.

5.5.2 Auswirkungen auf Nähr- und Schadstoffgehalte untersuchter Pflanzenteile

5.5.2.1 Naßschlamm (KSn)

AGUINAGALDE und HÜSER (1980) untersuchten in einem Gefäßversuch die Auswirkungen ländlicher und kommunaler KSn-Gaben (s. Tab. 37) auf die Nadelgewichte sowie die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Nadeln dreijähriger *Picea abies* und *Pinus sylvestris*. Die KSn-Gaben wurden im Verhältnis 3:1 und 4:1 mit dem stark sandigen Material einer Podsol-Braunerde vermischt. Die Kontrollpflanzen wuchsen in einer mit NPK gedüngten Boden-Torf-Mischung.

Die Nadelfrischgewichte von beschlammten dreijährigen Kiefern waren im Vergleich zu unbehandelten Kiefern hochsignifikant ($p < 0,001$) leichter, wobei die jeweils stärkere KSn-Gabe die leichteren Nadeln produzierte. Das durchschnittliche Frischgewicht der Kiefernadeln lag auf den unbehandelten Flächen bei 16,9 g pro Pflanze, während es bei der stärksten ländlichen KSn-Gabe bei 4,4 g pro Pflanze und bei der stärkeren kommunalen KSn-Gabe bei 2,6 g pro Pflanze lag.

Das Nadelfrischgewicht war bei den dreijährigen und beschlammten Fichten von den unbehandelten Fichten nicht signifikant verschieden. Tendentiell jedoch waren aber auch hier die frischen Nadeln der beschlammten Fichten leichter, wobei die jeweils stärkere KSn-Gabe die leichteren Nadeln produzierte.

Die große ländliche sowie die kleine kommunale KSn-Gabe bewirkten bei beiden Baumarten im Vergleich zur Kontrolle signifikant ($p < 0,01$ bzw. $p < 0,05$) erhöhte N-Gehalte in den Nadeln. Die Gehalte der basischen Kationen waren in den Nadeln von *Picea abies* nach erfolgter Behandlung mit dem ländlichem KSn und der kleineren Gabe an kommunalem KSn signifikant ($p < 0,01$), teilweise hochsignifikant ($p < 0,001$) im Vergleich zur Kontrolle erhöht.

Die große ländliche KSn-Gabe bewirkten signifikant ($p < 0,05$) erhöhte K-Gehalte in den Nadeln von *Pinus sylvestris*, erstere auch signifikant ($p < 0,05$) erhöhte P-Gehalte im Vergleich zur Kontrolle. Die anderen Gaben ließen nur tendentiell erhöhte Nadelgehalte an N, P und K im Vergleich zur Kontrolle erkennen. Die länglichen KSn-Gaben und die kleine kommunale KSn-Gabe bewirkten hochsignifikant ($p < 0,001$) erhöhte Ca- und Mg-Gehalte in den Nadeln von *Pinus sylvestris*.

Die beiden ländlichen KSn-Gaben sowie die große kommunale KSn-Gabe bewirkten eine signifikante ($p < 0,05$) Zunahme der Zn-Gehalte in den Fichtennadeln. Die Zn-Gehalte wurden in den Kiefernadeln nur durch die beiden kleineren KSn Raten signifikant ($p < 0,05$) erhöht.

Die Mn-Gehalte nahmen in den Fichtennadeln infolge der Beschlammung mit kommunalem KSn signifikant ($p < 0,05$) zu. Die Mn-Gehalte wurden in den Nadeln von *Pinus sylvestris* durch die ländlichen KSn-Gaben sowie die kleine kommunale KSn-Gabe hochsignifikant erhöht.

Wasserhaushaltsuntersuchungen der Pflanzentöpfe im gesättigten Zustand zeigten eine deutlich geringere Wasserleitfähigkeit und -durchlässigkeit der Klärschlamm-Boden-Mischungen als die Boden-Torf-Kontrollmischungen. Zudem war bei den beschlammten Töpfen ein plötzliches Pflanzensterben durch Vertrocknen festzustellen.

Die starke Anreicherung mit Calcium im Gegensatz zu Kalium dürfte die Wasserversorgung erschwert und damit die Transpiration erhöht haben. Die Nadeln der beschlammten Pflanzen waren durch ein deutlich geringeres K/Ca-Verhältnis von 0,3 im Vergleich zu dem der Kontrollen von 2,0 gekennzeichnet, sodaß auf K-Mangel und Ca-Toxizität geschlossen werden könnte (AGUINAGALDE und HÜSER, 1980). Auch die stark erhöhten Gehalte an Prolin (s. unten) könnten ein Hinweis für überhöhte Wasserverluste der Pflanzen sein.

AGUINAGALDE und HÜSER (1980) untersuchten außerdem die Auswirkungen von ländlichen und kommunalen KSn-Gaben auf die Stoffwechselprodukte in den Nadeln dreijähriger *Picea abies* und *Pinus sylvestris*. Die Inhaltsstoffe von frischen Nadelproben wurden nach Extraktion mit Äthanol mit Wasser und Chloroform weiter aufgetrennt.

Während im Chloroformauszug Pigmente, Harze, Fette usw. enthalten sind, finden sich im Wasserauszug Aminosäuren, Zucker, organische Säuren und Polyhydroxyphenole. Dabei konnte festgestellt werden, daß die jeweiligen Gruppen von den KSn-Gaben stark beeinflusst worden waren. Bei den beschlammten Fichten kam es zu sinkenden Gehalten an wasserlöslichen Stoffen, während die der chloroformlöslichen zunahmen. Bei der Kiefer verhielt sich der Trend genau umgekehrt.

Die beiden ländlichen KSn-Gaben bzw. die kleine kommunale KSn-Gabe, die bei *Picea abies* zu einer stärkeren N-Anreicherung in den Nadeln (s. oben) als bei *Pinus sylvestris* geführt hatten, bewirkten in den Fichtennadeln signifikant größere Gehalte ($p < 0,05$ bzw. $p < 0,01$) der basischen Aminosäure Arginin. Der Arginingehalt wurde im Vergleich zur Kon-

trolle bei den ländlichen KSn Gaben verdoppelt bis verdreifacht und bei der kleineren kommunalen KSn Rate sogar mehr als verfünffacht.

Tendentiell konnte in den Nadeln der beiden beschlammten Baumarten deutlich reduzierte Gehalte an Glutaminsäure festgestellt werden. Die Gehalte der Aminosäure Prolin wurden in den Nadelproben der Fichte, im Unterschied zu denen der Kiefer, vor allem durch die beiden großen KSn-Raten im Vergleich zur Kontrolle überaus deutlich erhöht. Die Gehalte an Prolin wurden in den Fichtennadelproben durch die starke ländliche KSn-Gabe um das zehnfache, durch die starke kommunale KSn-Gabe um das 30fache erhöht. Nach AGUINAGALDE und HÜSER (1980) könnten die stark erhöhten Gehalte an Prolin einen Hinweis für überhöhte Wasserverluste behandelter Pflanzen (s. oben) darstellen.

Die große ländliche KSn-Gabe bewirkte bei *Picea abies* im Vergleich zu den unbehandelten Pflanzen signifikant verringerte Gehalte an Fructose, Glucose sowie hochsignifikant ($p < 0,001$) erhöhte Gehalte an Saccharose. Die große kommunale KSn Gabe bewirkte signifikant ($p < 0,01$) verminderte Gehalte an Glucose, Fructose und Saccharose. Raffinose war an sich nur in Spuren nachweisbar. Die Summe der freien Zucker, d.h. alle vier zuvor genannten Zucker zusammen, wurde bei allen KSn-Gaben signifikant ($p < 0,01$) vermindert.

Pinus sylvestris reagierte auf die KSn-Gaben deutlich schwächer. Die große ländliche KSn Gabe ließ in den Nadelproben signifikant ($p < 0,05$) erhöhte Gehalte an Glucose, Fructose. Die kleine kommunale KSn-Gabe wiederum bewirkte signifikant ($p < 0,05$) reduzierte Gehalte an Saccharose. Die anderen KSn-Gaben verursachten tendentiell verminderte Gehalte an Saccharose in den Nadeln von *Pinus sylvestris*. Die Summe der freien Zucker (s. oben) wurde von der starken ländlichen KSn-Gabe signifikant erhöht, von der kleinen kommunalen KSn-Gabe signifikant vermindert.

Die Nadelproben der beschlammten Fichten ließen im Vergleich zu den unbehandelten signifikant ($p < 0,01$) reduzierte Gehalte an organischen Säuren, vor allem der Shikimisäure, erkennen. Die beiden größeren KSn-Raten bewirkten sogar hochsignifikant ($p < 0,001$) verminderte Gehalte. Die Gehalte an Polyhydroxyphenole, die Vorstufen für die Ligninbildung und damit Hemmstoffe gegen Pilzbefall darstellen, wurden von der großen ländlichen KSn-Gabe signifikant ($p < 0,01$), von den anderen KSn-Gaben tendentiell reduziert.

Die Nadelproben aller beschlammten Kiefern, außer die von der großen kommunalen KSn-Gabe, ließen signifikant ($p < 0,01$) verminderte Gehalte an organischen Säuren, vor allem aber an Shikimisäure, erkennen. Die Gehalte der Polyhydroxyphenole waren dagegen in den beschlammten Nadeln von *Pinus sylvestris* im Vergleich zu den unbehandelten Kiefernadeln nahezu unverändert.

COUILLARD und GRENIER (1989) untersuchten im Zuge eines viermonatigen Glashausversuches die Auswirkungen unterschiedlich hoher KSn-Gaben (s. Tab. 37) auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Nadeln und Sprossen von *Larix laricina*.

Die N_{ges} -Gehalte der untersuchten Pflanzenteile von *Larix laricina*, die mit $17 \cdot 25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $17 \cdot 12,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $9 \cdot 25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $9 \cdot 50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $5 \cdot 25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelt worden waren, waren mit 1,61-1,75 % deutlich höher als die der unbehandelten mit 0,72 % und der schwächer behandelten Pflanzen.

Die P_{ges} -Gehalte, die in den Nadeln durch die zuvor genannten KSn-Gaben erzielt wurden, waren im Vergleich zu denen der unbehandelten und schwächer behandelten Pflanzen um das zwei- bis vierfache höher. Gleichzeitig jedoch waren die P_{ges} -Gehalte deutlich niedriger als die, die durch die Mineraldüngergaben erzielt worden waren. Die Ca- und Mg-Gehalte der stärker beschlammten Pflanzen waren deutlich geringer als die der unbehandelten oder schwächer behandelten Pflanzen. Die K-Gehalte der stärker behandelten Pflanzen waren dagegen deutlich höher.

Die N- und P-Gehalte waren signifikant ($p < 0,01$) positiv mit der KSn-Menge, der Höhe, dem Durchmesser und dem Sproßgewicht korreliert. Die Ca- und Mg-Gehalte waren dagegen signifikant ($p < 0,01$) negativ mit den Parametern KSn-Menge, Höhe, Durchmesser und Sproßgewicht korreliert. Die K-Gehalte waren mit der KSn-Menge, der Höhe und dem Durchmesser von *Larix laricina* signifikant positiv korreliert.

Die Mn- und Fe-Gehalte der untersuchten Pflanzenteile waren mit der KSn-Menge signifikant ($p < 0,01$) positiv korreliert. Die Mn-Gehalte waren außerdem mit der Höhe, dem Durchmesser sowie dem Sproßgewicht signifikant ($p < 0,01$) positiv korreliert. Dagegen waren die Al-Gehalte in den Pflanzenproben signifikant ($p < 0,01$) negativ mit der Höhe und dem Sproßgewicht korreliert.

Die Cu-Gehalte, die durch die KSn-Gaben $17 \cdot 25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $17 \cdot 12,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $9 \cdot 25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $9 \cdot 50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $5 \cdot 25 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ in den Pflanzenteilen erzielt wurden, waren deutlich niedriger als die der unbehandelten oder schwächer beschlammten Lärchen. Zn war in den Pflanzenteilen der schwächer beschlammten Lärchen nur in Spuren nachweisbar, durch die zuvor genannten stärkeren KSn-Gaben in den Pflanzenteilen jedoch deutlich erhöht worden.

Die Cu-Gehalte waren signifikant ($p < 0,01$) negativ mit der KSn-Menge, der Höhe, dem Durchmesser und dem Sproßgewicht korreliert. Die Zn-Gehalte waren mit allen vier Parametern signifikant ($p < 0,01$) positiv korreliert.

5.5.2.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

PRESCOTT et al. (1993) untersuchten unter Laborbedingungen die Auswirkungen auf die N- und P-Gehalte von *Pseudotsuga menziesii* (nach sechs Monaten) und *Picea sitchensis* (nach einem Jahr) Keimlingen. Das verwendete Auflagenmaterial stammte von einem untersuchten Waldstandort (s. Tab. 35), der mit $142 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. mit mineralischen N-Düngern behandelt worden war.

Die Sprosse und Wurzeln beider Keimlinge wiesen auf dem beschlammten Substrat signifikant ($p < 0,05$) höhere P-Gehalte auf und hatten gegenüber den Kontrollen nur leicht abgenommene N-Gehalte ($p > 0,05$). Die mit anorganischen Stickstoffdüngern behandelten Keimlinge ließen keine signifikant veränderten N- und P-Gehalte erkennen.

5.5.2.3 Müllklärschlammkompost (MKK)

KRAPFENBAUER et al. (1979) untersuchten nach einem Jahr die Auswirkungen unterschiedlicher MKK-Behandlungen (s. Tab. 37) auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Nadeln und Wurzeln zweijähriger *Picea abies* und *Pinus nigra var. austriaca*.

Die N-, K- und Ca-Gehalte waren in den Nadeln der mit reinem MKK bzw. der mit der MKK-Boden-Mischung behandelten Fichten deutlich größer als bei den unbehandelten bzw. mit MKK-Fichtenschrot behandelten Fichten. Die N-Gehalte der unbehandelten Fichten lagen bei 0,69 %, die der mit reinem MKK behandelten bei 1,34 %. Die K-Gehalte waren in den Nadeln der mit MKK behandelten Fichten auf Silikat mit 1,08 % am größten, in den Nadeln der Kontrollen bei 0,71–0,8 %.

Die reine MKK-Gabe bewirkte in den Fichtennadeln eine Verdoppelung der Ca-Gehalte auf 1,87 % bzw. der Mg-Gehalte auf 0,21 % im Vergleich zu den mit MKK-Fichtenschrot behandelten von nur 0,93 % Ca und 0,10 % Mg.

Die P-Gehalte waren in den Nadeln der mit MKK behandelten Fichten auf Silikat mit 0,24 % und in den Nadeln der unbehandelten Fichten mit 0,19–0,21 % deutlich größer als die P-Gehalte in den Fichtennadeln der übrigen Behandlungsvarianten. Die niedrigsten P-Gehalte wurden in den Fichtennadeln der reinen MKK-Variante festgestellt.

Die höchsten Cl-Gehalte wurden in den Nadeln der unbehandelten Fichten mit 0,98 bzw. 0,87 mg Cl.kg⁻¹, die niedrigsten mit 0,65 bzw. 0,66 mg Cl.kg⁻¹ in den Fichtennadeln der reinen MKK-Variante, der MKK-Fichtenschrot-Variante sowie der MKK-Variante auf Silikat gemessen. Dagegen wurden die größten Na-Gehalte mit 0,039 % in den Nadeln der mit reinem MKK behandelten Fichten bzw. mit 0,34-0,31 % in den Fichtennadeln der MKK-Varianten auf Silikat und Karbonat gemessen.

Die N-Gehalte waren in den Nadeln von *Pinus nigra var. austriaca* auf der reinen MKK-Variante im Vergleich zur Kontrolle auf Silikat annähernd gleichgeblieben, ansonsten überall abgesunken. Die Nadeln der behandelten Kiefern ließen bei der reinen MKK-Variante sowie der MKK-Variante auf Karbonat die höchsten P-Gehalte mit 0,19-0,21 % erkennen.

Alle MKK-Behandlungen ließen deutlich höhere K-Gehalte in den Kiefernadeln von 0,84-1,0 % im Vergleich zu den Kontrollen von nur 0,53-61 % erkennen. Die Ca- und Mg-Gehalte in den Kiefernadeln waren deutlich von den Gehalten im Ausgangssubstrat abhängig. Folglich wurden die niedrigsten Gehalte in den Kiefernadeln der beiden Silikat-Varianten gemessen.

Die mit reinem MKK behandelten Kiefern hatten - wie bei den Fichten - mit 0,039 % die größten Na-Gehalte in den Nadeln. Die mit Abstand niedrigsten Gehalte wurden in den Nadeln der unbehandelten Kiefern mit 0,018-0,019 % gemessen. Die Cl-Gehalte waren in den Kiefernadeln stark schwankend und ließen keine tendentielle Abnahme wie die Fichten erkennen.

Die N-, P-, K- und Na-Gehalte waren in den Fichtenwurzeln bei der reinen MKK-Variante sowie der MKK-Variante auf Silikat deutlich höher als bei den anderen Varianten. Die niedrigsten N-, P- und K-Gehalte wurden in den Wurzeln der auf Silikat unbehandelten Fichten, die niedrigsten Na-Gehalte in den Wurzeln der mit MKK-Fichtenschrot behandelten Fichten festgestellt.

Die Ca- und Mg-Gehalte waren wie bei den Nadeln auch bei den Wurzeln stark vom Gehalt im Ausgangsmaterial abhängig. Bei Calcium und Magnesium wurden daher die größten Gehalte in den Fichtenwurzeln der reinen MKK-Variante, der MKK-Variante auf Karbonat sowie der Kontrolle auf Karbonat gemessen. Die niedrigsten Ca- und Mg-Gehalte waren in den unbehandelten Fichtenwurzeln auf Silikat zu finden. Bei den Cl-Gehalten waren in den Wurzeln keine so großen Unterschiede wie in den Nadeln erkennbar.

In den Wurzeln von *Pinus nigra* waren die größten N-, Na- und Cl-Gehalte bei der reinen MKK-Variante zu finden. Hohe N-Gehalte konnten auch in den Kiefernwurzeln der MKK-Varianten auf Silikat und Karbonat gefunden werden. Die niedrigsten N-Gehalte waren in den Kiefernwurzeln auf Silikat bzw. MKK-Fichtenschrot. Die größten P-Gehalte wurden in den Kiefernwurzeln bei der reinen MKK-Variante sowie der MKK-Variante auf Karbonat, die niedrigsten in den unbehandelten Wurzeln auf Karbonat gefunden.

Die Abhängigkeit der Ca- und Mg-Gehalte vom Ausgangssubstrat war auch bei den analysierten Kiefernwurzeln festzustellen. Entsprechend niedrige Gehalte waren daher in den Wurzeln der beiden Silikat-Varianten zu finden, während die höchsten Gehalte in den Wurzeln der beiden MKK-Varianten gemessen wurden. Die Cl- und Na-Gehalte waren in den Wurzeln von *Pinus nigra* bei der reinen MKK-Variante am höchsten.

5.6 Zusammenfassung der Auswirkungen auf Mortalität, Baumwachstum und Baumernährung von Jung- und Altbeständen

5.6.1 Baumwachstum von Aufforstungen und Jungbeständen

5.6.1.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Im Vergleich zu den bodenchemischen und bodenhydrologischen Untersuchungen (s. unten) fällt auf, daß nicht ausschließlich die Effekte von Naßschlamm untersucht wurden. In Bezug auf den Trockensubstanzgehalt der verwerteten Klärschlämme überwiegen deutlich jene mit einem Trockensubstanzgehalt von unter 10 %. Dazu gehören kommunale und industrielle Abwässer und Naßschlämme.

Weitere Ergebnisse liegen aus Versuchen mit Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost sowie Müllkompost vor. Bei Untersuchungen von Müllklärschlammkompost und Müllkompost waren die Ergebnisse zur Mortalität von Pflanzen besonders wichtig.

5.6.1.2 Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Mortalität von Jungpflanzen

Die Auswirkungen von Klärschlamm auf die Mortalität hängen im allgemeinen von der Art des Klärschlammes, den darin enthaltenen Nähr- und Schadstoffen, der Ausbringungsmenge, den Ansprüchen der behandelten Baumart selbst, dem verwendeten Pflanzgut und den Witterungsverhältnissen während der Pflanzung sowie in den ersten Monaten nach der Pflanzung ab.

Pflanzenausfälle wurden bei den Untersuchungen sowohl auf den behandelten als auch auf den unbehandelten Flächen beobachtet. Eine begleitende Bewässerung im Zuge der Klärschlammausbringung und / oder im ersten Pflanzjahr ließ eine verminderte Mortalität und damit ein besseres Aufkommen der gepflanzten Baumarten erkennen. Die Studien zeigten, daß die Mortalität zumeist nach Beenden der Bewässerung auf den beschlammten Flächen oder noch im ersten Pflanzjahr im Unterschied zu den Kontrollflächen stark anstieg.

Die Ausbringung von Klärschlamm kann zum Ausfall von Erstaufforstungen sowie von Ersatzaufforstungen führen. Die Untersuchungen zeigten weiters, daß die Baumarten auf die Klärschlammbehandlung unterschiedlich reagieren. Speziell Erlenarten, wie z. B. *Alnus rubra* oder *Alnus cordata*, reagierten auf die Beschlämmung durch die hohe Stickstoffzufuhr mit stark erhöhter Mortalität oder sogar Totalausfall.

Die Pflanzenausfälle können sowohl eine direkte Folge der Beschlämmung sein, als auch indirekt nach der Beschlämmung durch das Zusammenwirken verschiedener abiotischer und biotischer Faktoren oder durch Konkurrenz seitens der Bodenvegetation verursacht werden.

Als direkte Ursache für die Mortalität von Pappelhybriden sowie Nadelhölzern wurde bei großen, 10 bis 25 cm mächtigen, entwässerten Klärschlammgaben das feuchte, schlecht mit Sauerstoff versorgte Milieu infolge Sauerstoffzehrung identifiziert. Deutsche Untersuchungen ließen erkennen, daß die Verwendung von nicht pflanzen-, samen- und wurzelverträglichen, kompostierten Klärschlämmen durch Ablauf biologischer Abbauprozesse zu erhöhten Bodentemperaturen und verstärktem Sauerstoffverbrauch und damit erhöhtem Pflanzenausfall führte.

Des weiteren kann ein hoher Salzgehalt in kompostierten Klärschlämmen, speziell Müllklärschlammkompost, eine weitere Ursache für erhöhte Mortalität von behandelten Baumarten sein. Die Verwendung von unausgereiftem Müllklärschlammkompost bewirkte bei *Picea abies* auf Grund der hohen NaCl-Konzentrationen im Substrat starke Mißbildungen in Form von Korkwucherungen an den Wurzeln. Die Beimengung von Müllklärschlammkompost im

Zuge einer Lochpflanzung verursachte durch hohe Salzgehalte den Totalausfall von *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra*.

Generell wurde bei den untersuchten Baumarten keine Schwermetalltoxizität infolge der zum Teil hohen Schwermetallfrachten im Klärschlamm festgestellt.

Die Ausbringung von Klärschlamm erhöhte auch indirekt die Mortalität der Baumarten. Die durch die Beschlämmung stark stimulierte und teilweise explosionsartig aufkommende Waldbodenvegetation sowie das Aufkommen standortsfremder Acker- und Ruderalkräuter verursachten durch Ausdunkeln und Verdämmen der Jungpflanzen hohe Pflanzenausfälle. Das Überleben der Verjüngung oder Kultur nach der Ausbringung von stickstoffreichen und großen Klärschlammgaben war oft ohne Herbizideinsatz oder mechanische Unkrautbekämpfung nicht möglich. Die mechanische oder chemische Unkrautbekämpfung konnte diese Effekte nur abschwächen.

Die starke Verunkrautung förderte die Entwicklung von Maus- oder Kaninchenpopulationen. Diese bewirkten durch Ringeln und / oder Wurzelverbiß das Absterben ganzer Aufforstungen.

Die Beschlämmung bewirkte erhöhte Nährstoffgehalte in den Blättern junger Bäume, speziell an Stickstoff bzw. Rohprotein, die in der Folge eine qualitativ hochwertigere Nahrungsquelle für *Cervus elaphus* und *Odocoileus virginianus* darstellten. Verstärkter Verbiß oder sogar Knicken junger Bäume bewirkte zumindestens indirekt eine Schwächung derselben. Die entstehenden offenen Wunden stellen in der Folge vermehrt Eintrittspforten für pilzliche Erreger wie z. B. *Cytospora chrysosperma* dar. Außerdem wurden die derart geschwächten Bäume verstärkt durch Schadinsekten wie beispielsweise *Phyllophaga sp.* befallen.

Österreichischen und deutschen Untersuchungen mit Müllklärschlammkompost und Müllkompost zufolge kam es zu einem verstärkten Befall durch *Armillaria mellea* auf frisch gerodeten Schlagflächen. Stockrodung und Vollumbruch konnten den Befall durch *Armillaria mellea* verhindern.

Die plötzliche Freistellung von Bäumen im Zuge der Anlage von Rückewegen für die Ausbringung von Klärschlamm führte zu erhöhtem Sonnenbrand bei den plötzlich freistehenden Baumarten und in der Folge zu erhöhter Mortalität.

5.6.1.3 Auswirkungen von Klärschlamm auf das Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenwachstum von Jungpflanzen

Die Auswirkungen von Klärschlamm auf das Wachstum hängen von der Art des Klärschlammes, der Ausbringungsmenge, der behandelten Baumart sowie den Witterungsverhältnissen während dem Untersuchungszeitraum ab. Daneben können noch kleinstandörtliche Unterschiede zwischen den Versuchsflächen oder innerhalb einer Fläche, z. B. bezüglich Textur, Struktur oder Austauschkapazität des Waldbodens, einen enormen Einfluß ausüben.

Die Behandlung mit Naßschlamm oder entwässertem Klärschlamm bewirkte fast durchwegs, sofern es durch oben genannte Ursachen zu keiner erhöhten Mortalität gekommen war, ein verbessertes Wachstum der behandelten Baumarten.

Starke Unterschiede bei den Auswirkungen waren zwischen den Klärschlammarten erkennbar. Naßschlämme und entwässerte Klärschlämme, die auf Grund der engen C/N-Verhältnisse zumeist rasch wirken, ließen kurzfristig im direkten Vergleich mit kompostierten Klärschlämmen größere Zuwächse erkennen. Letztere wirkten als „slow-release“-Mittel.

Zudem spielte die Zusammensetzung bzw. das für die Kompostierung notwendige biogene Strukturmaterial eine wichtige Rolle für mögliche Wachstumsförderungen. Gesiebte Klärschlammkomposte mit maximal drei Zentimeter großem Grobmaterial ließen auf Grund des größeren Feinanteils im Klärschlamm signifikant größere Zuwächse als ungesiebte Klärschlammkomposte erkennen.

Eine weitere wichtige Rolle für die Beurteilung der Auswirkungen einer Behandlung auf das Wachstum spielt die Klärschlammmenge. Wie die Untersuchungen zeigten, kam es bei zu großen Klärschlammengen mit verzögerter Mineralisierung zu Zuwachsdpressionen. Auch die Art der Ausbringung ließ im direkten Vergleich Unterschiede erkennen. Die Einarbeitung von Klärschlamm bewirkte stärkere Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenzuwächse als die oberflächliche Ausbringung derselben Menge.

Die Ausbringung von Naßschlamm verursachte signifikant größere Baumhöhen und Brusthöhendurchmesser, wobei sich die Auswirkungen großer Naßschlammgaben nicht signifikant von den der kleineren Gaben unterscheiden müssen.

Amerikanische Untersuchungen zeigten, daß die Ausbringung von Naßschlamm nach vier Jahren tendentiell eine deutliche Steigerung der Grundfläche von ein- und dreijährigen *Pinus taeda* sowie der Grundfläche und des Grundflächenzuwachses bei achtjährigen *Pinus taeda* bewirkte.

Tendentiell führte die Einarbeitung von entwässerten Klärschlamm ($50 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$) zu einer noch größeren Grundfläche bei den einjährigen Kiefern. Die oberflächliche Ausbringung derselben Menge in einer dreijährigen Kultur bewirkte ebenfalls eine tendentiell höhere Grundfläche im Vergleich zur Kontrolle.

Bei Ausbringung von Klärschlamm- und Müllklärschlammkompost zeigte sich, daß die Wirkungen großer Gaben – $448 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ – nicht größer als die kleinerer Gaben – 56 bis $112 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ – waren. Die Zuwächse der behandelten Baumarten waren allerdings im Vergleich zu denen der unbehandelten Baumarten signifikant größer.

Entscheidend bei der Wirkung von industriellem Papierschlamm ist die Herkunft des Papierschlammes. Primäre Papierschlämme aus der mechanischen Abwasserreinigung sind durch weite C/N-Verhältnisse und Stickstoffimmobilisierung, Sekundärschlämme aus der biologischen Abwasserreinigung durch sehr enge C/N-Verhältnisse und rasche Stickstofffreisetzung gekennzeichnet.

Folglich waren die Auswirkungen auf das Wachstum nach erfolgter Ausbringung von Primärschlamm deutlich schlechter als die Effekte, die nach der Ausbringung von Sekundärschlamm oder Mischungen aus Primär- und Sekundärschlamm erzielt wurden.

Die Ausbringung von 225 t industriellem Papierschlamm $\cdot \text{ha}^{-1}$ in Form von $1450 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ sowie größere Gaben ergaben starke Zuwächse bei schnellwachsenden Pappeln wie z.B. *Populus trichocarpa*.

5.6.1.4 Forschungsbedarf

Ein dringender Forschungsbedarf besteht im Prinzip bei allen Klärschlamm- und Kompostarten. Im allgemeinen lassen die Klärschlämme eine positive Zuwachsförderung der jungen Baumarten erkennen. Besonders wichtig wäre es aber, die optimale Ausbringungsmenge zu eruieren. Die Behandlung sollte ein gesichertes Aufkommen des Bestandes gewähren, ohne die Mortalität im Vergleich zur Kontrolle zu erhöhen und ohne weitere negative Effekte z. B. auf die Bodenhydrologie durch erhöhte Nitratauswaschung zu verursachen.

Weiters liegen keine Untersuchungen in Bezug auf Auswirkungen nach wiederholter Ausbringung von organischen Recyclingderivaten vor. Die für die vorliegende Studie verwendete Literatur läßt außerdem nur kurzfristige Rückschlüsse auf das Wachstum der untersuchten Baumarten und Bestände zu.

Folgende Aspekte sollten ebenfalls noch genauer untersucht werden:

- Studien sollten die möglichen langfristigen positiven und negativen Effekte nach der Ausbringung von organischen Abfallstoffen untersuchen und klären.
- Auswirkungen auf die Streßresistenz von Waldbäumen gegenüber primären und sekundären Schädlingen.
- Auswirkungen auf die Frostresistenz, vor allem im Zusammenhang mit großen Ausbringungsmengen und / oder hohen Stickstofffrachten.
- Fragen im Zusammenhang mit dem Bestandeszuwachs und der Mortalität. Kann erhöhte Mortalität durch verstärkten Bestandeszuwachs ausgeglichen werden oder nicht?
- Auswirkungen auf Mykorrhiza & Wurzelsystem
- Auswirkungen auf die Holzqualität

Zuletzt sollte auf den Forschungsbedarf bei den Waldböden verwiesen werden, da eine ganze Reihe an Standortstypen noch nicht untersucht wurde.

5.6.1.5 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Mortalität von Jungpflanzen

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Grundsätzlich muß bei größeren Ausbringungsmengen mit einer explosionsartigen Entwicklung der Unkraut- und Grasschicht gerechnet werden, die ohne Einsatz von Hilfsmitteln zu enormen Ausfällen in der Aufforstung führen. Die Gras- und Unkrautflora stellt zudem eine enorme Konkurrenz um Nährstoffe und Wasser dar.

Im Zuge von plötzlichen Freistellungen der Auflagehumushorizonte, z.B. durch Kahlschläge, kommt es ohnehin zu stark erhöhten Mineralisierungsschüben und starker Verunkrautung. Gleichzeitig werden zumeist große Mengen an Nährstoffen freigesetzt, die von der Verjüngung nicht aufgenommen werden und in der Folge auf verschiedene Weise verloren gehen. Zusätzliche Gaben von Naßschlamm verschärfen diese Situation. Die freigesetzten Nährstoffe werden, sofern diese nicht aufgenommen werden, ins Grundwasser ausgetragen, verblasen usw.

Um die Konkurrenz durch die Bodenvegetation zu minimieren, sollte die Ausbringung von Naßschlamm in den letzten Jahren vor der Bestandesnutzung durchgeführt werden, wenngleich die Ausbringung selbst auf Kahlf lächen oder solchen mit niedrigem Bewuchs leichter ist.

Erfolgt die Verwertung von Naßschlamm direkt im Zuge der Aufforstung bzw. in der Verjüngungsphase des Bestandes sollten nur kleine Behandlungsmengen mit geringer N-Fracht eingesetzt werden. Mengen bzw. Frachten, die eine mechanische und chemische Unkrautbekämpfung erfordern, sollten aus ökologischen Gründen vermieden werden.

Auf Basis der zuvor genannten Ergebnisse und der durchgeführten Untersuchungen führte eine einmalige Ausbringung von 100–150 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ oder 5–7,5 t Trockensubstanz.ha⁻¹ bei einer maximalen Stickstofffracht von 400 kg.ha⁻¹ zu keiner erhöhten Mortalität des verjüngten Bestandes.

Grundsätzlich sollten jedoch in Hinblick auf das Überleben der Kultur keine unbehandelten, pathogenen und fäulnisfähigen Abwässer und Klärschlämme verwendet werden. Außerdem sollte auf Stockrodung und Vollumbruch auf Grund der Zerstörung der gewachsenen Struktur im Oberboden verzichtet werden, um den Befall von *Armillaria mellea* hintanzuhalten.

5.6.1.6 Überlegungen zur Verwertung von kompostierten Klärschlämmen und Komposten unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Mortalität von Jungpflanzen

Grundsätzlich ist ein hoher Forschungsbedarf gegeben. In Hinblick auf mögliche Forschungsprojekte sollten jedoch folgende Aspekte unbedingt berücksichtigt werden:

- Auf den Einsatz von Müllklärschlammkompost und Müllkompost sollte verzichtet werden.
- Keine Klärschlamm- und Kompost-Mengen mit zu hoher Stickstoff- und Calcium-Fracht zwecks explosionsartigem Unkrautwuchs verwenden.
- Auf nicht ausgereiften Klärschlammkompost und Biokompost verzichten.
- Keine Müllklärschlamm- und Klärschlammkomposte als Starthilfe für Koniferen verwenden.
- Keine Pflanzlochfüllung mit kompostierten Klärschlämmen und Komposten.
- Der Einsatz von Herbiziden sollte aus ökologischen Gründen vermieden werden.
- Auf Stockrodung und Vollumbruch, um den Befall von *Armillaria mellea* zu vermeiden, sollte auf Grund der Zerstörung der gewachsenen Oberbodenstruktur verzichtet werden.

5.6.2 Baumwachstum von Stangen-, Baum- und Altholz

5.6.2.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Diese betreffen bisher überwiegend Bestände, die mit Naßschlamm behandelt wurden. Die dabei verwendeten Naßschlammengen reichen im Mittel von 150 bis 400 m³.ha⁻¹ bzw. 7,5 bis 20 t Trockensubstanz.ha⁻¹. Einzelne Untersuchungsergebnisse liegen im Zusammenhang mit kommunalem und industriellem Abwasser bzw. Klärschlamm sowie mit Müllkompost vor.

5.6.2.2 Auswirkungen von Abwasser und Klärschlamm auf die Mortalität von Stangen-, Baum- und Altbeständen

Unausgewogene Nährstoffverhältnisse im Klärschlamm oder langfristig überhöhte Verregung von Abwasser konnten eine verminderte Vitalität bzw. die Mortalität einzelner Bäume bis ganzer Bestände verursachen.

Dänische Untersuchungen mit industriellem Klärschlamm auf einem degradierten Standort konnten Kupfermangel in einem Fichtenaltbestand nachweisen, der ein Triebsterben bei den

behandelten Fichten auslöste. Nachfolgende Ausgleichsdüngen mit Kupfer bewirkten ein Ansteigen der Kupfergehalte aus dem kritischen Bereich.

Deutsche Untersuchungen auf versauerten, mit kommunalem und industriellen Abwasser behandelten, schlechtwüchsigen Altbeständen ließen langfristig bei stark überhöhter Verregnung das Absterben einzelner Bäume bis ganzer Bestände erkennen. Nach Angaben der Autoren könnte die plötzlich eintretende und langdauernde Wasser-, Nähr- und Schadstoffzufuhr die Ursache sein, auf die sich die alten und kränkelnde Bestände nicht mehr einstellen konnten.

5.6.2.3 Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf das Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenwachstum von Stangen-, Baum- und Altbeständen

Wichtig für die Beurteilung möglicher Auswirkungen auf den Zuwachs von Waldbäumen nach erfolgter Klärschlammausbringung ist, daß die Höhen- und Stärkenentwicklung des behandelten Bestandes vor der Beschlämmung untersucht wird. Weiters sollten mögliche Standortsunterschiede wie z. B. Struktur, Textur oder Gründigkeit des Mineralbodens zwischen den Versuchsflächen (Behandlungen, Kontrolle) und innerhalb der Versuchsfläche dokumentiert und entsprechend berücksichtigt werden. Bei den meisten Untersuchungen wurde der Vorzustand nicht erfaßt, sodaß die Ergebnisse zumeist mit dem Klärschlamm direkt in Zusammenhang gebracht wurden.

Die Untersuchungen ließen erkennen, daß behandelte Baum- und Altbestände im Unterschied zu Aufforstungen zumeist nicht sofort auf die Beschlämmung reagierten. Die Effekte von Klärschlamm auf den Bestandeszuwachs konnten zudem bei ähnlichen Ausbringungsmengen variieren. Sofern die Effekte statistisch nicht absicherbar waren, ließen die behandelten Baumarten und Bestände zumeist tendentiell erhöhte Höhen-, Durchmesser- und Grundflächenzuwächse erkennen.

Deutsche Untersuchungen mit 150 und 300 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ zeigten, daß unterschiedliche Standortsverhältnisse vor der Beschlämmung die Durchmesser- und Höhenentwicklung in Fichten- und Kiefern-Altbeständen bereits stark geprägt hatten, sodaß die Auswirkungen einer Beschlämmung statistisch, auch langfristig, nicht mehr absicherbar waren.

Schweizer Untersuchungen mit Naßschlammgaben von maximal 400 m³.ha⁻¹ oder 20 t Trockensubstanz.ha⁻¹ bewirkten dagegen langfristig einen signifikant höheren Durchmesserzuwachs von *Quercus petraea*.

Einzelne Untersuchungen ließen eine verstärkte Wirkung des Klärschlammes auf den Durchmesser an der Kronenbasis erkennen. Diese Effekte bewirkten in der Folge eine verringerte Abholzigkeit bei behandelten Baumarten.

Deutschen Untersuchungen zufolge bewirkte die Ausbringung von Müllkompost mittelfristig ein verbessertes Wachstum von Kiefernaltbeständen. Allerdings war die Wirkung der schwächeren Müllkompostgabe von 400 m³.ha⁻¹ deutlich stärker als die der 800 m³.ha⁻¹-Gabe ausgeprägt.

5.6.2.4 Forschungsbedarf

Im Prinzip besteht bei allen untersuchten Klärschlamm- und Kompostarten ein dringender Forschungsbedarf. Wie bei Jungwüchsen ist es bei Stangen- bis Althölzern notwendig, die Auswirkungen von organischen Recyclingderivaten langfristig zu verfolgen, um mögliche, später auftretende, negative Effekte feststellen zu können. Zudem wurden zahlreiche Standortstypen, z.B. Waldstandorte auf Kalk oder Dolomit, noch nicht untersucht, sodaß je nach Bedarf derartige Standorte noch zu untersuchen sind.

Es wäre daher notwendig, für die einzelnen Standorte mit Hilfe weiterer Untersuchungen die entsprechende maximale Klärschlamm- und Kompostmenge zu ermitteln, bei deren Ausbringung es zu keinen negativen ökologischen Belastungen, wie z.B. erhöhten Nitratkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser kommt.

Folgende spezielle Fragen müssen ebenfalls noch untersucht werden:

- Auswirkungen auf die Fruktifikation
- Auswirkungen auf die Naturverjüngung von Altbeständen.
- Auswirkungen auf die Streßresistenz von Waldbäumen gegenüber primären und sekundären Schädlingen. Im Prinzip Aspekte des Forstschutzes.
- Auswirkungen auf die Resistenz gegenüber abiotischen Schadfaktoren, z.B. Frost, Eisanhang, Wind etc.
- Auswirkungen auf holzanatomische und -chemische Aspekte.
- Auswirkungen auf das Wurzelsystem und die Mykorrhiza
- Auswirkungen auf pflanzenphysiologische Aspekte

5.6.2.5 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Baumwachstum von Stangen-, Baum- und Altbeständen

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Die einmalige Ausbringung von maximal 300-400 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ oder 15-20 t Trockensubstanz.ha⁻¹ bewirkte kurzfristig (!) eine positive Auswirkung auf das Wachstum und die Entwicklung von Beständen. Gleichzeitig zeigten jedoch schwächere, d.h. um die Hälfte kleinere, Ausbringungsmengen zumeist keine signifikant geringeren Zuwachsunterschiede im Vergleich zu den stärkeren. Demnach sollten derartige Mengen ausreichen, um einen Zuwachssteigernden Effekt auf die Bestände zu erzielen.

5.6.3 Baumernährung von Aufforstungen und Jungbeständen

5.6.3.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Die Untersuchungen befassen sich in erster Linie mit den Auswirkungen von Naßschlamm, entwässertem Klärschlamm und Klärschlammkompost. Daneben finden sich einzelne Berichte mit Müllklärschlammkompost und industriellem Klärschlamm.

Bei den untersuchten Baumarten handelt es sich im überwiegenden Fall um Nadelhölzer, verschiedene Fichten- und Kiefernarten wie z.B. *Picea abies*, *Picea sitchensis*, *Pinus elliottii*, *Pinus sylvestris*. In amerikanischen Studien finden sich auch immer wieder Ergebnisse von *Pseudotsuga menziesii*. Bei den Laubhölzern, speziell Pappeln, werden unter anderem die Arten *Populus trichocarpa* oder *Populus nigra var. italica* untersucht.

Die Feld- und Laborversuche wurden hauptsächlich auf sorptionsschwachen und mehr oder weniger stark durchlässigen Böden wie Semipodsole und Podsole oder „Spodosols“ und „Psamments“ durchgeführt.

5.6.3.2 Auswirkungen von Naßschlamm, entwässertem und kompostiertem Klärschlamm auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in Jungpflanzen

Die Art des verwendeten Klärschlammes, seine Nähr- und Schadstoffzusammensetzung, Standortseigenschaften wie z. B. Gründigkeit oder Sorptionskapazität des Waldbodens, die Baumart selbst und die zumeist stark stimulierte Bodenvegetation spielen eine enorme Rolle bei den Auswirkungen von Klärschlamm auf die Ernährung der behandelten Kulturen. Die Klärschlämme zeichnen sich in der Regel durch eine hohe Stickstofffracht bei niedriger Kalium- und Magnesiumfracht sowie je nach Art und Herkunft des Abwassers unterschiedlich hohe Gehalte an Spurenelementen aus. Folglich kann die zumeist unausgewogene Zusammensetzung der Klärschlämme mit Stickstoff, Makro- und Mikronährelementen, vor allem bei hohen Klärschlammgaben, negative Auswirkungen auf die Versorgung der behandelten Baumarten ausüben.

Im allgemeinen reagierten die untersuchten Baumarten auf die Ausbringung von Naßschlamm infolge der damit verbundenen Zufuhr von Stickstoff kurzfristig deutlich mit erhöhten Stickstoffgehalten.

Langfristig ließ eine deutsche Studie nach erfolgter Ausbringung von 15 t Trockensubstanz.ha⁻¹ in Form von 450 kg N.ha⁻¹ auf einem sorptionsschwachen Standort keine verbesserten Stickstoff- und Nährstoffgehalte in den behandelten Baumarten erkennen.

Amerikanische Untersuchungen mit Naßschlamm in Form einer Stickstoffgabe von 8 t.ha⁻¹, die die Aufnahmefähigkeit des Bestandes bzw. der gesamten Vegetation bei weitem übertraf, ließen eine deutlich schlechtere Versorgung mit anderen Nährstoffen in den Nadeln von *Pseudotsgua menziesii* und *Abies grandis* erkennen. Nach acht Jahren wurde auf Grund der enormen Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm ein akuter Magnesiummangel in den Nadeln von *Pseudotsgua menziesii* und *Abies grandis* festgestellt, der sich in Chlorosen äußerte. Nachfolgend durchgeführte Magnesiumdüngungen konnten diesen Nährstoffmangel beheben. Langfristig wurden auch sinkende Stickstoff-, Kalium- und Calciumgehalte in den Nadeln festgestellt.

Der durch die Ausbringung von Naßschlamm im Oberboden erhöhte pH-Wert bewirkte, verstärkt durch die geringe Manganzufuhr mit dem Klärschlamm, eine mangelhafte Versorgung mit Mangan in den Nadeln der behandelten Baumarten.

Bei keiner Untersuchung wurden toxische Effekte auf die Baumarten durch stark erhöhte Schwermetallgehalte nachgewiesen.

Entsprechend den Angaben deutscher und amerikanischer Untersuchungen führte die Behandlung von jungen Forstpflanzen mit Naßschlamm kurz- bis mittelfristig zu Auswirkungen auf Rohproteine sowie Stoffwechselprodukte in den Nadeln.

Erhöhte Stickstoffgehalte in den Blättern beschlammter Pappeln wie *Populus trichocarpa* oder *Populus grandidentata* bedeuteten gleichzeitig erhöhte Rohproteingehalte, die in der Folge für Wildtiere ein qualitativ hochwertigeres Futter waren.

Andererseits bewirkte die Behandlung von jungen Fichten und Kiefern mit 440 und 590 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ in Form von 1180–1170 kg N.ha⁻¹ deutlich veränderte Nadelgehalte von verschiedenen, im Wasserextrakt löslichen Stoffwechselprodukten wie z. B. Aminosäuren, Zucker, organische Säuren oder Polyhydroxyphenole.

Picea abies reagierte insgesamt auf die Beschlämmung mit sinkenden Gehalten, *Pinus sylvestris* dagegen mit steigenden Gehalten an wasserlöslichen Stoffen. Getrennt nach Stoffen

wurde bei beiden Baumarten ein deutlicher Rückgang der Gehalte an Polyhydroxyphenolen, die eine Vorstufe zur Bildung von Lignin und damit Hemmstoffe gegen Pilzbefall darstellen, nachgewiesen. Die für die Stickstoffspeicherung wichtige basische Aminosäure Arginin sowie die Aminosäure Prolin wurden, speziell bei *Picea abies*, um ein Mehrfaches erhöht. Dagegen wurde der Gehalt der Aminosäure Glutamin durch die Behandlung deutlich reduziert.

Entwässerte Klärschlammgaben von $60 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ in Form einer N-Fracht von $300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ führten langfristig auf sorptionsschwachen Podsolen zu einer schwankenden, tendenziell verbesserten Nährstoffversorgung. Größere Klärschlammgaben in Form von $500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf sorptionsschwachen, sauren Böden ließen kurzfristig in den Nadeln eine deutlich bessere Versorgung mit Stickstoff und Schwefel erkennen.

Starke Unterschiede in Bezug auf die Versorgung mit Nähr- und Schadstoffen wurden im direkten Vergleich zwischen entwässertem Klärschlamm und Klärschlammkompost festgestellt. Klärschlammkompost zeichnet sich im Unterschied zu entwässertem Klärschlamm durch eine langsame Nährstofffreisetzung (slow-release) aus.

Folglich zeigte sich an Hand einer amerikanischen Untersuchung, daß die Behandlung mit Klärschlammkompost nach einem Jahr bei *Populus trichocarpa*, *Populus nigra*, *Picea sitchensis* und *Pseudotsgua menziesii* deutlich niedrigere Stickstoff-, Calcium- und Magnesiumgehalte in den Nadeln und Blättern im Vergleich zur entwässerten Klärschlammvariante verursachte. Keine Unterschiede waren zwischen den unbehandelten und mit Klärschlammkompost behandelten Pflanzen erkennbar. Allerdings ließen dieselben mit Klärschlammkompost behandelten Arten deutlich höhere Kalium- und Phosphorgehalte erkennen.

Die raschere Freisetzung durch den entwässerten Klärschlamm, der durch sehr hohe und leicht verfügbare Zinkfrachten gekennzeichnet war, verursachte im Vergleich zur Kontrolle deutlich höhere Zinkgehalte in den Nadeln von *Picea sitchensis* und *Pseudotsgua menziesii*.

Eine amerikanische Studie mit 101 t eingearbeitetem Müllklärschlammkompost $\cdot \text{ha}^{-1}$ oder $800 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (die maximale Müllklärschlammkompostmenge lag bei $404 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $3200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) ließ langfristig außer bei Stickstoff und Phosphor keine verbesserte Nährstoffversorgung erkennen.

Eine Studie in Deutschland mit 300 m^3 eingearbeitetem Müllklärschlammkompost $\cdot \text{ha}^{-1}$ oder $1130 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ließ nur kurzfristig eine bessere Versorgung mit Stickstoff, Calcium und Magnesium in den Nadeln der behandelten Baumarten erkennen. Bei beiden Studien wurden langfristig keine veränderten Schwermetallgehalte in den Nadeln festgestellt.

Die Behandlung von *Quercus rubra* Keimlingen mit eingearbeitetem Klärschlammkompost bewirkte kurzfristig eine signifikant schlechtere Versorgung mit Phosphor, Magnesium und Mangan. Die Versorgung mit diesen Nährstoffen wurde dagegen bei *Juglans regia* Keimlingen kaum verändert. Die Behandlung mit Klärschlammkompost verursachte bei beiden Baumarten positive Effekte auf die Stickstoff- und Calciumgehalte der behandelten Pflanzen. Die besten Ergebnisse wurden mit der kleinsten Gabe von $56 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, die schlechtesten mit der stärksten Gabe von $448 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $4000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ erzielt.

5.6.3.3 Forschungsbedarf

Abgesehen von den vorliegenden Feldversuchen, die sich mit dem Einsatz von Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm auf sorptionsschwachen, durchlässigen Böden befaßten, besteht vor allem bei allen Kompost- und Klärschlammkompostarten ein hoher Forschungsbedarf. Des weiteren wurden zahlreiche Standorte, z.B. auf Kalk oder Dolomit, gar nicht untersucht. In der Folge müssen die Auswirkungen von Naßschlamm und entwässerten Klärschlamm auf solchen Standorten noch genau untersucht werden.

Bis jetzt sind fast keine langfristigen Untersuchungsergebnisse verfügbar. Gerade die anorganischen Schadstoffe, die kurzfristig keine Effekte erkennen lassen, sollten in ein langfristiges Monitoring eingebunden werden. Wie die Untersuchungen zeigten, sind die durch die Beschlämmung im oberen Mineralboden erhöhten pH-Werte längerfristig wieder rückläufig. Die anorganischen Schadstoffe könnten daher bei entsprechend niedrigen pH-Werten unter Umständen wieder verstärkt verfügbar werden.

Die Auswirkungen von organischen Schadstoffen wurden bis jetzt überhaupt nicht untersucht.

5.6.3.4 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Baumernährung von Jungpflanzen

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Die Untersuchungsergebnisse der ausgewerteten Literatur zeigen in Bezug auf die Nährstoffversorgung junger Forstpflanzen deutlich, daß kleine Naßschlammgaben kurzfristig effektiver als große Naßschlammengen mit überhöhten Stickstofffrachten wirken. Steigende Ausbringungsmengen lassen im Normalfall wachsende Nährstoffungleichgewichte erkennen. Diese unterschiedlich hohen und in einem unausgewogenen Verhältnis zueinander stehenden Konzentrationen der Nährstoffe und Spurenelemente stellen bei zunehmender Naßschlammmenge ein ernstes Problem dar.

Große Naßschlammengen mit überhöhten Stickstofffrachten lösen normalerweise eine übermäßige Nitratproduktion (s. unten) aus, sodaß das Nitrat gemeinsam mit den basischen Kationen ausgewaschen wird. Dadurch kann es zu Versorgungsproblemen mit diesen Nährstoffen, vor allem aber von Magnesium, im Boden kommen. Folglich wird die verbesserte Versorgung von nährstoffarmen Böden, die eine nachhaltige Zufuhr auch mit Stickstoff, Kalium und Calcium benötigen würden, erschwert oder sogar unmöglich gemacht. Dies wiederum führt entsprechend den Angaben in der Literatur zu einer verschlechterten Ernährung der behandelten Baumarten, u.a. erkennbar am Absterben oder Verkümmern von Pflanzenteilen oder an Mangelsymptomen.

Verschiebungen der pH-Werte im Mineralboden, die in erster Linie durch die Zufuhr von starken Naßschlammengen ausgelöst werden, können außerdem Spurenelementmängel, z.B. von Eisen, Mangan oder Kupfer in den behandelten Forstpflanzen auslösen.

Da der Naßschlamm, wie aus der Literatur ersichtlich wird, bei jeder Untersuchung nur ein einziges Mal ausgebracht wurde, und folglich keine Ergebnisse aus wiederholten Ausbringungen vorliegen, beziehen sich die nachfolgenden Richtlinien nur auf eine einmalige Ausbringung.

Einmalige Naßschlammgaben von $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $15 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei einer Fracht von ca. $500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf sorptionsschwachen Böden bewirkten eine schlechtere Versorgung mit Mangan. Eine einmalige Naßschlammgabe von ca. $150\text{--}200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $10 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei einer Fracht von $300\text{--}350 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ übten keine negativen Effekte auf die Ernährung der Forstpflanzen aus.

Um negative Auswirkungen auf die Nährstoffversorgung von Aufforstungen und Jungbeständen zu vermeiden, sollten nur Naßschlämme mit ausgeglichener Nährstoffzusammensetzung oder solche, bei denen diese Ungleichgewichte durch beigemischte Tonminerale, mineralische Düngermittel usw. behoben wurden, verwendet werden.

Kleine, einmalige Gaben an entwässertem Klärschlamm von $60 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ und einer Fracht von ca. $300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf sorptionsschwachen Böden wie Podsole führten entsprechend der Ergebnisse mittelfristig zu einer verbesserten Nährstoffversorgung bei den behandelten Forstpflanzen. Außdrücklich muß betont werden, daß die gleichen Bedenken und Einschränkungen wie bei Naßschlamm gelten!

5.6.4 Baumernährung von Stangen-, Baum- und Althölzern

5.6.4.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Der Großteil der Untersuchungen beschäftigte sich mit den Auswirkungen von Klärschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von unter 10 % auf diese Bestände. Dazu gehören in erster Linie kommunale Naßschlämme, aber auch Versuche mit Abwasser und industriellem Klärschlamm. Einzelne Ergebnisse liegen zu Versuchen mit entwässertem Klärschlamm, Müll- und Biokompost vor.

5.6.4.2 Auswirkungen von Klärschlamm und Abwasser auf die Nähr- und Schadstoffgehalte in den Nadeln und Blättern von Stangen-, Baum- und Altbeständen

Eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der Auswirkungen von organischen Recyclingsderivaten spielen die Konzentrationen der Makronährstoffe und Spurenelemente im Klärschlamm, die Sorptionskapazität des Standortes, die Baumart sowie bestandesspezifische Parameter.

Kalium und Magnesium sind im Normalfall nur in Spuren im Klärschlamm enthalten, wobei ersteres als sehr mobil gilt und leicht aus dem Klärschlamm ausgewaschen wird. Hohe und gleichzeitig unausgewogene Klärschlammgaben bei zumeist hoher Stickstofffracht im Klärschlamm können im allgemeinen bei den behandelten Baumarten eine mangelhafte Versorgung mit Kalium und Magnesium auslösen.

Deutschen und dänischen Studien zufolge kam es auf schlecht nährstoffversorgten, stark durchlässigen und sorptionsschwachen Böden nach erfolgter Ausbringung von Naßschlamm nur kurzfristig zu erhöhten Stickstoffgehalten in den Nadeln. Langfristig wurden sinkende Stickstoffgehalte festgestellt, die eine schlechte bis mäßige Versorgung mit Stickstoff darstellten.

Auf denselben Standorten kam es langfristig zu keiner optimalen Versorgung mit Kalium, Calcium und Magnesium und zu schwankenden Gehalten in den Nadeln. Von den drei Elementen reagierte Magnesium am empfindlichsten. Die Magnesiumgehalte nahmen leicht ab oder blieben unverändert. Interessanterweise wurde trotz der sehr geringen Kaliumgabe mit dem Naßschlamm selten eine verschlechterte, jedoch auch keine verbesserte Versorgung mit Kalium in den Nadeln festgestellt.

Lehmige bis lehmig-tonige Bodentypen mit deutlich höherer Sorptionskapazität ließen langfristig eine Verbesserung der Stickstoffgehalte nach der Zufuhr von Naßschlamm erkennen. Die Stickstoffgehalte wurden in den Nadeln der mit $300 \text{ m}^3 \text{ Naßschlamm} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Baumarten im Vergleich zur schwächeren Naßschlammgabe von $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ kaum verändert. Auf diesen Standorten war eine Verbesserung der Calcium- und Magnesiumgehalte in den Nadeln eher möglich.

Allen Untersuchungen war die Tatsache gemeinsam, daß die mit der Ausbringung von Naßschlamm verbundene Zufuhr von anorganischen Schadstoffen zu keiner Anreicherung mit Schwermetallen in den Nadeln geführt hatte. Tendentiell wurden bei manchen Studien leicht erhöhte Cadmium- und Zinkgehalte nachgewiesen.

Dagegen wurde in einer dänischen Studie festgestellt, daß die Ausbringung von 800 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ eine mangelhafte Versorgung mit Kupfer in den Nadeln verursachte, die ein Triebsterben bei *Pinus sylvestris* auslöste. Eine sofort durchgeführte Kupferdüngung konnte diesen Mangel beheben.

Amerikanischen Untersuchungen zufolge kam es auf Grund der langandauernder Verregnung von mit Bor belastetem Abwasser zu stark erhöhten Borgehalten in den Nadeln. Diese erreichten toxische Werte, wenngleich optisch keine Schäden erkennbar waren.

5.6.4.3 Forschungsbedarf

Die Untersuchungen lassen selten erhöhte Schwermetallgehalte in den Nadel- und Blattmassen durch die Schwermetallfrachten in den verwendeten Klärschlämmen erkennen. Da die Untersuchungen vor allem kurzfristiger Natur und die Kenntnisse über die Langzeitwirkung von Schwermetallen an sich eher unbefriedigend sind, sollten diese aus ökologischen Gründen in ein langfristiges Monitoring einbezogen werden. Zusätzlich gibt es keine Untersuchungen bezüglich dem Verhalten von organischen Schadstoffen im Wald.

Wie später noch dargestellt wird, wurde eine Reihe von Bodentypen und geologischen Ausgangsmaterialien überhaupt noch nicht untersucht und sollte daher in neue Untersuchungen eingebunden werden.

Dringender Forschungsbedarf besteht außerdem bei folgenden Klärschlamm- und Kompostarten:

- Entwässerter Klärschlamm
- Klärschlamm- und Müllklärschlammkompost
- Industrielle Klärschlämme, z.B. Papierschlämme
- Spezielle Klärschlammischungen, z.B. Zugabe von Mineraldüngern, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw., um die Nährstoffgleichgewichte im Klärschlamm, vor allem von Kalium, aber auch Magnesium etc., auszugleichen.
- Bio-, Müll- und industrielle Komposte

5.6.4.4 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Baumernährung von Stangen-, Baum- und Althölzern

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Eine Voraussetzung in Hinblick auf eine mögliche Verwendung von Naßschlamm im Wald stellt eine Überprüfung des Nährstoffpotentials des Standortes sowie des Bestandes selbst,

also der Baumernährung, dar. Diese muß durchgeführt werden, um Risiken, wie z. B. Eutrophierung, erhöhte Nitratproduktion usw. zu minimieren bzw. auszuschalten.

Von entscheidender Bedeutung für die Verbesserung der Nährstoffverhältnisse in Alt- und Jungbeständen sind ausgewogene Nährstoffverhältnisse in den Klärschlämmen. Vor allem ist es aber notwendig, keine zu großen Stickstofffrachten mit dem Naßschlamm auszubringen, die die Aufnahmefähigkeit der Bestände übersteigen. In der Folge kommt es im allgemeinen zu erhöhter Produktion von Nitrat, welches gemeinsam mit den basischen Kationen ausgewaschen wird.

Daher ist es notwendig, vor der Ausbringung die Verhältnisse der Nährstoffe und der Spurenelemente im Naßschlamm zu überprüfen und potentielle Nährstoffungleichgewichte durch beigemischte Tonminerale, anorganische Dünger usw. auszugleichen.

Den Literaturangaben folgend wurden die Gehalte von Kalium, Calcium und Magnesium in den Nadeln und Blättern der untersuchten Baumarten kaum verbessert, aber auch nicht entscheidend verschlechtert. Vor allem die Versorgung mit Stickstoff wurde normalerweise in den Nadeln und Blättern der untersuchten Baumarten deutlich verbessert. Da die überwiegende Anzahl der Untersuchungen nur die kurzfristigen Ergebnisse untersuchte, können nach dem derzeitigen Kenntnisstand keine langfristigen Prognosen gemacht werden.

Da der Naßschlamm, wie aus der Literatur ersichtlich wird, bei jeder Untersuchung nur ein einziges Mal ausgebracht wurde, und folglich keine Ergebnisse aus wiederholten Ausbringungen vorliegen, beziehen sich die nachfolgenden Angaben nur auf eine einmalige Ausbringung.

Entsprechend den vorliegenden Untersuchungsergebnissen reichte eine einmalige Naßschlammgabe von $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus, um eine Verbesserung der Baumernährung in Stangen-, Baum- und Althölzern zu erzielen. Um jedoch andere mögliche negative ökologische Risiken zu minimieren, dürfte es besser sein, diese Menge um die Hälfte zu reduzieren und die zweite Hälfte bei Bedarf nach einigen Jahren noch einmal auszubringen. Eine Naßschlammmenge dieser Größe dürfte deutlich schneller abgebaut sein und auf sauren, nährstoffarmen Böden zu einer schnelleren Erhöhung der biologischen Aktivität führen.

5.6.5 Holzanatomische- und chemische Auswirkungen von Müllkompost und Müllklärschlammkompost

Diesbezüglich liegen derzeit praktisch keine Untersuchungsergebnisse vor. Dies bedeutet gleichzeitig, daß ein außerordentlich hoher Forschungsbedarf in Bezug auf die Auswirkungen aller Klärschlamm- und Kompostarten gegeben ist.

Bei der Ausbringung von Müllklärschlammkompost in einem 16jährigen *Pinus elliotii* Bestand wurde eine verstärkte Speicherung von Nähr- und Schadelementen zu Beginn der Dicksungsphase, jedoch nicht in der Jungwuchsphase festgestellt. Die Behandlung mit Müllklärschlammkompost bewirkte signifikant erhöhte Gehalte an Stickstoff und Phosphor im Xylem von *Pinus elliotii*. Die Gehalte an basischen Kationen wurden im Stammholz nicht verändert. Dagegen wurden die Gehalte an Eisen, Aluminium und Zink im Stammholz erhöht.

Kurzfristig wurde kein verstärkter Holzzuwachs nach Behandlung mit Müllkompost festgestellt. Allerdings wirkte sich die Behandlung auf das Frühholz stärker als auf das Spätholz aus. Nach sechs Jahren konnte eine Depression bei den Frühholzbreiten der behandelten Baumarten festgestellt werden.

5.6.6 Pflanzenphysiologische Auswirkungen von Naßschlamm

Diesbezüglich liegen derzeit praktisch keine Untersuchungsergebnisse vor. Dies bedeutet gleichzeitig, daß ein außerordentlich hoher Forschungsbedarf in Bezug auf die Auswirkungen aller Klärschlamm- und Kompostarten gegeben ist.

Die Ausbringung von Naßschlamm in einer achtjährigen *Pinus taeda* Kultur verursachte verstärkten Nadelverlust, der weniger auf einen veränderten Bodenwasserhaushalt als vielmehr auf die verstärkte Beschattung auf Grund des erhöhten Zuwachses der behandelten Baumarten zurückzuführen war. Keine negativen Effekte waren auf das Xylemwasserpotential (XWP) der behandelten Baumarten bei den Tagesgängen bzw. verschiedenen Niederschlagsperioden festzustellen. Die behandelten Kiefern ließen trotz größerer Nadelflächen bei gleichem Bodenwassergehalt keinen erhöhten Wasserstreß erkennen. Nach Ansicht der Autoren könnten die Effekte die Ursache unterschiedlicher Spaltöffnungsaktivitäten der behandelten und unbehandelten Kiefern sein.

Tab. 38: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Mortalität von Aufforstungen und Jungbeständen

Angaben zum Versuch	Baumarten	Mortalität ^{78, 79} [%]		Anmerkungen	
		ABWASSER (AW)			
COOLEY, 1979 Versuchsdauer 1972-1976 Abwasser; 0, 30 und 70 mm/Woche Unkrautbekämpfung (Mähen; Herbizide) im Sommer und Winter.	<i>Populus deltoides</i> x <i>P. nigra</i>	59 a	11 b	Bei allen Baumarten ist die Mortalität auf den Kontrollen höher; <i>Fraxinus pennsylvanica</i> im Vgl. zu den anderen am besten abgeschnitten.	
	<i>Liriodendron tulipifera</i>	76 a	33 b	Gründe: z. T. Trockenstress; Befall durch <i>Phyllophaga</i> sp. an <i>Larix leptolepis</i> bzw. durch Mäuse an <i>Thuja occidentalis</i> infolge starker Vergrasung (nach Unkrautbekämpfung).	
	<i>Larix decidua</i>	79 a	66 a		
	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	12 a	7 a	Keine detaillierten Angaben vorhanden; aber <i>P. deltoides</i> x <i>P. nigra</i> waren nach dem ersten Jahr fast zur Gänze ausgefallen; Ersatzaufforstung: 100 % Mortalität; Bewässerte <i>P. canescens</i> x <i>P. tremulooides</i> nach drei Jahren nur zu 28 % ausgefallen (Kontrolle 11 %).	
COOLEY, 1979; Versuchsdauer 1974-1976 Abwasser (3,9; 8,6 mm/h) Unkrautbekämpfung; s. oben.	<i>Populus deltoides</i> x <i>P. nigra</i>				
	<i>P. canescens</i> x <i>P. tremulooides</i>				
	<i>Picea glauca</i>	29	3	Die unbehandelten Kiefern österreichischer Herkunft zeigten bei allen Kontrollen die geringste Mortalität; Die behandelten lagen nur knapp hinter <i>Picea glauca</i> . Die türk. Herkünfte waren durch hohe Ausfälle gekennzeichnet. Die Ausfälle der frz. und schott. Herkünfte lagen im Mittel bei 25 %.	
	<i>Abies balsamea</i>	88	52		
COOLEY, 1979 Versuchsdauer 1974-1976 Abwasser/Jahr: 727, 914, 809 mm; insgesamt 2450 mm Herbizide gegen die Strauchschicht.	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	31	18		
	<i>Pinus sylvestris</i> ; österr. Herkunft	10	9		
	<i>Pinus sylvestris</i> ; türk. Herkunft	75	85		
	<i>Pinus sylvestris</i>			Abwasserverregnung führt zum Absterben einzelner Bäume. Bestand auf Rohhumus-Eisenhumuspodsol; Vermutung; Bäume konnten sich nicht auf die plötzliche Wasser- und Stoffzufuhr einstellen.	
NAISSCHLAMM (KSn)					
McKEE et al., 1986 KSn; 5,6 t.ha ⁻¹ , 11,1 t.ha ⁻¹ Einsatz von Herbiziden und Insektiziden	<i>Pinus taeda</i> Aufforstung			Auf allen Flächen war eine mittlere Mortalität von 40 % festzustellen. Die mit dem Herbizid Velpar behandelte Fläche zeigte eine höhere Mortalität; mußte nachgebessert werden. Außerdem wurde auf allen Flächen das Insektizid Furadan (gegen Triebwickler der Gattung <i>Evectria</i>) eingesetzt.	
	<i>Populus grandidentata</i>	4a	27b	Nach einem Jahr signifikante (p < 0,01) Unterschiede zwischen den Flächen (ohne Sonnenbrand).	
	<i>Populus tremulooides</i>	(2a)	(15b)	Verstärkter Verbiß durch <i>Cervus elaphus</i> und <i>Odocoileus virginianus</i> auf den KS Flächen infolge Verbesserung der Nahrung, 27 % der <i>P. grandidentata</i> auf den Kontrollen; 47 % auf den KS Flächen verbissen. In der Folge verstärkter Pilzbefall durch den primären Erreger <i>Cytospora chrysosperma</i> bzw. <i>Armillaria mellea</i> . Ersterer auf den KS Flächen deutlich dominierend.	
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)					
THOMANN, 1984 Versuchsdauer 1979-1982 KSe; 150 t.ha ⁻¹ ; 300 t.ha ⁻¹ Chromic Luvisol über Kalk; seichtgründig, skelettreich	<i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Cupressus arizonica</i> , <i>Gleditschia triacanthos</i> , <i>Eleaegenus augustifolia</i> , <i>Pinus halepensis</i> ; <i>Robinia pseudacacia</i> .	3,1 (4,7)	6 (15,7)	14 (23)	Gemittelte Werte aller Baumarten. (Werte inkl. <i>Alnus cordata</i>). Letztere durch starke Ausfälle gekennzeichnet; aus dem weiteren Versuch ausgeklammert. s. Gekalkter KSe!
	<i>Populus hybridus</i>				
	#206	25,7 b	12,5 a	21,4 b	NPK-Düngungsvarianten ⁸⁰ als Vergleich
	#308	15,7 a	25,5 c	22,9 b	Bei allen Klonen außer #206 wurden die größten Pflanzenausfälle bei einer der NPK-Varianten erreicht.
JOHNSON et al., 1987 Versuchsdauer 1981-1985 KSe 11,2 t.ha ⁻¹ ; 22,4 t.ha ⁻¹ ; 44,8 t.ha ⁻¹ Mähen bzw. Einsatz von Round up.	#510	21,2 b	9,1 a	13,1 a	Bei #206 war die größte Mortalität auf der Kontrolle. Die starke NPK-Variante bewirkte bei #308, #511 und #611 eine Mortalität von 44,3, 30,9 und 40,6 %.
	#611	19,1 a	19,1 a	22,9 b	
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)					

⁷⁸ Die rechte und die mittlere Spalte beziehen sich auf die KS-Gaben, wobei die größte Gabe in der rechten Spalte steht. Die jeweils linke Spalte bezieht sich auf die Kontrolle. Wenn in dem Versuch mehr als zwei Raten verwendet werden, werden die in der Tabelle verwendeten Raten „fett“ angeführt.

⁷⁹ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Zeile zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzen werden bei jedem Bericht angegeben.

⁸⁰ NPK-Varianten sind durch ähnliche Stickstoffmengen (aber anorganischer N!) wie die KSe-Gaben gekennzeichnet.

Angaben zum Versuch	Baumarten	Mortalität ⁸¹ , [%]	Anmerkungen
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 Versuchsdauer 1 Jahr / 3 Jahre Substrate ⁸¹ : von links nach rechts A) Boden; B) KSe; C) KSK	<i>Populus trichocarpa</i> <i>Populus nigra var. italica</i>	21 53 33 3 33	Nach einem Jahr auf allen Varianten im Mittel um 20 % höhere Ausfälle von <i>P. trichocarpa</i> ; letztere 34 % bei der KSe-Boden Gabe (3:1). Deutlich höhere Mortalität bei den beiden reinen KS Behandlungen infolge des feuchten und schlecht mit O ₂ versorgten Milieus. Bei <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Picea sitchensis</i> , <i>Thuja plicata</i> , <i>Pinus ponderosa</i> , <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Abies grandis</i> wurde nach drei Jahren auf allen Behandlungen außer dem reinen KSe keine Mortalität festgestellt. 8 % von <i>Pseudotsuga menziesii</i> , 13 % von <i>Tsuga heterophylla</i> und 77 % von <i>Thuja plicata</i> waren auf der KSe-Fläche ausgefallen.
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)			
RODE und FAßBENDER, 1983 Versuchsdauer 1978-1981 MKK; 100 m ³ .ha ⁻¹ ; 300 m ³ .ha ⁻¹ ; eingearbeitet; 2jährige Pflanzen zu Versuchsbeginn.	<i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Picea abies</i> <i>Fagus sylvatica</i> <i>Quercus sp.</i>	59,9 61,5 69,8 19,0 12,0 11,2 13,3 7,8 15,4 18,7 18,0 23,4	Die höchsten Ausfälle nach vier Jahren bei der starken MKK Gabe festzustellen. Bei <i>Quercus</i> nur geringfügige Unterschiede zwischen den Flächen. Eiche und Douglasie fallen mit > 50 % nach dem ersten Jahr aus. Ausfälle werden erst ab dem zweiten Jahr signifikant von der MKK Gabe beeinflusst.
SCHWARZ, 1977 MKK; 100, 800 m ³ .ha ⁻¹ eingefräst; direkt ins Pflanzloch Versuchsdauer (I) 1973-1974 Versuchsdauer (II) 1974-1976	V I: <i>Pseudotsuga menziesii</i> V I: <i>Quercus rubra</i> V II: <i>Pseudotsuga menziesii</i> V II: <i>Quercus rubra</i>	21,0 > 55,0 42,0 44,0 25,0 35,0 < 10,0 < 20,0	MKK als Ursache für die hohen Ausfälle: Kein Reifekompost; Hoher Salzgehalt. Totaler Ausfall aller Pflanzen bei der MKK Zugabe ins Pflanzloch. Ersatzaufforstung nach dem ersten Jahr durch Umpflanzung überlebender und Nachbesserung. Starkes Ansteigen der Mortalität von <i>Quercus robur</i> auf 50 % bei der großen MKK Gabe im zweiten Jahr. Bei <i>Pseudotsuga menziesii</i> lagen die beiden MKK Varianten schon nach dem ersten Jahr bei 40 %.
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)			
McINTOSH et al., 1984 Versuchsdauer 5 Monate (Glashaus) Versuchsdauer 1978-1980 KSK; 150 t.ha ⁻¹ , 300 t.ha ⁻¹	<i>Pinus strobus</i> <i>Populus hybridus</i> <i>Pinus strobus</i> <i>Populus hybridus</i>	4 20 31 2 11 15 22 15 7 0 9 3	Ergebnisse betreffen den vor der Freilandstudie angelegten Topfversuch; bei äquivalenten KSK-Mengen! <i>Pinus strobus</i> reagierte im Vgl. zu <i>Populus hybridus</i> mit deutlich erhöhter Mortalität auf die KSK-Gaben. Drei Jahre nach dem Aussetzen Mortalität von <i>Pinus strobus</i> immer noch höher.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)			
HARRINGTON und DeBELL, 1984 Versuchsdauer 1973-1982 Ind.-KSn (Papier) 225 t.ha ⁻¹ , 450 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet ersten 2 Jahre mit/ohne Bewässerung alle zwei Jahre Stockausschlag genutzt Ausmähen der Unkräuter; in den ersten vier Jahren!	Ohne Bewässerung <i>Populus trichocarpa</i> <i>Alnus rubra</i> Mit Bewässerung <i>Populus trichocarpa</i> <i>Alnus rubra</i>	11,9 35,7 35,7 54,8 78,6 71,4 28,6 26,2 38,1 59,5 76,2 71,4	<i>Populus trichocarpa</i> reagierte im ersten Jahr mit extrem hohen Ausfällen auf den KS Flächen; Ersatzaufforstung! Bei beiden Baumarten kaum Ausfälle vor der ersten Nutzung (nach zwei Jahren) feststellbar. Danach starkes Ansteigen der Mortalität; bei <i>Alnus rubra</i> deutlich stärker als bei <i>Populus trichocarpa</i> . Bei letzterer war die größte Mortalität auf den Flächen mit den größten Erträgen (Konkurrenz?).
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM			
THOMANN, 1984 Versuchsdauer 1979-1982 Gekalkter KSe; 150 t.ha ⁻¹ ; 300 t.ha ⁻¹ Chromic Luvisol über Kalk; seichtgründig, skelettreich	<i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Cupressus arizonica</i> , <i>Gleditschia triacanthos</i> , <i>Eleaegenus angustifolia</i> , <i>Robinia pseudacia</i> , <i>Pinus halepensis</i> .	3,1 7,4 15,1 (4,7) (12,7) (22)	Gemittelte Werte aller Baumarten (Werte inkl. <i>Alnus cordata</i>). <i>Alnus cordata</i> war durch starke Ausfälle gekennzeichnet; wurde daher aus dem weiteren Versuch ausgeklammert. Kaum Unterschiede zur KSe-Variante (s. oben) erkennbar. Getrennt nach Baumarten bewirkte die große gekalkte KSe-Rate eine deutlich erhöhte Mortalität bei <i>Alnus cordata</i> und <i>Ostrya carpinifolia</i> .
MÜLLKOMPOST (MK)			
MOLL und SCHWARZ, 1983 Versuchsdauer 1978-1980/1981 MK; 400 m ³ .ha ⁻¹ , 800 m ³ .ha ⁻¹ ; eingearbeitet; Pflanzung nach zwei Jahren.	<i>Pinus nigra</i>	62,5 75,0 81,5	Mortalität nach einem Jahr signifikant höher zwischen der kleinen MK-Gabe und der Kontrolle bzw. der großen MK-Gabe und der Kontrolle. Zwischen den beiden MK-Gaben konnte ein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Jedoch keine Angabe der Irrtumswahrscheinlichkeit! Ein erheblicher Teil der Mortalität wurde durch Kaninchenverbiß verursacht.

⁸¹ Keine Mengenangaben vorhanden; aber der N-Gehalt: A) N-Gehalt von 0,09 %; B) N-Gehalt von 2,3 %; C) N-Gehalt von 0,71 %.

Tab. 39: Auswirkungen von Klärschlamm auf das Baumwachstum von Aufforstungen und Jungbeständen

Angaben zum Versuch	Baumarten	Höhe ^{82, 83}				Durchmesser ^{82, 83}				Anmerkungen
		(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	
COOLEY, 1979 Abwasser 70, 30 mm/Woche Versuchsdauer 1972-1976	<i>P. deltoides</i> x <i>P. nigra</i> <i>Thuja occidentalis</i> <i>Fraxinus pennsylvanica</i> <i>Larix leptolepis</i> <i>Larix decidua</i>	(cm)	623 a	635 a	382 b	(cm)	4,46 ab	4,71 b	3,35 a	AW bewirkte signifikant größere Höhen. Nur geringfügiger Unterschied zwischen den beiden Abwassergaben zu erkennen.; Deutlich größere Höhenzuwächse auch bei <i>Larix leptolepis</i> und <i>Larix decidua</i> . Wesentlich schwächere Auswirkungen waren auf das Höhenwachstum von <i>Liriodendron tulipifera</i> , <i>Quercus borealis</i> , <i>P. canescens</i> x <i>P. grandidentata</i> festzustellen.
		(cm)	103 a	101 a	61 b	(cm)	5,46 a	4,80 a	5,36 a	
COOLEY, 1979 Abwasser/Jahr 727, 914, 809 mm (2450 mm total). Versuchsdauer 1974-1976	Gesamthöhe und Zuwachs des 3. Jahres <i>Picea glauca</i> <i>Abies balsamea</i> <i>Pseudotsuga menziesii</i>	(cm)	68,5	43,0	(cm)	43,0	(cm)	(cm)	AW bewirkte deutlich höheren Gesamtwachstum um 59 % bei <i>Picea glauca</i> und <i>Pseudotsuga menziesii</i> bzw. um 40 % bei <i>Abies balsamea</i> . Deutlich schwächer waren die Zuwächse der Kieferherkünfte; nur 18 % für die österreichische Herkunft, zwischen 31 und 36 % für die schottische, französische und türkische Herkunft. Bei allen bewässerten Baumarten, außer bei <i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Abies balsamea</i> , bewirkte das AW deutlich bessere Zuwächse im dritten Jahr der Verregnung.	
		(cm)	21,0	3,4	(cm)	21,8	(cm)	(cm)		
<i>Picea glauca</i> , <i>Abies balsamea</i> ; <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Pinus sylvestris</i> (öster., frz., schott., türk.Herkunft)	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	(cm)	30,5	0,8	(cm)	20,8	(cm)	(cm)	Bei allen bewässerten Baumarten, außer bei <i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Abies balsamea</i> , bewirkte das AW deutlich bessere Zuwächse im dritten Jahr der Verregnung.	
		(cm)	9,6	20,8	(cm)	2,0	(cm)	(cm)		
NARSCHLÄMM (KSn)										
McKEE ⁸⁴ et al., 1986 KSn 11,1, 5,6 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1985 <i>Pinus taeda</i> Aufforstung (1, 3 Jahre)	1jährige <i>Pinus taeda</i> 3jährige <i>Pinus taeda</i>	(m)	3,43 ab	3,62 a	2,91 b	(cm)	4,46 ab	4,71 b	(cm)	Die mit Furadan und der große KSn-Gabe behandelten einjährigen Kiefern hatten signifikant größere Höhen und Durchmesser als die unbehandelten Kiefern. Die mit Furadan und der großen KSn-Gabe behandelten Kiefern hatten noch größere Zuwächse. Keine Auswirkungen waren bei der 3jährigen Kiefernkultur feststellbar! Bei beiden Kulturen bildet die KSe-Gabe die Ausnahme (s. unten).
		(m)	3,70 a	3,67 a	3,74 a	(cm)	5,46 a	4,80 a	5,36 a	
McKEE et al., 1986 KSn 11,1, 5,6 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1985 8jährige <i>Pinus taeda</i> Kultur	8jährige <i>Pinus taeda</i> Gesamtwachstum 3jähriger Zuwachs	(m)	9,66 a	9,60 a	9,63 a	(cm)	17,0 a	16,8 a	(cm)	Vor Versuchsbeginn waren keine signifikanten Unterschiede vorhanden. Die KSn-Gaben bewirkten signifikant erhöhte BHDs. Die Baumhöhen blieben nahezu unverändert. Die dreijährigen BHD-Zuwächse wurden mit steigender KSn-Menge erhöht, d.h. die große KSn-Gabe bewirkte signifikant größere Zuwächse als die kleine KSn-Gabe.
		(m)	3,90 a	3,99 a	3,90 a	(cm)	8,4 a	7,7 b	15,2 b 6,1 c	
REITER et al., 1995 Aschaffenburg KSn 300 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 11/1974-1981 <i>Pinus sylvestris</i>	Gesamthöhe 1978 1981 Zuwachs 1978 1981	(cm)	122	129	129	(cm)				Vor dem Versuch war die mittlere Höhe auf den KSe-Flächen mit 74 cm und auf den Kontrollen mit 83 cm signifikant höher als auf den KSn-Flächen mit nur 69 cm. Der Höhenzuwachs war nach der Beschlämmung auf beiden KSn-Flächen signifikant größer als auf den unbehandelten Flächen. Die Gesamthöhen waren auf den KSn-Flächen größer als auf den KSe-Flächen.
		(cm)	283	275	275	(cm)				
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)										
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 Versuchsdauer 3 Jahre Substrate von links nach rechts: KSe KSK KSe:Boden (3:1) Keine Kontrolle!	1.Jahr, darunter 2.Jahr <i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Picea sitchensis</i> <i>Tsuga heterophylla</i>	(cm)	19	13	27	(mm)	2,4	1,0	(mm)	Die mit dem KSK behandelten Nadelhölzer hatten alle niedrigere Höhen und Durchmesser als diemitt dem KSe und KSe-Boden-Substrat behandelten Nadelhölzer. Die Höhenzuwächse waren auf den beiden KSe-Substraten nach zwei Jahren deutlich höher als nach einem Jahr. Die Durchmesserzuwächse waren bei allen drei Substraten nach zwei Jahren deutlich größer als nach dem ersten Jahr.
		(cm)	30	15	38	(mm)	5,7	4,0	2,6 7,0	
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)										
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 Versuchsdauer 3 Jahre Substrate von links nach rechts: KSe KSK KSe:Boden (3:1) Keine Kontrolle!	1.Jahr, darunter 2.Jahr <i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Picea sitchensis</i> <i>Tsuga heterophylla</i>	(cm)	19	13	27	(mm)	2,4	1,0	(mm)	Die mit dem KSK behandelten Nadelhölzer hatten alle niedrigere Höhen und Durchmesser als diemitt dem KSe und KSe-Boden-Substrat behandelten Nadelhölzer. Die Höhenzuwächse waren auf den beiden KSe-Substraten nach zwei Jahren deutlich höher als nach einem Jahr. Die Durchmesserzuwächse waren bei allen drei Substraten nach zwei Jahren deutlich größer als nach dem ersten Jahr.
		(cm)	30	15	38	(mm)	5,7	4,0	2,6 7,0	

⁸² Die linke und die mittlere Spalte beziehen sich auf die KS-Gaben, wobei die größte Gabe in der linken Spalte steht. Die jeweils rechte Spalte bezieht sich auf die Kontrolle. Wenn in dem Versuch mehr als zwei Raten verwendet werden, werden die in der Tabelle verwendeten Raten „fett“ angeführt.

⁸³ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Zeile zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzen werden bei jedem Bericht angegeben.

⁸⁴ KSn-Gaben mit/ohne Furadan (Chem. Mittel gegen Triebwickler der Gattung *Evertria*). Zwecks Unkrautbekämpfung wurden in der 1jährigen Aufforstung die Herbizide Velpar und Goal eingesetzt. Bei der 3jährigen Aufforstung wurde das Herbizid Velpar auf Teilflächen im ersten Jahr verwendet.

Angaben zum Versuch	Baumarten	Höhe ^{82, 83}		Durchmesser ^{82, 83}			Anmerkungen
		(m)	(m)	(cm)	(cm)	(cm)	
JOHNSON et al., 1987 KSe 44,8, 22,4, 11,2 t.ha ⁻¹ NPK-Düngungen ⁸⁵ (Vergleich) Versuchsdauer 1981-1985	<i>Populus hybridus</i> #206 #308 #510 #611						Die mit KSe behandelten Klone waren durch keine signifikant größeren BHDs im Vergleich zu den unbehandelten Klonen gekennzeichnet. Tendenziell hatten die beschlammten Klone #206, #308 deutlich größere BHDs als die unbehandelten Klone. Jeder Klon hatte bei ähnlich ausgebrachter N-Menge einen deutlich, teilweise signifikant größeren BHD als der mit NPK gedüngte Klon.
McKEE et al., 1986 KSe 49,9 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1985 1jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung (mit/ohne KSe Einarbeitung) 3jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung	1jährige <i>Pinus taeda</i> 3jährige <i>Pinus taeda</i>	(m) mit E. 3,10 a 3,86 a	(m) ohne E. 3,47 a	(cm) mit E. 3,53 a 5,36 a	(cm) ohne E. 5,11 b	(cm) Kontrolle 3,35 a 5,36 a	Die eingearbeitete KSe-Gabe bewirkte bei den einjährigen Kiefern signifikant größere Durchmesser als die andere KSe-Gabe und die Kontrolle. Vergleichlichen mit den KSn-Gaben waren keine signifikanten Unterschiede erkennbar. Keine Auswirkungen der KSe-Gabe auf die dreijährigen Kiefern; von den KSn Gaben und den Kontrollen nur geringfügig verschieden. Bei beiden Kulturen gab es keine KS-Auswirkungen auf die Höhen.
REITER et al., 1995 Aschaffenburg KSe 60 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 11/1974-1981 2jährige <i>Pinus sylvestris</i> Kultur	Gesamthöhe 1978 1981 Zuwachs 1978 1981	(cm) 126 298	(cm) 129 275				Vor dem Versuch war die mittlere Höhe auf den KSe Flächen mit 74 cm und auf den unbehandelten Flächen mit 83 cm signifikant größer als auf den KSn-Flächen mit 69 cm. Der Höhenzuwachs der mit KSe und KSn behandelten Pflanzen war signifikant größer als der der unbehandelten Pflanzen. Die Gesamthöhe war auf den KSe-Flächen größer als auf den KSn-Flächen.
THOMANN, 1984 KSe 300, 150 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1979-1982	Alle Baumarten 1979 1980 1981 1982	(%) 116,0 107,5 93,0 84,2	(%) 126,2 116,7 102,9 92,6				Positive Auswirkungen des KSe nur in den ersten zwei Jahren erkennbar; danach deutlich negativ. Die Höhenzuwächse der schwachen KSe-Gabe lagen durchwegs über der großen KSe-Rate. Bei gleicher Ausbringungsmenge war der Zuwachs der mit KSe behandelten Baumarten größer als bei den mit gekalktem KS behandelten Baumarten.
THOMANN, 1984 KSe; gekalkter KS; Keine Trennung (KS-Typ, Menge) 150, 300 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1979-1982 <i>Ostrya carpinifolia</i> ; <i>Robinia pseudacacia</i> , <i>Pinus halepensis</i>	Kontrolle = 100 % 1979 1980 1981 1982	(%) 106,9 91,6 70,5 61,3	(%) 145,4 118,4 97,2 92,6				Positive Auswirkungen des Klärschlammes im Durchschnitt nur in den ersten beiden Jahren erkennbar. Günstige Auswirkungen anfangs nur bei <i>Robinia pseudacacia</i> und <i>Pinus halepensis</i> erkennbar. Die Beschlämmung hatte für die Baumarten <i>Ostrya carpinifolia</i> und <i>Eleagnus augustifolia</i> äußerst negative Auswirkungen auf das Baumwachstum. Die Zuwächse von <i>Quercus ilex</i> und <i>Cupressus arizonica</i> unterschieden sich kaum von den unbehandelten Pflanzen.
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)							
JOKELA et al. MKK 448, 224, 112 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet Versuchsdauer 16 Jahre	<i>Pinus elliotii</i>	(m) 17,2 a	(m) 17,2 a	(cm) 20,2 a	(cm) 19,4 a	(cm) 16,2 b	Alle mit MKK behandelten Kiefern hatten nach 16 Jahren signifikant größere Höhen und Durchmesser als die unbehandelten Kiefern. Die beiden größeren MKK-Gaben erzielten nur geringfügig größere Höhen und Durchmesser als die kleine MKK-Gabe.
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)							
GOUIN und WALKER, 1977a KSK ⁸⁶ 448, 224, 112 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet Gesiebt; ungesiebt Versuchsdauer 1,5 Jahre Pflanzbeetversuch!	<i>Liriodendron tulipifera</i> gesiebt ungesiebt <i>Cornus florida</i> gesiebt ungesiebt	(cm) 45,7 a 27,1 a	(cm) 33,0 b 26,1 a				Die mit gesiebten KSK (224, 448) behandelten <i>Liriodendron</i> -Pflanzen hatten deutlich größere Sproßlängen im Vergleich zu den anderen Keimlingen. Zwischen diesen beiden Gaben bestanden kaum Unterschiede. Die Sproßlängen der mit gesiebten KSK behandelten Pflanzen waren generell signifikant größer als die mit ungesiebten KSK behandelten. Die mit gesiebten KSK behandelten <i>Cornus</i> waren signifikant, die mit ungesiebten KSK behandelten Pflanzen tendenziell größer als die unbehandelten. Keine signifikanten Unterschiede bestanden zwischen den gesiebten bzw. den ungesiebten KSK-Gaben.
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)							

⁸⁵ NPK-Varianten sind durch ähnliche Stickstoffmengen (aber anorganischer N) wie die KSe Gaben gekennzeichnet.

⁸⁶ Gesiebter KSK (Holzspäne max. 3 cm lang); [ungesiebter KSK (Holzspäne bis zu 15 cm lang)].

Angaben zum Versuch	Baumarten	Höhe ^{82, 83}		Durchmesser ^{82, 83}			Anmerkungen
		(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	(cm)	
GOUJIN, ⁸⁷ 1977b KSK (gesiebt, ungesiebt) 448, 224, 112 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet Versuchsdauer 2,5 Jahre Pflanzbeetversuch!	Keine Kontrolle! <i>Picea abies</i> gesiebt ungesiebt	18,4 ab 14,7 c	20,6 a 19,2 ab	19,8 a 17,2 b			Die signifikanten Unterschiede beziehen sich auf gesiebte und ungesiebte KSK-Gaben gemeinsam. Jede gesiebte KSK-Gabe bewirkte größere Sproßlängen als die bei gleicher Menge entsprechende ungesiebte KSK-Gabe. Nur geringfügige Unterschiede zwischen den gesiebt und ungesiebt KSK-Gaben. Die Sproßlängen der beiden zusätzlichen Varianten (s. unten) waren mit 21,7 cm bzw. 22,3 cm deutlich länger als die eingearbeiteten KSK-Gaben.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLÄMM (IND.-KS)							
HARRINGTON und DeBELL ⁸⁸ , 1984 Ind.-KSn (Papier) 450, 225 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet (Raten = 2900, 1450 kg N.ha ⁻¹) Versuchsdauer 1973-1982 Die ersten 2 Jahre mit/ohne Bewässerung. Alle 2 Jahre Stockausschlag geerntet (insgesamt 4mal). Herbizide vor Versuchsbeginn!	1. Ernte, 4. Ernte darunter <i>Populus trichocarpa</i> mit Bewässerung ohne Bewässerung <i>Alnus rubra</i> mit Bewässerung ohne Bewässerung	(m)	(m)	(m)	(cm)	(cm)	(cm)
		5,0 4,3 4,7 3,5	4,6 3,7 4,5 4,3	4,4 4,2 3,3 4,1	4,1 2,6 4,0 3,4	4,3 2,6 3,8 2,7	3,7 2,8 3,0 2,5
		3,7 3,3 3,1 3,0	3,7 3,2 3,7 3,4	3,6 3,4 3,8 3,8	3,1 2,6 2,5 2,2	2,8 2,8 3,1 2,7	2,8 2,8 2,9 2,9
SPEZIELLE KLÄRSCHLÄMME							
THOMANN, 1984 Gekalkter KS 300, 150 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1979-1982	Alle Baumarten 1979 1980 1982	(%)	(%)	(%)			
		102,7 89,1 80,6	108,8 97,6 87,8	100 100 100			Positive Auswirkungen der KS-Gaben nur bis 1980. Die Auswirkungen waren danach deutlich negativ. Zuwächse der schwach beschlammten Arten waren größer als die der stark behandelten. Bei gleicher KS-Menge waren die Zuwächse der mit gekalktem KS behandelten Arten kleiner als die mit KSe behandelten Arten.

⁸⁷ Als zusätzliche Varianten wurden eine gesiebte, oberflächlich ausgebrachte KSK-Gabe (112 t.ha⁻¹) sowie eine 1 t.ha⁻¹ Osmocote (N-P-K) mit 112 t.ha⁻¹ Sägespäne verwendet.

⁸⁸ Mineralischer N-Dünger (auch P und K) beigegeben, um das C/N Verhältnis auf 100 zu reduzieren (zuvor bei 200 durch den hohen Anteil an Primärschlamm). Höhen und Durchmesser beziehen sich immer auf den größten Austrieb pro Stock; 1. Ernte (1976) und vierte Ernte (1982).

Tab. 40: Auswirkungen von Klärschlamm auf das Baumwachstum von Altbeständen

Angaben zum Versuch	Baumarten	Höhe ^{89, 90}	Durchmesser ^{89, 90}	NASSSCHLAMM (KSn)		Anmerkungen
		(m)	(cm.a ⁻¹)	(cm.a ⁻¹)	(cm.a ⁻¹)	
ASCHMANN et al., 1990 KSn 12,0; 6,0; 3,0 t.ha ⁻¹ Raten = 800, 400, 200 kg N.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1986-1987 BHD-Zuwachs (1986, 1987)	<i>Cornus florida</i> <i>Ulmus rubra</i> <i>Acer rubrum</i>					Die Abwasserausbringung bewirkte keine signifikanten Auswirkungen auf den Zuwachs. Die mit der kleinsten AW-Rate behandelten Baumarten wiesen tendenziell deutlich größere Zuwächse als die unbehandelten und stärker behandelten Baumarten auf. Die einzige Ausnahme stellte die mittlere AW-Rate bei <i>Acer rubrum</i> (1987) dar. 1986 war durch verstärkte Trockenheit gekennzeichnet. Lt. ASCHMANN et al. (1990) bewirkte die Trockenheit im Boden eine verringerte N-Aufnahme sowie ein größeres Feinwurzelsterben.
BROCKWAY, ⁹¹ 1983a KSn 19,3; 9,7; 4,8 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1976-1977 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> & <i>Pinus strobus</i> Bestand	BHD (2/14 Monate) <i>Pinus resinosa</i> <i>Pinus strobus</i> Ø an Kronenbasis, (14 Monate) <i>Pinus strobus</i>					Der BHD von <i>Pinus strobus</i> war auf den beiden stärker behandelten Flächen nach zwei und 14 Monaten signifikant erhöht. Zwischen den beiden KSn-Gaben waren keine statistischen Unterschiede gegeben. <i>Pinus resinosa</i> reagierte nicht auf die Beschlämmung. Die stärkste KSn-Gabe bewirkte dagegen bei <i>Pinus strobus</i> einen signifikant reduzierten Durchmesser an der Basis der lebenden Krone. Die Durchmesser von <i>Pinus resinosa</i> blieben nahezu unverändert.
KELLER, 1988 KSn 400, 200 m ³ .ha ⁻¹ ⁹² Versuchsdauer 1970-1981 50jähriger <i>Quercus petraea</i> Bestand	<i>Quercus petraea</i> Probabäume ⁹³ Gesamtbestand	(m) 19,28 3,79*	(m) 19,15 3,53*	(m) 18,63 3,07*	(%) 104,9 117,3 107,7 114,2 118,0	Signifikante Unterschiede in Bezug auf den Durchmesserzuwachs beziehen sich auf p < 0,05 (*); p < 0,01 (**) und p < 0,001 (****). Elf Jahre nach der Beschlämmung konnte bei den Probabäumen mit steigender Ausbringungsmenge ein signifikanter Höhenzuwachs festgestellt werden. Die KSn-Gaben bewirkten schon nach zwei Jahren einen signifikant erhöhten BHD-Zuwachs. Dieser Einfluß hielt sechs Jahre, teilweise hochsignifikant an. Keine signifikanten Unterschiede waren in Bezug auf die Oberhöhen des beschlammten und unbehandelten Bestandes feststellbar.
McKEE et al., 1986 KSn 11,1, 5,6 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1984 28jähriger <i>Pinus taeda</i> Bestand ⁹⁴	<i>Pinus taeda</i> Gesamtwachstum 4jähriger Zuwachs	(m) 20,4 a 1,98	(m) 21,0 a 2,32	(m) 20,2 a 1,95	(cm) 27,2 a 3,1 a	In Bezug auf das Gesamtwachstum bewirkten die KSn-Gaben keine signifikant veränderten Durchmesser und Höhen. Dagegen war der 4jährige BHD-Zuwachs der Kontrolle signifikant (p < 0,05) kleiner als der der KSn-Gaben. Tendenzial waren alle untersuchten Parameter der schwächer beschlammten Flächen größer als die der stärker behandelten Flächen.
NGUYEN et al., 1986 KSn 8,0 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1984 70jähriger Laubholzmischbestand	3jähriger BHD-Zuwachs <i>Quercus rubra</i> <i>Quercus alba</i> <i>Acer rubrum</i> Alle 3 Baumarten	(cm) 0,78 b 0,66 b 0,86 a 0,88 b	(cm) 0,56 a 0,41 a 0,46 a 0,54 a	(cm) 0,56 a 0,41 a 0,46 a 0,54 a	(cm) 24,6 a 1,7 b	Die Beschlämmung bewirkte signifikant größere BHD-Zuwächse bei <i>Quercus rubra</i> und <i>Quercus alba</i> . Außerdem konnte eine deutliche Steigerung bei <i>Acer rubrum</i> festgestellt werden. Insgesamt betrachtet bewirkte die Beschlämmung einen signifikant größeren BHD-Zuwachs im Vergleich zum unbehandelten Bestand.

⁸⁹ Die linke und die mittlere Spalte beziehen sich auf die KS-Gaben, wobei die größte Gabe in der linken Spalte steht. Die jeweils rechte Spalte bezieht sich auf die Kontrolle. Wenn in dem Versuch mehr als zwei Raten verwendet wurden, werden die in der Tabelle verwendeten Buchstaben in der Zeile zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.

⁹⁰ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Zeile zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.

⁹¹ Durchmesserzuwachs in Brusthöhe (1976; 1977) und an der Basis der lebenden Krone (1976+1977).

⁹² Die KSn-Gaben, 2x300 m³.ha⁻¹ und die 800 m³.ha⁻¹, blieben unberücksichtigt; erstere, weil sie nicht wie die beiden anderen zeitgleich (Jahresabstände) ausgebracht wurde; letztere, weil der Boden nicht aufnahmefähig war, ein Großteil des KSn seitlich abfloß (nur eine einzige Parzelle konnte damit überhaupt beschlammmt werden).

⁹³ Angaben betreffen die absolute Höhe (obere Zeile), den Höhenzuwachs (untere Zeile) sowie den jährlichen Durchmesserzuwachs in Prozent im Vergleich zur Kontrolle (1974-1978) der Probabäume.

⁹⁴ Acht Jahre zuvor durchforstet; Stammzahl dabei auf 25-33 % reduziert.

Angaben zum Versuch	Baumarten		Höhe ^{89, 90}		Durchmesser ^{89, 90}			Anmerkungen
	(m)	(m)	(m)	(m)	(dm)	(dm)	(dm)	
REITER ⁹⁵ et al., 1995 Starnberg KSn; 353, 169 m ² .ha ⁻¹ Versuchsdauer 11/1973-1992 59jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	<i>Picea abies</i>							Absinken der mittleren Stammzahl von 1511 auf 677 ha ⁻¹ in 18 Jahren. Langfristig konnten in Starnberg, nach 18 Jahren, keine signifikanten Auswirkungen auf die Höhen- und Durchmesserentwicklung festgestellt werden. Tendenz war die Durchmesser- und Höhenentwicklung nach 18 Jahren auf den Kontrollen stärker. Beschlämmung dürfte aber keine Wuchsdepression bei der Fichte verursacht haben. Absinken der natürlichen Stammzahlen von 420 ha ⁻¹ auf ca. 400 ha ⁻¹ . Wie in Starnberg waren die Unterschiede zwischen den Flächen keine Folge der KSn-Ausbringung. Unterschiede bei der Höhen- und Durchmesserentwicklung waren schon zu Versuchsbeginn gegeben. Zu Versuchsende bestanden keine Unterschiede zwischen der stark behandelten und unbehandelten Fläche.
	1973	24,8	24,0	23,0	22,7	21,0	20,4	
	1979	26,9	25,7	25,7	27,0	25,1	24,6	
	1984	28,9	27,2	28,3	30,1	27,6	27,3	
	1991	30,1	28,9	29,7	33,5	30,4	30,8	
REITER et al., 1995 Geisenfeld KSn; 296, 148 m ² .ha ⁻¹ Versuchsdauer 12/1975-1988 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<i>Pinus sylvestris</i>							Absinken der natürlichen Stammzahlen von 420 ha ⁻¹ auf ca. 400 ha ⁻¹ . Wie in Starnberg waren die Unterschiede zwischen den Flächen keine Folge der KSn-Ausbringung. Unterschiede bei der Höhen- und Durchmesserentwicklung waren schon zu Versuchsbeginn gegeben. Zu Versuchsende bestanden keine Unterschiede zwischen der stark behandelten und unbehandelten Fläche.
	1975	23,6	23,8	23,4	35,6	32,0	34,7	
	1981	25,3	24,9	25,2	36,6	33,5	35,5	
	1987	25,8	25,8	25,0	37,8	35,2	36,7	
McKEE et al., 1986 49,9 t KSe.ha ⁻¹ . (11,1 t KSn.ha ⁻¹) Versuchsdauer 1981-1984 28jähriger <i>Pinus taeda</i> Bestand	<i>Pinus taeda</i>							Zwischen den KSn und KSe-Gaben konnten keine signifikant veränderten Gesamthöhen, Gesamtdurchmesser und Höhenzuwächse festgestellt werden. Der Höhenzuwachs war tendenziell auf der KSn-Fläche geringer. Der BHD-Zuwachs war auf den beschlammten Flächen signifikant größer als auf den Kontrollen. Der Zuwachs war auf den KSn-Flächen tendenziell größer als auf der KSe-Fläche.
	Gesamtwachstum	(m)	(m)	(m)	(cm)	(cm)	(cm)	
	20,5 a	(20,4 a)	20,2 a	26,9 a	(26,4 a)	24,6 a	24,6 a	
	2,16 a	(1,98 a)	1,95 a	2,5 ab	(2,8 a)	1,7 b	1,7 b	
BROCKWAY ⁹⁶ , 1983a Ind.-KSn 32,0; 16,0; 8,0 und 4,0 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1976-1977 40jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand								Die Beschlämmungen bewirkten keine signifikant veränderten Zuwächse der Durchmesser in beiden Baumhöhen. Signifikante Zuwachsunterschiede an der Basis der lebenden Krone, die vor der Beschlämmung gegeben waren, waren 14 Monate nach der Beschlämmung statistisch nicht länger absicherbar.
	BHD (2 Monate)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	
	BHD (14 Monate)	1,8 a	1,9 a	1,9 a	1,9 a	1,7 a	1,7 a	
	Krone (14 Monate)	1,5 a	1,6 a	1,6 a	6,0 a	6,3 a	6,5 a	

⁹⁵ Angaben bezüglich Höhe und Durchmesser betreffen jeweils den verbleibenden Bestand.

⁹⁶ Durchmesserzuwachs in Brusthöhe (1977) und an der Basis der lebenden Krone (1976+1977).

Tab. 41: Auswirkungen von Klärschlamm auf die Grundfläche von Alt- und Jungbeständen

Angaben zum Versuch	Baumarten	Grundfläche ^{97, 98}	Anmerkungen
ALTBESTÄNDE			
NAßSCHLAMM (KSn)			
NGUYEN et al., 1986 KSn 8 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1984 70jähriger Laubholzmischesbestand	3jähriger Zuwachs <i>Quercus rubra</i> <i>Quercus alba</i> <i>Acer rubrum</i> Alle 3 Baumarten	(m ² .ha ⁻¹) 0,65 a 0,55 a 0,63 a 2,03 b	Die Beschlämmung bewirkte eine signifikante erhöhte Bestandesgrundfläche. Die Grundfläche von <i>Quercus rubra</i> , von <i>Quercus alba</i> und von <i>Acer rubra</i> wurde durch den KSn nicht signifikant, tendenziell jedoch um 22 %, 49 % und 65 % gesteigert.
REITER et al., 1995 Starnberg KSn; 353, 169 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 11/1973-1992 59jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	<i>Picea abies</i> 1973 1979 1984 1991	(m ² .ha ⁻¹) 53,7 42,7 37,7 45,2	Die behandelten und unbehandelten Flächen ließen schon vor Versuchsbeginn deutliche Unterschiede in Bezug auf die Grundfläche erkennen. Die Unterschiede waren nicht auf die KSn-Ausbringung zurückzuführen.
REITER et al., 1995 Geisenfeld KSn; 296, 148 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 12/1975-1988 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<i>Pinus sylvestris</i> 1975 1981 1987	(m ² .ha ⁻¹) 42,9 45,3 47,2	Die behandelten und unbehandelten Flächen ließen schon vor Versuchsbeginn deutliche Unterschiede in Bezug auf die Grundfläche erkennen; bis zu 28 %. Die langfristigen Unterschiede zwischen den Flächen waren keine Folge der KSn Ausbringung.
KELLER, 1988 400, 200 m ³ KSn.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1970-1981	<i>Quercus petraea</i> Gesamtbestand	(m ² .ha ⁻¹) 27,12 26,28	Die Beschlämmung bewirkte signifikant (p < 0,05) erhöhte Grundflächen. Die 400 m ³ .ha ⁻¹ Gabe erzielt die größte Grundfläche. .
McKEE et al., 1986 KSn 11,1; 5,6 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1984 28jähriger <i>Pinus taeda</i> Bestand ⁹⁹	<i>Pinus taeda</i> Gesamtwachstum Vierjähriger Zuwachs	(m ² .ha ⁻¹) 26,8 a 3,28 a	Zwischen den beschlämmten und unbehandelten Flächen waren keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Grundfläche erkennbar. Die schwach behandelten Kiefern erreichten eine signifikant größere Grundfläche als die KSe-Fläche.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)			
McKEE et al., 1986 KSe 49,9 t.ha ⁻¹ (11,1 t KSn.ha ⁻¹) s. oben	<i>Pinus taeda</i> Gesamtwachstum Vierjähriger Zuwachs	(m ² .ha ⁻¹) 24,1 a 3,26 a	Zwischen der mit KSe, der stark mit KSn beschlämmten Fläche und der unbehandelten Flächen waren keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Grundfläche erkennbar. Die kleine KSn-Gabe bewirkte dagegen eine signifikant größere Grundfläche als die KSe-Gabe. Jedoch keine Unterschiede in Bezug auf die Zuwächse vorhanden.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)			
BOCKHEIM et al., 1988 Ind.-KSe (Papier); P.+S. (1:1) 32, 64, 96 t.ha ⁻¹ ; Versuchsdauer 1984-1987 27jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand ¹⁰⁰	Gesamtwachstum Grundfläche (Gf) Gf in mittlerer Höhe 3jähriger Zuwachs Grundfläche (Gf) Gf in mittlerer Höhe	(cm ² .Baum) 217 a 104 b (cm ² .Baum.a ⁻¹) 9,6 b 11,1 b (cm ² .Baum.a ⁻¹) 231 a 137 a (cm ² .Baum.a ⁻¹) 14,6 a 24,5 a (cm ² .Baum.a ⁻¹) 210 a 104 b (cm ² .Baum.a ⁻¹) 12,7 a 19,1 a	Ind.-KS ließ keinen Einfluß auf die Grundfläche in beiden Baumhöhen erkennen. Einzig die kleine Gabe bewirkte eine signifikant größere Grundfläche in mittlerer Baumhöhe als die Kontrolle und die beiden größeren Gaben. Nur die kleine Ind.-KSn Gabe erzielt einen tendenziell höheren Zuwachs als die Kontrolle. Die stärker behandelten Kiefern weisen einen signifikant niedrigeren Zuwachs als die schwach behandelten Kiefern auf. Sie haben ferner tendenziell niedrigere Zuwächse als die unbehandelten Kiefern.

⁹⁷ Die linke und die mittlere Spalte beziehen sich auf die KS-Gaben, wobei die größte Gabe in der linken Spalte steht. Die jeweils rechte Spalte bezieht sich auf die Kontrolle. Wenn in dem Versuch mehr als zwei Raten verwendet, werden die in der Tabelle verwendeten Raten „fett“ angeführt.

⁹⁸ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Zeile zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzen werden bei jedem Bericht angegeben.

⁹⁹ Acht Jahre zuvor durchforstet; Stammzahl dabei auf 25-33 % reduziert.

¹⁰⁰ Die Angaben betreffen die Grundfläche, die „Grundfläche in mittlerer Baumhöhe“ (1987) und die dreijährigen Zuwächse derselben (pro Baum und Jahr)

Angaben zum Versuch	Baumarten	Grundfläche ^{97, 98}			Anmerkungen
AUFFORSTUNGEN UND JUNGBESTÄNDE					
NAßSCHLAMM (KSn)					
McKEE ¹⁰¹ et al., 1986 KSn 11,1; 5,6 t.ha ⁻¹ 1jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung 3jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung	1jährige <i>Pinus taeda</i> 3jährige <i>Pinus taeda</i>	(m ² .ha ⁻¹) 1,79 a 1,80 a	(m ² .ha ⁻¹) 2,17 a 1,63 a	(m ² .ha ⁻¹) 1,17 a 1,80 a	Die KSn-Gaben und die Furadan-Gabe (2,29 m ² .ha ⁻¹) bewirkten bei den einjährigen Kiefern keine signifikant erhöhten Grundflächen. Tendenziell jedoch waren diese im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Die kleine KSn-Gabe erzielte bei den dreijährigen Kiefern eine geringfügig kleinere Grundfläche.
McKEE et al., 1986 KSn 11,1; 5,6 t.ha ⁻¹ 8jährige <i>Pinus taeda</i> Kultur	8jährige <i>Pinus taeda</i> Gesamtwachstum und 3jähriger Zuwachs.	(m ² .ha ⁻¹) 17,31 a 11,48 a	(m ² .ha ⁻¹) 15,98 ab 10,24 a	(m ² .ha ⁻¹) 13,68 b 7,46 b	Die Grundfläche wurde auf der stark beschlammten Fläche signifikant im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Die Zuwächse wurden auf beiden beschlammten Flächen signifikant erhöht. Aber keine Unterschiede zwischen den beiden KSn-Gaben.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)					
McKEE et al., 1986 KSe 49,9 t.ha ⁻¹ 1jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung (mit/ohne KSe Einarbeitung) 3jährige <i>Pinus taeda</i> Aufforstung	1jährige <i>Pinus taeda</i> 3jährige <i>Pinus taeda</i>	(m ² .ha ⁻¹) 1,40 2,11	(m ² .ha ⁻¹) 2,69	(m ² .ha ⁻¹) 1,17 1,80	Die eingearbeitete KSe-Gabe bewirkte bei den einjährigen Kiefern tendenziell stark, aber nicht signifikant, erhöhte Grundflächen. Grundfläche auf der mit eingearbeiteten KSe behandelten Fläche auch deutlich größer als die der KSn-Gaben (s. oben). Die Grundfläche der dreijährigen Kiefern wurde durch die KSe-Gabe tendenziell, auch im Vergleich zu den KSn-Gaben, erhöht.

¹⁰¹ KSn Gaben mit/ohne Furadan (Chem. Mittel gegen Triebwickler der Gattung *Evertria*). Zwecks Unkrautbekämpfung wurden in der 1jährigen Aufforstung die Herbizide Velpar und Goal eingesetzt. Bei der 3jährigen Aufforstung wurde das Herbizid Velpar im ersten Jahr auf Teilflächen verwendet.

Tab. 42: Auswirkungen auf die Blatt- und Nadelgehalte von Jungbeständen und Aufforstungen

Angaben zum Versuch ¹⁰²		Art	Gehalte ^{103, 104}						Raten	Anmerkungen
NARSCHLAMM (KSn)			mg N.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	µg Zn.g ⁻¹			
AGUINAGALDE und HÜSER, 1980		<i>Picea abies</i>	26**	5,7**	3,0***	2,2***	52,1**	590 m ³ .ha ⁻¹	Statistische Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle beziehen sich auf p < 0,05 (*); p < 0,01 (**) und p < 0,001 (***). Die Mn-Gehalte wurden bei <i>Picea</i> deutlich, bei <i>Pinus</i> hochsignifikant reduziert. Letztere sanken auf die Hälfte bzw. ein Drittel ab. Bei beiden Baumarten waren keine Auswirkungen auf die Gehalte von Kupfer, Cadmium und Blei erkennbar.	
440, 590 m ³ .ha ⁻¹			23	4,9**	1,6**	1,9**	54,9**	440 m ³ .ha ⁻¹		
Ländlicher KSn ¹⁰⁵ (schwermetallarm)		<i>Pinus sylvestris</i>	21	7,0	3,5	0,8	17,6	Kontrolle		
Kontrolle ¹⁰⁶			21*	7,8*	6,7***	1,0***	38,1	590 m ³ .ha ⁻¹		
Glashausversuch			20	7,9*	6,8***	1,1***	49,9*	440 m ³ .ha ⁻¹		
			19	7,0	1,9	0,5	38,6	Kontrolle		
AGUINAGALDE und HÜSER, 1980		<i>Picea abies</i>	mg N.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	µg Zn.g ⁻¹		Statistische Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle beziehen sich auf p < 0,05 (*); p < 0,01 (**) und p < 0,001 (***). Die KSn-Gaben bewirkten bei <i>Picea</i> signifikant reduzierte (p < 0,05) Mn-Gehalte um ein bzw. zwei Drittel. Die kleine KSn-Gabe bewirkte bei <i>Pinus</i> sogar um ca. 75 %, hochsignifikant reduzierte Mn-Gehalte. Bei beiden Baumarten waren keine Auswirkungen auf die Gehalte von Cu-, Cd- und Pb zu erkennen.	
440, 590 m ³ .ha ⁻¹ ;			26,0*	6,5*	6,3**	1,5	33,6**	590 m ³ .ha ⁻¹		
Städtischer KSn (schwermetallreich)		<i>Pinus sylvestris</i>	25,0*	5,4**	8,2***	2,1***	17,6	440 m ³ .ha ⁻¹		
			21,0	7,0	3,5	0,8	39,3	Kontrolle		
			20,7	8,1	5,0	0,8	32,4	590 m ³ .ha ⁻¹		
			21,3*	7,5	6,2***	1,1***	33,7*	440 m ³ .ha ⁻¹		
			18,6	7,0	1,9	0,5	33,7	Kontrolle		
AGUINAGALDE und HÜSER, 1980		<i>Picea abies</i>	W	Arginin	G+F	SU, d. f. Z.	Php		Bei <i>Picea</i> bewirkten die KSn-Gaben signifikante Abnahmen der wasser- und chloroformlöslichen Stoffe. Die N-Zufuhr bewirkte erhöhte N-Gehalte und Aminosäuren (beide bei <i>Picea</i> stärker ausgeprägt), speziell Arginin. Glutamin war bei den beschlammten Kiefern nicht nachweisbar. Außerdem deutlicher Rückgang der Php durch den Stickstoff. Php bildet Vorstufen für das Lignin und Hemmstoffe gegen Pilzbefall. Die einzige Ausnahme war die schwermetallreiche 590 m ³ .ha ⁻¹ KSn-Gabe bei <i>Pinus</i> . Eine hochsignifikant negative Korrelation war zwischen den N-Gehalten und der Gruppe der organ. Säuren und Php bei <i>Picea</i> erkennbar.	
590 m ³ .ha ⁻¹ ; (ländl., städt.)			mg.g ⁻¹	µmol.g ⁻¹	mg.g ⁻¹	mg.g ⁻¹	mg.g ⁻¹	ländl. KSn		
W: Wasserextrakt ¹⁰⁷			287,96*	17,3*	36,5**	103,9**	23,0**	städt. KSn		
G+F: Glucose und Fructose			278,60*	14,0	40,6*	78,2**	26,6*	Kontrolle		
SU, d. f. Z.: Summe der freien Zucker			334,06	6,91	58,8	109,3	33,9	ländl. KSn		
Php: Polyhydroxyphenole		<i>Pinus sylvestris</i>	278,62	15,48	71,6*	79,4*	28,7	städt. KSn		
			292,92	9,66	56,8	63,8	38,1	Kontrolle		
			261,54	12,22	59,8	70,5	34,3			
HARRISON et al., 1994a		1989	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹		1981 erfolgte die Ausbringung von 272 t.ha ⁻¹ KSn (8000 kg N.ha ⁻¹). Nach acht Jahren wurde auf den beschlammten Flächen ein akuter Mg Mangel (Chlorosen) festgestellt. Mg Gehalte waren signifikant (p < 0,01) vermindert. Mg-Düngung bewirkte ein signifikantes Ansteigen der Mg-Gehalte, jedoch nicht auf der mit Mg nicht behandelten KSn-Fläche (Nadeln noch immer chlorotisch!); die dort trotzdem erhöhten Mg-Gehalte dürften auf die Verlagerung des Sprühnebels zurückzuführen sein. Keine signifikanten Unterschiede mit der Kontrolle! Noch immer deutlich höhere (nicht signifikante) Ca und K Gehalte in den Nadeln der Kontrollflächen.	
KSn		<i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Abies grandis</i> .	14,4	1,5	5,7	3,6	0,25**	300 t.ha ⁻¹		
300,0 t.ha ⁻¹			15,1	1,7	6,6	4,2	0,93	Kontrolle		
Versuchsdauer 1981-1989/1990		1990	14,8	1,3	6,0	2,8	0,67**	300 t.ha ⁻¹		
Als Folge der Chlorosen wurden die Flächen mit Magnesium ¹⁰⁸ behandelt.		KSn	16,1	1,6	6,5	4,2	1,06	Kontrolle		
		KSn + MgSO ₄	15,9	1,7	7,1	4,3	1,18			
		KSn + MgSO ₄ /Dolomit (Kontrolle)	15,4	1,4	7,0	5,8	0,93			

¹⁰² Angaben beziehen sich u.a. auf den KS-Typ, die KS-Mengen, die Versuchsdauer sowie, wenn vorhanden, auf die obersten 20 cm Mineralboden (pH_{CaCl2}).

¹⁰³ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.

¹⁰⁴ n.d. = not detected.

¹⁰⁵ Ländliche KSn ist durch ca. um die Hälfte niedrigere Fe, Mn und Cu Gehalte, deutlich niedrigere Cd, Pb Gehalte, aber durch höhere Zn Gehalte charakterisiert.

¹⁰⁶ Boden-Torf (3:1) Mischung; gedüngt mit NPK (500, 100, 120 mg/Topf).

¹⁰⁷ Wasserextrakt enthält die Gruppe der Aminosäuren, Zucker, organischen Säuren und Polyhydroxyphenole, während im Chloroformextrakt die Gruppe der Pigmente, Harze, Fette, Terpene usw. zu finden ist (AGUINAGALDE, 1980).

¹⁰⁸ 1989 wurden die Flächen daher als Folge der Chlorosen, wie folgt, behandelt: Die KS Flächen erhielten: A) Kein Magnesium; B) MgSO₄ (20 g.l⁻¹) in Form von Sprühnebel + mineralischer MgSO₄ (100 g als Band 25 cm um den Baum) sowie C) MgSO₄ (20 g.l⁻¹) in Form von Sprühnebel + Dolomit (200 g in die obersten 10 cm Mineralboden). D) Kontrollflächen erhielten jährlich 50 g 10-10-10 NPK (pro Baum), aber kein Magnesium. Allerdings unvorsichtiges Sprühen, daher Verfrachtung des Mg-haltigen Sprühnebels in die Nachbarflächen.

Angaben zum Versuch ¹⁰²	Art	Gehalte ^{103, 104}						Raten	Anmerkungen
NAßSCHLAMM (KSn)									
		µg Mn.g ⁻¹	µg Zn.g ⁻¹	µg Ni.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹	µg Cr.g ⁻¹			
HARRISON et al., 1994a KSn 300,0 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1981-1989/1990	1989 <i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Abies grandis</i> . 1990 KSn KSn + MgSO ₄ KSn + MgSO ₄ /Dolomit (Kontrolle)	236** 102	104** 24	11** 6	1,2 0,7	0,4** 0,2	300 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Signifikant erhöhte Gehalte einzelner Schwermetalle infolge der KSn-Gabe; p < 0,05 (*) und p < 0,01 (**). Die Beschlämmung bewirkte keine Auswirkungen auf die Nadelgehalte von Eisen, Aluminium, Kupfer, Arsen und Blei. Die statistischen Unterschiede zwischen den Kontrollen und den KS Flächen blieben trotz der Mg-Behandlung bei allen Elementen bestehen. Die Magnesiumdüngung bewirkte auch keine tendenziellen Änderungen bei den Schwermetallen.	
REITER et al., 1995 Aschaffenburg; KSn; 300 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 3/1980-1992 (Letzte Beprobung 1983) 2jährige <i>Pinus sylvestris</i> Kultur	<i>Pinus sylvestris</i> 1975 1981 1989	mg N.g ⁻¹ 23,1 24,8 18,0 18,6 16,7 15,8	mg Ca.g ⁻¹ 2,5 2,0 3,58 3,00 2,61 1,83	mg Mg.g ⁻¹ 0,50 0,50 0,83 0,61 0,76 0,56	mg K.g ⁻¹ 6,00 7,20 6,10 4,74 6,44 6,30	mg Cu.g ⁻¹ 5,2 6,9 4,1 4,7 5,7 5,5	300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	KSn bewirkte ein deutliches Absinken der N Gehalte von > 22 mg N.g ⁻¹ , teilweise bis 13-14 mg N.g ⁻¹ (N-Mangel), waren langfristig aber ausreichend (16-18 mg N.g ⁻¹). Die Ca und Mg Gehalte waren auf den KSn Flächen anfangs erhöht, zu Versuchsende von den Kontrollen nicht zu unterscheiden. Mn Gehalte waren dagegen infolge der KSn Gabe deutlich abgesunken. Keine Auswirkungen waren auf die Zn und Cu Gehalte festzustellen.	
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)									
BLEDSE und ZASOSKI, 1981 Einjährige Versuchsdauer Substrate ¹⁰⁹ , A) KSe B) KSK C) KSe:Boden (1:3) D) Boden. (= Reihenfolge der Angabe der Gehalte).	<i>Populus trichocarpa</i> <i>Populus nigra var. italica</i>	mg N.g ⁻¹ 29 19 26 18 28 15 24 14	mg P.g ⁻¹ 4,0 4,8 3,0 2,5 6,1 7,0 4,0 3,3	mg K.g ⁻¹ 12 19 16 18 14 28 18 18	mg Ca.g ⁻¹ 17 13 14 12 21 11 18 12	mg Mg.g ⁻¹ 4,3 2,6 2,3 2,9 6,5 2,9 4,2 4,5	Typ A Typ B Typ C Typ D Typ A Typ B Typ C Typ D	Die langsamere Verfügbarkeit von N bzw. die geringeren Gehalte vor allem von Ca und Mg im KSK waren die Ursache für die geringeren Gehalte dieser Elemente in den Blättern. KSe bewirkte deutlich erhöhte Gehalte von N, Ca und Mg in den Blättern; KSK von K und P. Die KSe-Varianten bewirkten eine enorme Steigerung der Zn Gehalte ¹¹⁰ (bei Typ A auf 1000-1200 mg.kg ⁻¹ ; bei Typ C auf 900-990 mg.kg ⁻¹); ansonsten max. in Spuren nachweisbar. Zn Gehalt im reinen KSe um das 100fache höher als in der KSe/B-Mischung. Pb, Cd und Cu sind nur in den KSe-Varianten nachweisbar. Deutlich erhöhte N-Gehalte in den Nadeln der mit KSe behandelten <i>Pseudotsuga menziesii</i> und <i>Picea sitchensis</i> infolge größerer Verfügbarkeit als durch den KSK. Letzterer wiederum war durch eine deutlich bessere Zufuhr von P und K gekennzeichnet. Die Nadeln der unbehandelten Baumarten zeigten nur im Vergleich zur KSe-Variante deutlich niedrigere Ca-Gehalte. Dagegen bewirkte die Behandlungen keine bessere Versorgung mit Mg. Die Mg-Gehalte nahmen in den Nadeln der beschlammten Baumarten teilweise deutlich ab.	
BLEDSE und ZASOSKI, 1981 Einjährige Versuchsdauer Substrate A) KSe; B) KSK; D) Boden. Untersuchte Baumarten: <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Picea sitchensis</i> , <i>Thuja plicata</i> , <i>Pinus ponderosa</i> , <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Abies grandis</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Picea sitchensis</i> <i>Tsuga heterophylla</i>	mg N.g ⁻¹ 18 a 12 b 11 b 23 a 17 b 10 c 12 a 12 a 14 a	mg P.g ⁻¹ 2,9 b 6,9 a 3,0 b 2,7 b 4,1 a 2,6 b 2,4 c 7,5 a 3,9 b	mg K.g ⁻¹ 9,6 a 12,0 b 10,0 a 11,0 a 15,0 b 10,0 a 9,4 a 12,0 b 8,4 a	mg Ca.g ⁻¹ 5,7 a 5,2 a 4,8 a 8,7 a 7,1 b 6,8 b 4,7 a 6,9 b 5,6 a	mg Mg.g ⁻¹ 2,5 a 2,2 a 2,7 a 2,1 a 1,4 b 2,0 a 2,1 a 2,5 b 3,0 c	Typ A Typ B Typ D Typ A Typ B Typ D Typ A Typ B Typ D		

¹⁰⁹ Keine Mengenangaben vorhanden; aber der N Gehalt: A) N-Gehalt von 2,3 %; B) N-Gehalt von 0,71 % und C) N von 0,29 %; D) N-Gehalt von 0,09 %.

¹¹⁰ Zink war für die Pflanzen leicht verfügbar; 80 % des im KSe enthaltenen Zinks war mit 2N nitric acid extrahierbar.

Angaben zum Versuch ¹⁰²	Art	Gehalte ^{103, 104}										Raten	Anmerkungen	
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)														
		µg Zn.g ⁻¹	µg Fe.g ⁻¹	µg Pb.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹	µg Zn.g ⁻¹	µg Ca.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Cu.g ⁻¹		
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 Einjährige Versuchsdauer Substrate: (Reihenfolge): A) KSe; B) KSe:Boden (1:3); D) Gedüngter Boden.	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	270	120	6,1	5,9	3,4							Typ A Typ B Typ D	Der hohe Zn-Gehalt des KSe (um das 100fache höher als in der KSe-Boden-Mischung bzw. der hohe Anteil an leicht extrahierbarem Zink) bewirkte auch bei den Nadelhölzern deutlich erhöhte Zn-Gehalte in den Nadeln.
Untersuchte Baumarten: <i>Pseudotsuga menziesii</i> , <i>Picea sitchensis</i> , <i>Thuja plicata</i> , <i>Pinus ponderosa</i> , <i>Tsuga heterophylla</i> , <i>Abies grandis</i>	<i>Picea sitchensis</i>	35	290	4,4	6,1	n.d.							Typ A Typ B Typ D	Die KSe-Gabe bewirkte keine signifikant erhöhten Gehalte an Pb, Cu und Cd in den Nadeln der untersuchten Baumarten. Die Cd-Gehalte der beschlammten Baumarten waren aber im Vergleich zur Mineraldünger-Variante stark erhöht. Selbiger Effekt konnte auch bei <i>Pinus ponderosa</i> nachgewiesen werden.
	<i>Tsuga heterophylla</i>	230 240 59	170 140 570	6,5 5,8 6,3	6,5 7,1 11	n.d. n.d. n.d.							Typ A Typ B Typ D	Dagegen bewirkte die Beschlämmung verminderte Fe-Gehalte in den Nadeln verbunden mit sichtbarem Schäden an den Nadeln (Chlorosen).
JOHNSON et al., 1987 KSe 11,2 t.ha ⁻¹ , 22,4 t.ha ⁻¹ , 44,8 t.ha ⁻¹ ; NPK-Düngungsvarianten ¹¹¹ (Vergleich) Versuchsdauer 1981-1985 Klone (#206, #308, #510, #611)	<i>Populus hybridus</i>	3,0 3,0 2,9 3,2 2,9	7,3 c 8,8 bc 14,2 a 5,2 a 7,9 c	12,7 11,6 11,6 14,0 11,3	29 20 20 21 38	0,20 0,60 0,36 < 0,02 0,40							44,8 t.ha ⁻¹ 22,4 t.ha ⁻¹ Gr. NPK-Gabe Kl. NPK-Gabe Kontrolle	KSe-Gaben bewirkten bei allen Nähr- und Schadstoffen (auch bei Cr, Cu, Ni und Pb) keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zur Kontrolle und den NPK Flächen. Außerdem keine signifikanten Unterschiede zwischen den Klonen. Einzig die K-Gehalte waren auf den beiden mit NPK stärker behandelten Flächen signifikant (p < 0,05) höher.
REITER et al., 1995 Aschaffenburg KSe 60 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 11/1974-1989 2-jährige <i>Pinus sylvestris</i> Kultur	<i>Pinus sylvestris</i>	21,8 24,8 18,5 18,6 19,3 15,8	2,70 2,00 3,96 3,00 2,24 1,83	0,51 0,50 0,86 0,61 0,47 0,56	6,00 7,20 6,30 4,74 7,04 6,30	6,4 6,9 4,7 4,7 6,5 5,5							60 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 60 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 60 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Deutliches Absinken der N-Gehalte von > 22 mg N.g ⁻¹ für mehrere Jahre, auch auf den Kontrollen; nach 14 Jahren mit 18-19 mg N.g ⁻¹ wieder suboptimal. Die Ca- und Mg-Gehalte wurden durch den KSe mehrjährig deutlich erhöht, die Mn-Gehalte dagegen erniedrigt. Die Zn- und Cu-Gehalte wurden wie beim KSn nur geringfügig verändert.
WEETMAN et al., 1993 KSe k.A. (500 kg N.ha ⁻¹ ; 133 kg P.ha ⁻¹) Düngervariante: NH ₄ NO ₃ (225 kg N.ha ⁻¹) triple superphosphat (75 kg P.ha ⁻¹) Versuchsdauer 1990-1991 Reihenfolge der Angaben: KSn; Düngung; (Kontrolle)	<i>Tsuga heterophylla</i> <i>Abies amabilis</i> <i>Thuja plicata</i>	10,2 b 15,0 a 6,2 c 9,3 b 14,2 a 4,9 c 11,2 b 15,3 a 8,2 c	2,6 a 1,7 b 1,2 c 1,4 1,4 1,3 1,9 1,7 1,3	6,6 a 4,6 b 7,3 a 6,6 b 7,1 b 10,2 a 5,1 6,0 4,9	3,8 a 3,5 ab 3,2 b 3,7 a 4,0 a 2,4 b 7,5 8,1 6,8	1,6 a 1,0 b 1,5 a 0,7 0,7 0,7 1,6 a 1,2 b 1,5 a							KSn Düngung Kontrolle KSn Düngung Kontrolle KSn Düngung Kontrolle	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Die N-Gehalte wurden im Unterschied zu den Kontrollen (N-Mangel) stark, auf den Düngerebenen stärker erhöht. Deutliche Anstiege der P-Gehalte bei <i>Tsuga</i> und <i>Thuja</i> . Teilweise signifikante Veränderungen bei den K-, Ca- und Mg-Gehalten zu beobachten. Die KSe-Gabe bewirkte im Vergleich zur Kontrolle eine signifikante Erhöhung der S-Gehalte in den Nadeln von <i>Tsuga</i> , <i>Abies</i> und <i>Thuja</i> , bei <i>Tsuga</i> auch bei der Düngungsvariante. Kaum veränderte Schwermetallgehalte auf den KSe- und Düngungsflächen. Letztere verursachte bei <i>Tsuga</i> eine signifikante Erhöhung der Cu-Gehalte. Die KSe-Gabe bewirkte enorm erhöhte Mn-Gehalte in den Nadeln von <i>Abies</i> und <i>Tsuga</i> .
MÜLLKLÄRSCHLÄMMKOMPOST (MKK)														
JOKELA et al. 1993 MKK 112, 224, 448 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet Versuchsdauer 16 Jahre	<i>Pinus elliotii</i>	11,3 b 11,2 b 10,0 a	1,2 b 1,2 b 0,9 a	12 b 10 ab 8 a	µg Zn.g ⁻¹ 54 b 54 b 43 a	448 t.ha ⁻¹ 224 t.ha ⁻¹ Kontrolle								Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Die MKK-Gaben ließen nach 16 Jahren signifikant erhöhte Gehalte bei N, P, B und Zn erkennen. Keine Unterschiede zwischen den Behandlungen. Die Gehalte von K, Ca, Mg bzw. Mn, Fe, Al, Cd, Cr und Cu waren signifikant nicht verändert.

¹¹¹ NPK-Varianten sind durch ähnliche Stickstoffmengen (aber anorganischer N) wie die KSe Gaben gekennzeichnet.

Angaben zum Versuch ¹⁰²	Art	Gehalte ^{103, 104}						Raten	Anmerkungen
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)									
		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	
RODE und FAßBENDER, 1983 MKK 100 m ³ .ha ⁻¹ ; 300 m ³ .ha ⁻¹ ; eingearbeitet; entsprechen 378 und 1134 kg N.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1978-1981	<i>Pseudotsuga menziesii</i> <i>Picea abies</i> <i>Pinus</i>	20,4 16,8 17,8 17,6 18,9 18,1	3,0 2,1 1,9 1,7 2,4 1,8	6,0 8,3 4,5 4,5 6,0 4,5	7,5 4,0 3,4 3,5 4,5 3,0	0,8 0,3 0,8 0,6 1,0 0,6			Die MKK-Gaben bewirkten verbesserte Nährstoffgehalte, wobei die große MKK-Gabe bei Ca und Mg (<i>Pinus</i> , <i>Pseudotsuga</i>) bzw. bei Stickstoff (<i>Pseudotsuga</i>) deutlich höhere Gehalte bewirkte als die kleine Gabe. Die MKK-Gaben bewirkten eine deutlich schlechtere Versorgung mit K bei <i>Picea abies</i> . Die sichtbaren Mg-Mangelscheinungen (orange-gelb) bei <i>Picea abies</i> konnten durch den MKK beseitigt werden. Die MKK-Gabe bewirkte keine Anreicherung mit den Schwermetallen Cd, Cr, Cu, Zn, Ni und Pb in den Nadeln. Teilweise nahmen die Gehalte (Cr, Cu, Ni) sogar ab. Dies dürfte auf die Anhebung des pH-Wertes im Boden verbunden mit verstärkter Bindung der Schwermetalle an die organische Substanz zurückzuführen sein.
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)									
		mg N.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	%Ca	µg Mn.g ⁻¹	µg Al.g ⁻¹			
GOUIN und WALKER, 1977a KSK; gesiebt ¹¹² 112; 224; 448 mt.ha ⁻¹ ; eingearbeitet Versuchsdauer 1,5 Jahre Pflanzbeetversuch!	<i>Liriodendron tulipifera</i>	37 29 27 23	14,9 12,2 13,6 24,7	1,25 1,23 1,29 1,02	59 113 209 469	39 110 180 341			Der KSK bewirkte eine deutliche Verbesserung der N- und Ca-Gehalte; aber deutlich schlechtere K-Versorgung. Geringe Effekte auf die Mg- und P-Gehalte. Der KSK bewirkte stark verminderte Al- und Mn-Gehalte; eventuell infolge reduzierter Verfügbarkeit im Boden auf Grund des pH-Anstieges. Keine Auswirkung auf die Zn-, Cu- und B-Gehalte! Kurzfristig waren Chlorosen an den Blättern zu beobachten!
KORCAK et al., 1979 KSK 56, 112, 224, 448 t.ha ⁻¹ ; eingearbeitet Versuchsdauer 439 Tage <i>Quercus rubra</i> und <i>Juglans nigra</i> Saat 148 Tage nach der KSK Gabe.	nach 291 Tagen <i>Quercus rubra</i>	1,8 a 1,7 a 2,0 a 1,9 a 2,7 b	8,0 6,8 7,8 7,2 7,5	5,8 6,8 6,6 6,8 7,2	mg Mg.g ⁻¹ 3,1 a 3,4 ab 3,7 bc 4,1 c 4,9 d				Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Der KSK bewirkte deutlich verminderte P- und Mg-Gehalte. Keine Effekte waren auf die Zn-, Cu-, Ni-, Cd-Gehalte festzustellen. Die Mn-Gehalte waren bei beiden Baumarten auf den KSK-Flächen signifikant reduziert. Keine Auswirkungen waren auf die Nährstoffgehalte von <i>Juglans nigra</i> erkennbar. Einzig die Ca-Gehalte waren auf den 448 und 224 t.ha ⁻¹ Flächen signifikant erhöht.
McINTOSH et al., 1984 Versuchsdauer 1978-1980 KSK; 150 t.ha ⁻¹ , 300 t.ha ⁻¹	<i>Pinus strobus</i> 1979 1980	1,6 1,6 1,5 1,7	4,7 4,1 1,0 1,3	3,1 1,9 3,0 3,2	mg Mg.g ⁻¹ 1,2 1,0 0,9 0,7	µg Zn.g ⁻¹ 39 39 26 b 33 a			Nur geringfügig verbesserte Nährstoffgehalte in den Nadeln der beschlammten Kiefern. Die N Gehalte wurden deutlich erhöht, die P Gehalte der schwächer behandelten Kiefern waren 1980 signifikant kleiner als die der unbehandelten. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05.
McINTOSH et al., 1984 Versuchsdauer 1978-1980 KSK; 150 t.ha ⁻¹ , 300 t.ha ⁻¹	<i>Populus hybridus</i> ¹¹³ 1978 1979 1980	15,9 17,3 24,3 a 20,1 b 21,7 a 16,6 b	10,8 9,2 11,1 a 8,6 b 24,5 a 18,0 b	5,8 a 9,7 b 12,3 14,1 8,1 a 6,3 b	mg Mg.g ⁻¹ 1,8 2,9 1,6 b 3,5 a 1,8 2,6	µg Zn.g ⁻¹ 19 a 120 b 41 a 169 b 18 a 127 b			Stark erhöhte N- und K-Gehalte auf den KSK-Flächen. Dagegen lassen dieselben eine schlechte Versorgung auf den Kontrollflächen erkennen. KSK bewirkte mit steigender Gabe eine schlechtere Versorgung mit Mg (ab 1979). Die Ca-Gehalte waren ferner anfangs deutlich reduziert. Die reduzierten Cu- und Zn-Gehalte dürften eine Folge der Verdünnung auf Grund des gleichzeitig stark erhöhten Baumwachstums sein. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)									
		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹		
COMERFORD und FISKELL, 1983 Ind.-KSn 5,5, 11,0, 22,0 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer	<i>Pinus elliotii</i>	10,7 10,2 10,0 9,6	0,96 0,88 0,88 0,80	9,6 8,8 8,6 8,4	0,92 0,81 0,79 0,74				Ein Jahr nach der Beschlämmung waren keine Auswirkungen auf die Nährstoff- (Ca, Mg) und Schwermetallgehalte (Cd, Cr, Cu, Ni und Zn) festzustellen. Die N- und P-Gehalte der beiden Austriebe im ersten Jahr nach der Beschlämmung waren mit steigender Rate signifikant (p < 0,1) erhöht.

¹¹² Gesiebter KSK (Holzspäne max. 3 cm lang); [ungesiebter KSK (Holzspäne bis zu 15 cm lang)].

¹¹³ *Populus deltoides* und *Populus angulata* x *P. trichocarpa*.

Tab. 43: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Blatt- und Nadelgehalte von Altbeständen

Angaben zum Versuch		Art	Gehalte ¹¹⁴						Raten	Anmerkungen
			ABWASSER (AW)							
			µg B.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹		
COOLEY, 1979 KSn (AW) 25, 50, 88 mm pro Woche ⁻¹ , 5 Jahre lang Versuchsdauer 1972-1976 20jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand		1972-1976 ¹¹⁵ <i>Pinus resinosa</i>	33,4 a 27,1 a 28,1 a 22,1 b	75,2 a 66,4 ab 54,9 bc 27,0 d	56,0 a 56,2 a 53,2 a 26,4 b	79,9 a 74,0 a 79,5 a 32,8 b	49,0 a 46,5 a 50,0 a 24,0 b	88 mm/Woche ⁻¹ 50 mm/Woche ⁻¹ 25 mm/Woche ⁻¹ Kontrolle	Die Bor-Gehalte wurden durch die AW-Gaben signifikant erhöht. Zwischen den AW-Gaben sind außer 1973 keine Unterschiede erkennbar. Bor-Gehalte mit mehr als 74 mg B.kg ⁻¹ liegen nach COOLEY (1979) im toxischen Bereich. Optisch waren aber keine Schäden erkennbar.	
ASCHMANN et al., 1990 KSn 12; 6; 3 t.ha ⁻¹ KSn-Raten = 800, 400, 200 kg N.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1986-1987 Laubmischwald		Oberschicht <i>Cornus florida</i> <i>Ulmus rubra</i>	mg N.g ⁻¹ 24,7 22,3 20,3 28,0 25,2 23,2						12,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle 12,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Die N-Gehalte von <i>Cornus florida</i> nahmen mit steigender KSn-Rate signifikant linear zu. Die N-Gehalte von <i>Acer rubrum</i> wurden durch die AW-Gaben nicht signifikant, jedoch tendenziell erhöht. Die Erhöhung der N-Gehalte war auch auf den signifikanten Anstieg an mineralisierbaren Stickstoff in 0-20 cm Bodentiefe zurückzuführen.
ASCHMANN et al., 1990 KSn 12; 6; 3 t.ha ⁻¹ KSn-Raten = 800, 400, 200 kg N.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1986-1987 Laubmischwald		Unterschicht <i>Lindera benzoin</i> <i>Panthenocissus quiquefolia</i>	mg N.g ⁻¹ 33,5 33,6 29,8 28,7 26,7 21,9						12,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle 12,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Die N-Gehalte von <i>Panthenocissus quinquefolia</i> und <i>Lindera benzoin</i> nahmen mit steigender KSn-Rate signifikant linear zu. Bei <i>Berberis thunbergii</i> und <i>Circaea quadrifida</i> stiegen die N-Gehalte stiegen mit steigender KSn-Gabe von 19,9 auf 27,2 g.kg ⁻¹ bzw. von 25,9 auf 31,0 g.kg ⁻¹ nicht signifikant, aber tendenziell an.
BROCKWAY, 1983a KSn 19,3, 9,7, 4,8 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1976-1977 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> & <i>Pinus strobus</i> Bestand.		Oberschicht 1976 links, 1977 rechts <i>Pinus resinosa</i> <i>Pinus strobus</i>	mg N.g ⁻¹ 12,8 c 11,7 b 11,0 a 13,6 c 12,4 b 10,9 a	mg N.g ⁻¹ 15,9 c 13,6 b 10,9 a 16,8 c 14,7 b 13,0 a	mg P.g ⁻¹ 1,6 a 1,5 a 1,6 a 1,7 a 1,7 a 1,7 a	mg P.g ⁻¹ 1,6 a 1,8 a 1,7 a 1,7 b 1,8 a 1,8 b	mg P.g ⁻¹ 1,6 a 1,8 a 1,7 a 1,7 b 1,8 a 1,8 b	19,3 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ Kontrolle 19,3 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Die N- und P-Gehalte beziehen sich auf die Jahre 1976 bzw. 1977 (zwei bzw. 14 Monate nach der Beschlämmung). Die N-Gehalte beider Baumarten waren zu beiden Zeitpunkten auf den beiden stärker beschlämmten Flächen signifikant erhöht. Die N-Gehalte der am stärksten behandelten Kiefern waren signifikant größer als die der mit 9,7 t.ha ⁻¹ behandelten Kiefern. Die N/P-Verhältnisse waren bei beiden Baumarten nach 14 Monaten von 6,3 bzw. 7,1 auf 10,2 mit steigender KSn-Menge tendenziell angestiegen.	
BROCKWAY, 1983a KSn 19,3, 9,7, 4,8 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1976-1977 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> & <i>Pinus strobus</i> Bestand		Unterschicht 1976 links, 1977 rechts <i>Pinus resinosa</i> <i>Pinus strobus</i>	mg N.g ⁻¹ 26,6 b 19,3 ab 11,5 a 24,1 b 21,2 ab 14,1 a	mg N.g ⁻¹ 29,6 c 21,0 b 12,1 a 28,1 c 21,7 b 13,6 a	mg P.g ⁻¹ 3,3 b 2,8 b 1,2 a 3,4 b 3,4 b 1,6 a	mg P.g ⁻¹ 3,7 c 2,7 bc 1,3 a 3,6 c 2,9 b 1,7 a	µg Cd.g ⁻¹ 2,0 b 1,4 ab 0,3 a 2,8 b 1,0 a 0,6 a	19,3 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ Kontrolle 19,3 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Die N- und P-Gehalte beziehen sich auf die Jahre 1976 bzw. 1977 (zwei bzw. 14 Monate nach der Beschlämmung). Die N-Gehalte beider Baumarten waren nach zwei Monaten auf der am stärksten beschlämmten Fläche, nach 14 Monaten auf den zwei am stärksten beschlämmten Flächen signifikant erhöht. Die P-Gehalte waren auf allen KSn-Flächen signifikant größer als auf den Kontrollen. Die Cd-Gehalte waren zwei Monate nach der Beschlämmung auf den beiden stärker beschlämmten Flächen, nach 14 Monaten nur noch auf der am stärksten behandelten Fläche signifikant erhöht.	
CAMPA et al., 1986 KSn 9,9 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 10/1981-8/1982 Rp = Rohprotein		Frühjahr, Sommer ⁸² ¹¹⁶ <i>Populus grandidentata</i> <i>Populus tremuloides</i>	mg P.g ⁻¹ 2,7 a 3,8 b 2,5 a 3,2 b	mg Rp.g ⁻¹ 156 a 216 b 172 234	mg P.g ⁻¹ 2,2 2,5 1,3 2,9	mg Rp.g ⁻¹ 126 a 174 b 112 a 165 b	mg Rp.g ⁻¹ 126 a 174 b 112 a 165 b	9,9 t.ha ⁻¹ Kontrolle 9,9 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,1. Die Beschlämmung bewirkte in den ersten Monaten nach der Ausbringung signifikant erhöhte N-Gehalte in den Pappelblättern. Eng damit verbunden war der Anstieg der Rohproteine, der für Wildtiere eine deutlich erhöhte Futterqualität darstellt. Der gleiche Effekt konnte bei <i>Populus grandidentata</i> noch nach mehr als einem Jahr beobachtet werden.	

¹¹⁴ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzangaben werden bei jedem Bericht angegeben.

¹¹⁵ Jahrgänge steigen von links nach rechts an.

¹¹⁶ (Frühjahr links, Sommer rechts)

Angaben zum Versuch	Art	Gehalte ¹⁴							Raten	Anmerkungen
		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Zn.g ⁻¹	µg Ni.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹		
GRANT und OLESEN, 1984 KSn (pH von 6,1) 800 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 1973/1974-1981 Rohhumus-Podsol 75jähriger <i>Picea abies</i> Bestand.	<i>Picea abies</i> 1975	20	2,1	2,5	41	1,6	800 m ³ .ha ⁻¹	Die Verregnung bewirkte anfangs optimale N-Gehalte in den Nadeln. Diese sanken aber wieder auf ein Minimum ab. Die P-Gehalte zeigten auf den beschlammten Flächen eine optimale Versorgung. Keine Effekte waren auf die Gehalte von K, Ca und Mg erkennbar. Die KSn-Gabe bewirkte einen Cu-Mangel in den Nadeln verbunden mit Triebsterben. Ein Jahr nach der KSn Gabe wurde eine Cu-Düngung durchgeführt. In der Folge waren keine Schäden mehr erkennbar. Auf den KSn-Flächen wurden keine erhöhten Schwermetallgehalte festgestellt.		
	1978	15	1,7	2,7	27	1,3	800 m ³ .ha ⁻¹			
	1981	18	2,1	4,6	75		800 m ³ .ha ⁻¹			
REITER et al., 1995 Starnberg KSn; 353, 169 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 11/1973-1992 (Letzte Beprobung 1981) 59jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	<i>Picea abies</i> 1974	16,2	0,50	7,0	3,2	5,4	353 m ³ .ha ⁻¹	Die N-Gehalte der Fichtennadeln lagen auf allen Flächen vor der Beschlämmung im Mangelbereich, d.h. unter 13 mg N.g ⁻¹ . Die KSn-Gaben bewirkten eine günstigere Versorgung mit N. Die Mg-Gehalte nahmen durch die KSn-Gaben ab, waren auf den KSn-Flächen fast immer niedriger. Die P-, Ca- und K-Gehalte blieben ausreichend. Die K-Gehalte stiegen ab 1979 (bis 1981) an. Die Ca-Gehalte waren in den ersten vier Jahren auf den unbehandelten Flächen höher. Die KSn-Gaben bewirkten deutliche niedrigere Cu-Gehalte, ab dem dritten Jahr auch auf der Kontrolle. Vor der Behandlung lagen die Cu-Gehalte bei 5,4 bis 8,2 mg Cu.kg ⁻¹ .		
	1981	14,0	0,60	6,8	3,6	5,4	169 m ³ .ha ⁻¹			
	90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	12,0	0,80	7,6	4,4	6,3	353 m ³ .ha ⁻¹			
REITER et al., 1995 Geisenfeld KSn; 296, 148 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 12/1975-1988 (Letzte Beprobung 1987) 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<i>Pinus sylvestris</i> 1976	21,3	0,59	5,8	1,8	4,6	296 m ³ .ha ⁻¹	Die Kiefernadeln zeigten nach der Beschlämmung eine optimale N-Versorgung. Die günstigere N-Versorgung auf den Kontrollen dürfte auf N-Deposition zurückzuführen sein. Während dem Versuch war teilweise eine ungünstige Versorgung mit Mg auf den KS Flächen erkennbar. Die P-, K- und Ca-Gehalte variierten während dem Versuch; waren aber ausreichend. Die Gehalte von Cu und Zn blieben in den Nadeln der beschlammten Bestände unverändert.		
	1987	16,3	0,59	5,6	2,4	4,5	148 m ³ .ha ⁻¹			
	55jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	16,5	0,57	5,4	1,7	5,4	296 m ³ .ha ⁻¹			
REITER et al., 1995 Erlangen KSn; 300 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 3/1980-1992 (Letzte Beprobung 1983) 55jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<i>Pinus sylvestris</i> 1980	20,5	0,87	5,3	2,9	8,0	300 m ³ .ha ⁻¹	Die Kiefernadeln zeigten nach der Beschlämmung rasch eine optimale N-Versorgung, langfristig jedoch mittlere Versorgung an. Die Ca- und Mg-Gehalte wurden durch die KSn-Gabe nicht besonders gefördert und blieben mangelhaft. Die Versorgung mit P und K war ausreichend. Die Zn- und Cu-Gehalte wurden in den Kiefernadeln durch die Beschlämmung nicht beeinflusst.		
	1983	19,8	0,97	4,7	2,8	7,0	300 m ³ .ha ⁻¹			
	90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	20,2	1,00	5,4	2,6	7,0	300 m ³ .ha ⁻¹			
REITER et al., 1995 Erlangen KSe; 50, 300 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 3/1980-1992 (Letzte Beprobung 1983) 55jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<i>Pinus sylvestris</i> 1980	20,96	0,60	5,95	2,67	4,7	300 m ³ .ha ⁻¹	Die N-Gehalte blieben in den Kiefernadeln der schwach beschlammten und unbehandelten Flächen im Mangelbereich. Die große KSe-Gabe bewirkte einen starken Anstieg der N-Gehalte auf optimale Versorgung. Die Versorgung mit Ca und Mg blieb auf allen Flächen unzureichend, wobei die Versorgung auf den stärker behandelten Flächen besser war. Die Versorgung mit P und K war ausreichend. Die KSe-Gaben hatten keine Auswirkungen auf die Zn- und Cu-Gehalte in den Kiefernadeln.		
	1983	14,06	0,73	5,15	2,33	4,3	50 m ³ .ha ⁻¹			
	90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	14,31	0,78	5,81	2,38	4,3	300 m ³ .ha ⁻¹			
ESSER et al., 1983 Ind.-KSn (AW) 20a Verregnung	<i>Quercus robur</i>	39,9	2,8	9,5	8,9	5,0	Abwasser	Die Verregnung bewirkte eine Erhöhung der Nährstoffgehalte in den Blättern von <i>Quercus robur</i> . Alle anderen Baumarten waren ausgefallen. Das N-Überangebot bewirkte eine Unterversorgung mit Spurenelementen. Der pH bewirkte im Oberboden eine Verschiebung der Austauscherplätze.		
		31,6	1,1	8,0	5,0	4,5	Kontrolle			

Angaben zum Versuch	Art	Gehalte ¹⁴				Raten	Anmerkungen
		mg N.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹		
BOCKHEIM et al., 1988 Ind.-KSe (Papier) Primärer und sekundärer KS (1:1) 96, 64, 32 t.ha ⁻¹ , Versuchsdauer 1984-1986	<i>Pinus resinosa</i> 1985	20,0 a 16,5 b 11,7 c	3,9 4,1 4,1	2,7 a 2,3 b 1,9 c	16 16 17	96 t.ha ⁻¹ 64 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Der Ind.-KSn bewirkte mit steigender Gabe signifikant erhöhte N- und Ca-Gehalte. Keine Auswirkungen waren auf die P-, S-, K- und Mg-Gehalte erkennbar. Die Abnahme der B- und Fe-Gehalte war auf den beschlammten Flächen auf eine Verdünnung infolge der stark vergrößerten Nadelmasse zurückzuführen. Keine Veränderungen waren bei den Zn-, Cu- und Mn-Gehalten erkennbar. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05.
	1986	17,0 a 16,9 a 10,5 b	4,4 4,3 4,4	2,5 a 2,2 b 2,0 b	13 a 16 b 22 c	96 t.ha ⁻¹ 64 t.ha ⁻¹ Kontrolle	
BROCKWAY, 1983a Ind.-KSn 4, 8, 16, 32 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1976-1977 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand	Oberschicht 1976 links, 1977 rechts <i>Pinus resinosa</i> Alle Raten!	mg N.g ⁻¹	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	32,0 t.ha ⁻¹ 16,0 t.ha ⁻¹ 8,0 t.ha ⁻¹ 4,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Statistische Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Die N und P Gehalte wurden 1976 und 1977 bestimmt. Die N-Gehalte stiegen mit steigender Ausbringungsmenge an, wobei die beiden größten Raten deutlich höhere Gehalte bewirkten. Die N/P Verhältnisse steigerten sich von 6,6 auf 7,4 bzw. nach einem Jahr von 7,3 auf 11,0. Keine Effekte waren auf die P-Gehalte erkennbar. Die N- und P-Gehalte beziehen sich auf die Jahre 1976 bzw. 1977 (2 bzw. 14 Monate nach der KSn Gabe), die Cd Gehalte nur auf 1977. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Die Ca-, K- und Mg- bzw. Zn-, Cu- und Bor-Gehalte lassen keine signifikanten Veränderungen erkennen.
	1976 links, 1977 rechts <i>Pinus resinosa</i>	12,4 ab 11,7 ab 11,3 a 10,9 a 10,9 a	20,3 c 15,7 b 13,9 a 12,9 a 12,5 a	1,7 a 1,7 a 1,7 a 1,6 a 1,7 a	1,8 a 1,7 a 1,7 a 1,8 a 1,7 a		
BROCKWAY, 1983a Ind.-KSn 4, 8, 16, 32 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1976-1977 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand	Unterschicht 1976 links, 1977 rechts <i>Pinus resinosa</i>	mg N.g ⁻¹	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	32,0 t.ha ⁻¹ 16,0 t.ha ⁻¹ 8,0 t.ha ⁻¹ 4,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Die Ausbringung von industriellem Klärschlamm bewirkte nur kurzfristig eine optimale N-Versorgung in den Fichtennadeln. Die P-Gehalte waren durchwegs optimal. Die Beschlammung verursachte keine Auswirkungen auf die Nadelgehalte von Ca, K und Mg. Dagegen löste die Ind.-KSn Gabe eine Unterversorgung mit Cu aus. Der Cu-Mangel führte u.a. zum Triebsterben der Fichte. Eine großflächig durchgeführte Cu-Düngung (1975) bewirkte ein Ansteigen der Cu-Gehalte aus dem kritischen Bereich.
	<i>Picea abies</i> 1975 1978 1981	23,5 b 23,4 b 16,3 ab 12,7 ab 10,3 a	22,8 c 24,2 c 19,4 bc 15,4 ab 12,6 a	3,9 b 1,9 a 1,5 a 0,9 a 0,8 a	2,2 bc 2,5 c 1,9 abc 1,4 ab 1,1 a	µg Cd.g ⁻¹ 0,6 c 0,5 bc 0,4 abc 0,3 ab 0,2 a	
GRANT und OLESEN, 1984 Ind.-KSn 800 m ³ .ha ⁻¹ ; schwermetallreich! Versuchsdauer 1973/1974-1981 Rohhumus-Podsol 75jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	<i>Picea abies</i> 1975 1978 1981	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Zn.g ⁻¹	800 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Die Ausbringung von industriellem Klärschlamm bewirkte nur kurzfristig eine optimale N-Versorgung in den Fichtennadeln. Die P-Gehalte waren durchwegs optimal. Die Beschlammung verursachte keine Auswirkungen auf die Nadelgehalte von Ca, K und Mg. Dagegen löste die Ind.-KSn Gabe eine Unterversorgung mit Cu aus. Der Cu-Mangel führte u.a. zum Triebsterben der Fichte. Eine großflächig durchgeführte Cu-Düngung (1975) bewirkte ein Ansteigen der Cu-Gehalte aus dem kritischen Bereich.
	1981	23 15 19 16 15 13	2,4 1,7 1,9 1,7 2,3 1,7	2,0 2,7 4,4 5,0 2,7 2,6	43 27 71 53		
MÜLLKOMPOST (MK)							
KERN, 1984 MK 400, 800 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 1978-1983 130jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	1981	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	µg B.g ⁻¹	800 m ³ .ha ⁻¹ 400 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Die MK-Gabe bewirkte verbesserte N-, P- und Ca-Gehalte. Die Gehalte von Kalium und Magnesium blieben unverändert. Die Gehalte von Bor und Zn wurden dagegen durch die MK-Behandlung erhöht. Alle anderen Schwermetalle lagen unter der Nachweisgrenze.
	1981	19,2 17,2 14,9	1,4 1,7 1,2	5,6 4,3 3,8	30 19 14	µg Zn.g ⁻¹ 52 45 34	
BIOKOMPOST (BK)							
DESCHAUER, 1995 BK 50, 100 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 1991-1993 80-100jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	1993	mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	100 m ³ .ha ⁻¹ 50 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Trotz der erhöhten N- und Ca-Vorräte in den Auflagen und in 15-30 cm Tiefe der BK-Flächen war keine verbesserte Nährstoffversorgung in den Nadeln erkennbar. Einzig die Ca-Gehalte waren tendenziell erhöht.
	1993	13,90 13,33 13,33	1,61 b 1,72 b 1,50 a	3,20 3,37 2,91	5,11 4,19 4,63	mg Mg.g ⁻¹ 1,05 0,86 0,97	

6 AUSWIRKUNGEN AUF DIE BODENVEGETATION

6.1 Auswirkungen auf Zusammensetzung und Struktur

6.1.1 Abwasser (AW)

Untersuchungen von RIEDEL und GRÜNEBERG (1990) an Aufforstungen auf ehemaligen Verregnungsflächen zeigten, daß nach 100-jähriger Abwasseraufleitung, die zu einer enormen Akkumulation von organischen und anorganischen Schadstoffen führte, Baumarten wie Fichte, Linde, Kirsche usw. auf Grund des extremen Unkrautwuchses und der gestörten Bodenverhältnisse nicht gesichert aufwachsen konnten. Der enorme Stickstoffvorrat, der durch intensive Bodenbearbeitung zu einer beschleunigten Mineralisation führte, ermöglichte anfangs einen sehr vitalen, bis zu 2 m hohen nitrophilen Bewuchs.

SOMMER und FAßBENDER (1975) konnte infolge einer vierjährigen Abwasserverregnung von mehreren 1000 mm in einem Kiefernbestand über Rohhumus - Eisenhumuspodsol auf Sand eine Artenverschiebung von anspruchslosen Säurezeigern hin zu nitrophilen, teilweise auch feuchtigkeitsliebenden Arten feststellen. Die für die artenarme, nicht verrieselte Kontrolle charakteristischen Arten wie Heidekraut, *Vaccinium myrtillum*, anspruchslose Gräser und Moose wurden von *Urtica dioica*, *Epilobium sp.*, *Sambucus nigra* usw. verdrängt.

FAßBENDER et al. (1978) berichteten vom Aufkommen nitrophiler Pflanzenarten in einem stark versauerten 80jährigen Kiefernbestand, der mit unterschiedlich hohen, stickstoff- und phosphorreichen Abwasserraten behandelt worden war. So wurden Arten wie *Sambucus sp.*, *Urtica dioica*, *Solidago virgaurea* und „Melde“ festgestellt.

Die Ausbringung von Abwasser auf mit bewurzelten *Populus canescens* x *P. tremuloides* und wurzelnackten *Populus deltoides* x *P. nigra* Stecklingen aufgeforsteten Flächen führte zu einer stark aufkommenden Gras- und Unkrautschicht, sodaß es unmöglich war, die behandelten Flächen von Anfang an freizuhalten (COOLEY et al., 1979). Die unbehandelten Flächen waren dagegen von einer nur spärlichen Grasschicht gekennzeichnet. Trotz des Mähens des Grases zwischen den Pflanzreihen und des mehrmaligen Herbizideinsatzes auf den bewässerten Flächen war die Grasentwicklung enorm und ermöglichte die Entwicklung einer großen Mauspopulation, die in der Folge einen Großteil der Pappelstecklinge vernichtete.

6.1.2 Naßschlamm (KSn)

Die einzigen langfristigen wissenschaftlichen Untersuchungen in Bezug auf die Effekte von Klärschlamm auf die Bodenvegetation wurden von KUHN und AMIET (1988) und REITER et al. (1995) durchgeführt. Wenngleich umfangreiche Untersuchungen im Pack Forest (Lehrforst der University of Washington) anfangs der 70-er Jahre gestartet wurden, so konzentrierten sich diese Untersuchungen in erster Linie auf die ersten Jahre nach der Klärschlammausbringung. Insofern waren die Ergebnisse der beiden zuvor genannten Autoren von besonderer Bedeutung.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen von REITER et al. (1995), die auf sauren, nährstoffarmen Standorten (s. Tab. 35) durchgeführt wurden, zeigten einen Artenwechsel in

Richtung stickstoffliebender Arten und eine Verdrängung der Säurezeiger an. Unter anderem kam es zur Verdrängung von Moosen wie Weißmoos und Schuppenzweigmoos. Zudem führte die Klärschlammausbringung zu starker Vergrasung und zur Ansiedelung waldfremder Arten. In diesem Zusammenhang soll angemerkt werden, daß die pH-Werte (CaCl_2) des Bodens nach 13-18 Jahren wieder ihr ursprüngliches Niveau (3,3-4,0) erreicht haben und Schwermetalle wie Kupfer, Blei, Cadmium oder Zink dadurch im Boden mobilisiert wurden (vgl. Kap. 7.2.2).

KUHN und AMIET (1988) konnten bei ihrem Klärschlammversuch in einem eichenreichen Laubmischwald des *Carpinion*-Verbandes (artenreichere Elsbeer-Einheit, artenärmere Hainbuchen-Einheit) zum Teil beträchtliche Artenverluste feststellen. Bei den Moosen war ein schlagartiges, fast völliges Verschwinden zu verzeichnen. Diese sofortige Reaktion deutete auf eine direkte Einwirkung des Klärschlammes hin. Die zaghafte Wiedereinwanderung nach acht Jahren wurde auf das Vorhandensein wenig beeinflusster Zwischenstreifen zurückgeführt. Phanerogame (Blütenpflanzen) und Pteridophyte (Farne) reagierten mit zunehmenden Klärschlammgaben mit stärker werdenden Verlusten. Acht Jahre nach Versuchsbeginn verzeichnete die Gabe von einem mittleren Artenverlust von ca. 60 %, die kleinere Variante ($200 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$) einen Verlust von 40 %.

Zu den Ursachen für den Artenverlust gehören laut KUHN und AMIET (1988) die direkte Vergiftungswirkung bei den Moosen, der keimhemmende Einfluß, mechanische Verletzungen durch die Klärschlammausbringung sowie die Bildung einer „Deckschicht“ aus Klärschlamm und Streu (Erstickungstod der Pflanzen; Entwicklung kränklicher Triebe verbunden mit Austrocknung nach dem Durchbrechen dieser Schicht). Spätere Artenverluste sind vor allem der nachhaltigen Düngewirkung des Klärschlammes zuzuschreiben, zum einen die Verdrängung konkurrenzschwächerer durch sich stärker ausbreitende, nährstoffbedürftigere Arten, zum anderen die Ausdunkelung durch verstärktes Wachstum der Strauch- und Baumschicht.

Wuchsform und Regenerationsvermögen dürften ebenfalls eine entscheidende Rolle spielen. Demnach stellten die stark zurückgegangenen Arten hochwüchsige, großblättrige Kräuter, ohne Vermögen sich rasch seitlich auszubreiten (Hemikryptophyten), und Horstgräser dar. Betroffen waren beispielsweise *Hieracium sabaudum* (89 %), *Scrophularia nodosa* (75 %), *Teucrium scorodonia* (65 %) etc. bzw. *Carex montana* (53 %), *Luzula pilosa* (47 %), *Festuca heterophylla* (44 %), *Poa nemoralis* (38 %) etc. Arten mit bodennahen, großen Blättern und ohne große unterirdische Reserven wurden offenbar durch die aus Klärschlamm und Streu entstandene Deckschicht am Austreiben gehindert. Betroffen waren unter anderem *Hieracium murorum* (44 %), *Ajuga reptans* (41 %) usw.

Weniger stark zurückgegangen sind bzw. teilweise zugenommen haben Geophyten mit Speicherrhizomen und Hemikryptophyten mit unterirdischen Speicherorganen oder der Möglichkeit, Ausläufer zu bilden. Zu ersteren gehören u.a. *Anemone nemorosa*, *Majanthemum bifolium*, *Convallaria majalis* und *Polygonatum multiflorum*; zu den Hemikryptophyten gehören *Potentilla erecta*, *Fragaria vesca* usw.

Interessant ist auch die Feststellung der Autoren, daß Arten wie *Hieracium murorum*, *Molinia litoralis*, *Luzula pilosa* usw. unmittelbar nach der Klärschlammausbringung sogar ihre Frequenzen steigern konnten, daß aber die langanhaltenden Auswirkungen erst in den darauffolgenden Jahren zu starken Verlusten führten.

BRZEZIECKI et al. (1989) verwendeten die Hauptkomponentenanalyse (PCA), die von einer Varianz-Kovarianzmatrix aus berechnet wurde, um die Wirkung einer Klärschlammausbringung auf die Waldgesellschaft (s. KUHN und AMIET, 1988) beurteilen und die Unterschiede zwischen den Behandlungen bewerten zu können.

Getrennt nach Gesellschaftseinheiten konnten mit der PCA auf der ersten Achse ca. 53 % (Elsbeer-Einheit) bzw. 41 % (Hainbuchen-Einheit) der Varianz erfaßt werden, wobei sich ein einziger Vegetationsgradient in beiden Einheiten ergab. Interessant dabei war die Veränderung der Vegetationszusammensetzung im Verlauf der Zeit. Vor der Klärschlammausbringung waren kaum Unterschiede zwischen den Kontrollen und den zu düngenden Flächen in beiden pflanzensoziologischen Einheiten gegeben. Während die Hainbuchen-Einheit unmittelbar nach der Ausbringung (1973) die größten Unterschiede aufwies und am Ende der Untersuchung (1979) die 20 mm und die 40 mm Variante den Kontrollen vergleichbar waren und sich damit von der Schädigung durch den Klärschlamm erholt hatten, zeigte die Elsbeer-Einheit am Ende der Untersuchung die größten Unterschiede bzw. Auswirkungen. Die 40 mm Klärschlammgabe war am stärksten betroffen. Die hohe Korrelation zwischen den Flächen und der Klärschlammgabe auf der ersten Achse zeigte, daß der Vegetationsgradient die Stärke der Behandlung widerspiegelt.

Die Variation der gesamten Waldgesellschaft, also beider Einheiten, konnte mit der „reciprocal averaging method“ an Hand von Biplots erklärt werden. Auch hier zeigt die erste Achse (19% der Gesamtvarianz) den wichtigen Vegetationsgradienten an, der die beiden pflanzensoziologischen Einheiten schon vor der Klärschlammausbringung deutlich voneinander unterscheidet; in die artenärmere Hainbuchen-Einheit und die artenreichere Elsbeer-Einheit. Die beiden Einheiten sind auch neun Jahre nach Versuchsbeginn noch klar zu unterscheiden, wenngleich die Gesamtstreuung der Aufnahmepunkte durch die Wirkung des Klärschlammes zugenommen hat und die Distanzen zwischen den Einheiten enger geworden sind. Die Unterschiede zwischen den beiden Vegetationseinheiten nahmen daher auf Grund der Klärschlammbehandlung ab.

In Bezug auf Veränderungen der Vegetationszusammensetzung sind kurzfristige Abläufe wie mechanische Verletzungen und toxische Wirkungen in der Hainbuchen-Einheit entscheidend, während in der Elsbeer-Einheit langfristige Wirkungen wie Konkurrenz und Beschatten ausschlaggebend sind. Allgemein führte die Klärschlammausbringung zu einer langanhaltenden, starken Veränderung der Vegetationszusammensetzung.

GRENIER und COUILLARD (1990) zeigten in einer Untersuchung über die Problematik von Starkstromleitungen, wo die natürliche Vegetation möglichst niedrig gehalten werden soll, daß diese durch große Klärschlammengen empfindlich gestört, teilweise sogar vernichtet werden konnte. Die Ausbringung beider Klärschlammarten (s. Tab. 35) führte anfangs zum Ersticken der Bodenvegetation und damit zu einer fast kompletten Ausrottung der Krautschicht. Im Verlauf der Vegetationszeit erholte sich diese schrittweise und stellte sich auf den meisten Flächen wieder ein. Die stärksten Behandlungen (80, 160 t.ha⁻¹) zeigten zudem die geringste Anzahl an Baumkeimlingen. Nach RIEKERK (1982, in GRENIER und COUILLARD, 1990) ist die Ammonifikation in Frischschlamm auf Grund ihrer phytotoxischen Eigenschaft für diese schlechte Verjüngung verantwortlich.

HÜSER (1977) berichtete von verschärfter Konkurrenz und erhöhtem Wasserstreß in einer Kiefernkultur, da die Krautvegetation auf das erhöhte Nährstoffangebot mit verstärktem Wachstum reagierte. Die Stickstoffaufnahme der Kiefern wurde dadurch vermindert, sodaß die Kontrollen höhere Stickstoffgehalte aufwiesen. Zusätzlich kam es durch das Überleben von Tomatensamen im Klärschlamm (zu schlecht hygienisiert!) zur Ausbildung einer „Tomatenplantage“.

Die Ausbringung von unterschiedlichen Mengen an Naßschlamm in einem 60jährigen *Picea abies* Bestand auf einer leicht pseudovergleyten, schwach podsoligen Parabraunerde bewirkte eine Verdrängung von im Sommer wachsenden Pilzen durch im Herbst sprießende Arten. Außerdem konnte in den folgenden Jahren eine verstärkte Hexenringbildung der chemisch

aktiven Trichterlinge festgestellt werden, die die Mobilisierung von Stickstoff aus dem Humus fördern, wodurch es im Boden zu einem verstärkten Angebot an Nitrat kommen sollte.

Zwei Jahre nach der Ausbringung von $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem durchforsteten 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand über Mull-Parabraunerde wurden geringe Unterschiede zwischen dem flächendeckenden Anteil und in der Wuchshöhe einzelner Arten festgestellt (KOBEL-LAMPARSKI et al., 1985). Auf der unbehandelten Fläche wurde ein höherer Deckungsgrad der Strauchschicht von 45 % bzw. ein niedrigerer Deckungsgrad in der Krautschicht von 35 % im Vergleich zur beschlammten Fläche mit 35 % bzw. 50 % beobachtet. Auf der beschlammten Fläche konnte in der Krautschicht ein deutlich höherer Anteil von Bu-, Fi- und Holunder-Keimlingen auf Grund des verbesserten Nährstoffangebotes festgestellt werden.

Urtica dioica kam auf beiden Flächen gleich häufig vor, jedoch bewirkte die Beschlämmung ein verstärktes Einwachsen derselben in die Strauchschicht. In der Krautschicht der unbehandelten Fläche konnte ein stärkeres Auftreten von *Eupatorium augustifolium* festgestellt werden. Durch den mit der KSn-Gabe verbundenen pH-Anstieg im Auflagehumus kam es auch zu einem Rückgang des Säurezeigers *Majanthemum bifolium* auf der beschlammten Fläche.

Anhand von Strukturparametern wurde auf der beschlammten Fläche ein erhöhter Dominanzindex, dagegen eine sinkende Diversität und Evenness gemessen. Ca. zwei Jahre nach der Beschlämmung betrug der Dominanzindex 0,31, der Diversitätsindex 1,6 und die Evenness 0,49 auf der Kontrolle, während dieselben auf der KSn-Fläche bei gleicher Reihenfolge bei 0,42, 1,13 und 0,37 lagen. Die Effekte waren auch ein Jahr danach noch erkennbar, wenngleich der Dominanzindex bei 0,08 und 0,16 sowie der stärker erhöhte Diversitätsindex bei 2,8 und 2,4 lagen.

Nach BROCKWAY (1983a) waren die Auswirkungen der höchsten Behandlungen ($19,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ KSn bzw. $32 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ Ind.-KSn) auch am üppigen grünen Wachstum von *Pteridium aquilinum* gegen Ende der Vegetationsperiode erkennbar, während in den Kontrollen schon die Verfärbung und die Vegetationsruhe eingesetzt hatte. Der zusätzliche Verbrauch von Stickstoff verlängerte durch die verstärkte Mineralisierung das Wachstum.

Untersuchungen von BROCKWAY (1988) mit KSn auf nährstoffarmen, stark durchlässigen Böden mit unterschiedlichen Waldtypen (Tab. 35) zeigten nur geringe Veränderungen hinsichtlich der Zusammensetzung von Gräser, Seggen, Sträucher sowie Farnen. Die konkurrierende Vegetation neutralisierte weder das Baumwachstum noch verhinderte es die Baumverjüngung. Andererseits bewirkte die Klärschlammausbringung eine Veränderung hinsichtlich der Menge und der vertikalen Struktur von für Wildtiere notwendigen Futterpflanzen, wobei die größten Gewinne in der Kraut- und Strauchschicht (< 2 m) erzielt wurden; unter Erle konnte die Bodenvegetation um mehr als 200 % in der ersten Vegetationsperiode gesteigert werden; unter Kiefer, Eiche und Ahorn war die Zunahme geringer.

NGUYEN et al. (1986) konnten auf Grund einer Ausbringung von $8,0 \text{ t} \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem Laubholzmischbestand auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“ nach zwei Jahren feststellen, daß die Produktion der Bodenvegetation (< 2 m) der beschlammten Flächen die der Kontrollflächen bei weitem übertraf, wobei die Reaktion der krautigen Arten am stärksten ausgeprägt war.

Die Verregnung von 5,0 und 25,0 t KSn.ha⁻¹ in einer zweijährigen *Pinus elliotii* Aufforstung auf sehr saurem, nährstoffarmen und sandigen „Ultic Haplaquod“ begünstigte vor allem das Wachstum von *Eupatorium sp.*, der auf den beschlammten Flächen bis zu dreieinhalb Meter hoch wurde (FISKELL et al., 1984). Der zum Teil ungleichmäßige Wuchs auf der schwächer behandelten Fläche könnte auf die ungleichmäßige Ablagerung des Klärschlammes im Zuge der Verregnung zurückzuführen sein. Die Kontrollen und Zwischenflächen waren scharf von den Behandlungen abgegrenzt.

KEßLER-PRUSKO (1989) konnte nach 13 Jahren an Hand einer Untersuchung in einem zum Zeitpunkt der Beschlämmung 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Semipodsol eine Veränderung bei der Zusammensetzung der Bodenvegetation von extrem sauer zu sauer feststellen. Die Beschlämmung bewirkte ein völliges Verschwinden von *Calluna vulgaris* und *Dicranium scoparium*, ein schwächeres Auftreten von *Vaccinium myrtillus* und *Rubus idaeus* sowie ein stärkeres Auftreten von *Avenella flexuosa*, *Epilobium augustifolium* und *Pleurozium schreberi*.

Die zusätzliche Behandlung mit granularem Herbizid einer dreijährigen *Pinus taeda* Kultur war nur kurzfristig wirksam (McKEE et al., 1986). Schon nach zwei Jahren konnten auf den mit 5,6 und 11,1 t KSn.ha⁻¹ behandelten Flächen bis zu zwei Meter hohe Unkräuter beobachtet werden.

Vier Jahre nach der Beschlämmung von zehnjährigen *Populus grandidentata* und *Populus tremuloides*, die auf einem zu einer Äsungsfläche umfunktionierten Kahlschlag in Baumgruppen vorhanden waren, war keine Auswirkung auf die Anzahl der Baumkeimlinge zu erkennen (HART et al., 1988). Trotz der zeitweise starken Entwicklung der Bodenvegetation, vor allem der Gräser, aber auch Farne, sowie der Strauchschicht in den ersten vier Jahren, konnte diese Konkurrenz die Verjüngung bzw. das Bestandeswachstum nicht schmälern.

Während die Klärschlammgaben die Bodenvegetation des *Quercus rubra* und des „Northern Hardwood“ Bestandes nicht veränderten, kam es bei dem *Pinus banksiana* und *Pinus resinosa* Bestand zu einer deutlichen Zunahme der Gräser, vor allem der Seggen, wobei im Gegenzug die Sträucher und Farne abnahmen (HART et al., 1988). Außerdem kam es zu keiner Beeinträchtigung des Bestandeswachstums bzw. der Verjüngung durch die konkurrierende Bodenvegetation.

6.1.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

KOTERBA et al. (1979) berichteten von keinen Veränderungen der Artendiversität durch KSe, abgesehen von der Keimung weniger Gemüsesamen. Die Abnahme der Ahornkeimlinge hingegen könnte auf mechanische Verletzungen während der Ausbringung zurückzuführen sein.

PRESCOTT et al. (1993) verglichen die Auswirkungen von 142 t KSe.ha⁻¹ oder 6000 kg N.ha⁻¹ nach zehn Jahren mit denen anorganischer Stickstoffdüngung auf einen 70jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand über stark durchlässigem Inceptisol. Die Beobachtungen früherer Untersuchungen, daß in den anorganisch gedüngten Beständen das dominierende *Gaultheria shallon* durch nährstoffreichere Arten wie z.B. *Symphoricarpos albus* verdrängt wurde, konnten auch auf den beschlammten Flächen festgestellt werden. Auf den

beschlammten Flächen kam es im Vergleich zu den Kontrollen zur Verschiebung der Artenmächtigkeit von *Gaultheria shallon* zugunsten von *Polystichum munitum*.

Auch dürfte die größere Menge und Qualität der Streu der Vegetation auf den behandelten Flächen bei der schnelleren Mineralisierung der Auflagen und der verbesserten Verfügbarkeit an Stickstoff beigetragen haben.

6.1.4 Müllklärschlamm - und Klärschlammkompost (MKK, KSK)

SCHWARZ (1977) und ROETHER und SCHWARZ (1979) berichten von einer stürmischen Entwicklung der Krautvegetation, die in einem direkten Verhältnis zur ausgebrachten Menge an MKK steht. Die Verwendung eines nicht pflanzen-, samen- und wurzelverträglichen MKK, führte anfangs zur Entwicklung großer Mengen an Knöterich, Gänsefuß, Melden und Tomaten. Auffallend war die Veränderung der typischen Kahlschlagsflora hin zu einer Ansammlung waldfremder Arten (Ackerunkraut, Ruderal- und Trittgemeinschaften).

Eine weitere Reaktion war das völlige Verschwinden der standortsprägenden *Carex brizoides* auf der größten MKK-Variante (800 m³). Ein Vergleich der Zeigerwerte nach Ellenberg zeigte die schwach saure Reaktion von *Carex brizoides*, dem die schwach basische Reaktion der Ackerunkräuter gegenübersteht. Diese Veränderungen spiegelten sich im Oberboden wider, wo es durch die KS-Gaben zu einem Anstieg des pH-Wertes von 3,55 (Kontrollen) zu 6,65 (800 m³-Variante) kam. Ein sofort angelegter zweiter Ausbringungsversuch mit KSK führte ebenfalls zu einer starken Entwicklung der Unkrautflora. Ein Überleben der Kultur konnte nur durch Freischneiden gesichert werden.

RODE und FAßBENDER (1983) berichteten von anfänglichen Schwierigkeiten der Fichte, die auf den mit 100 und 300 m³ MKK.ha⁻¹ behandelten Flächen trotz des Ausmähens zwischen den Pflanzreihen unter dem kräftigen Graswuchs zu leiden hatte und anfangs ein nur schwaches Höhenwachstum zeigte.

GRABHER und LUTZ (1995) untersuchten die Auswirkungen von KSK auf die Vegetationsentwicklung zweier Rekultivierungsflächen - eine durch Tunnelbau entstandene, steile Hangschuttfläche auf 1600 m Seehöhe mit Einsaat (Lech) und ein Hangfuß eines Steinbruchs (Hohenems) -, die beide durch eine schütterere, sich sehr langsam entwickelnde Pioniervegetation gekennzeichnet sind. Bei beiden Standorten bewirkte die Ausbringung des KSK eine üppige Vegetationsentwicklung, die sich im Unterschied zur Sukzession der Vergleichsflächen vor allem aus Arten intensiv genutzter Weiden und Wiesen bzw. Ruderalstandorten und Unkrautfluren (Hohenems) zusammensetzte.

Die Kontrollen wurden dagegen durch eine weniger üppige, dafür artenreichere Vegetation zusammengesetzt, wobei sich auf dem Standort Lech geschützte Arten wie *Gentiana ciliata* oder *Gymnadenia conopsea* ansiedeln konnten. Das Vorhandensein von Jungwuchs aus *Salix appendiculata* und *Picea abies* läßt mittelfristig eine Entwicklung zum Wald hin erwarten, während die gedüngten Flächen auf Grund der enormen Nährstoffzufuhr langfristig keine der natürlichen Umgebung entsprechende Vegetationszusammensetzung erwarten lassen. Auch hier konnten die Auswirkungen mit Hilfe der mittleren Stickstoffzeiger nach Ellenberg verdeutlicht werden. Demnach bewirkte die Behandlung eine Erhöhung des Stickstoffzeigerwertes von 3,4 auf 6,6 (Lech) bzw. von 4,7 auf 7,0. Arten der Einsaat (Lech), die den Schwerpunkt im nährstoffärmeren Bereich aufweisen, wurden durch die Behandlung eliminiert.

Die Einarbeitung von KSK in den Oberboden eines Typic Hapludults bewirkte mit zunehmender Ausbringungsmenge ein deutlich gesteigertes Wachstum von *Pennisetum americanum*, das unmittelbar nach der KSK Zugabe zwecks Bekämpfung der mit dem KSK aufkommenden Tomaten gesät wurde, wobei optisch keine toxischen und/oder Mangelsymptome erkennbar waren (KORCAK et al., 1979).

6.1.5 Getrockneter Klärschlamm (KSt)

Auf eine interessante Studie von FRESQUEZ et al. (1990), die auf durch Überweidung stark erodiertem, semiaridem und vegetationsarmen Grasland durchgeführt wurde, sollte hingewiesen werden. Die Ausbringung von KSt (22,5, 45 und 90 t.ha⁻¹) führte mit zunehmender Klärschlammmenge zu abnehmender Pflanzendichte, Artenvielfalt und damit Diversität. Die Erträge und die Dichte von *Bouteloua gracilis* (Blue grama) nahmen um das 2 bis 3-fache zu, während die Dichte von *Gutierrezia sarothrae* (broom snakeweed) innerhalb von vier Vegetationsperioden stark abnahm. FRESQUEZ et al. (1990) konnten diesen Umstand vor allem auf das unterschiedliche Wurzelsystem der beiden Arten in Zusammenhang mit verfügbarem Stickstoff und Wasser zurückführen. Flachwurzelige, mehrjährige Gräser wie blue grama (konzentriert 85 % seiner Wurzeln im Oberboden) konnten den Großteil des oberflächlich ausgebrachten Stickstoffs sowie die durch den Klärschlamm erhöhte Bodenfeuchte ausnutzen, bevor der Stickstoff in den Unterboden gelangte. Sträucher wie broom snake-weed, die durch ein tiefergehendes System aus Pfahl- und Seitenwurzeln gekennzeichnet sind, konnten daher diese zusätzlich ausgebrachten Nährstoffmengen nicht sofort ausnutzen.

6.1.6 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

ESSER et al. (1983) berichteten von einer 20-jährigen Verregnung mit Stärkeabwasser, einer besonderen Form von industriellem Abwasser in einem Stieleichen-Birken-Buchenbestand (teils sek. Kiefer) auf Podsol-Braunerden bis Podsol. Besonders charakteristisch an diesem Abwasser war die hohe Stickstofffracht sowie die starke organische Belastung, erkennbar an dem BSB₅ von 4259-6900 mg.l⁻¹.

Infolge der Abwasserverregnung hatte sich ein grundlegender Wandel in der Vegetationszusammensetzung vollzogen. Oligotrophe Arten, d.h. Säure- und Magerkeitszeiger, wurden von einer Artenkombination aus Feuchte- und Stickstoffzeigern wie *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Stellaria medea* usw. völlig verdrängt, wobei kleinflächig bis großflächig oft nur eine einzige Art dominierte. Rand- und Übergangsbereiche wurden ebenfalls von der neuen Artenkombination dominiert.

Dieser Wandel konnte mit den mittleren Zeigerwerten nach Ellenberg verdeutlicht werden. Demnach hatten sich vor allem starke Differenzen für die mittlere Reaktionszahl (von 2 (3) auf > 6) und die mittlere Stickstoffzahl (von 3 auf 8) ergeben. Auf Grund des großen Baumsterbens ergaben sich auch deutliche Veränderungen hinsichtlich der mittleren Lichtzahl. Auf Grund der Vegetationsaufnahme und der Zeigerwerte nach Ellenberg konnte nachgewiesen werden, daß zwei außerhalb der Verregnungsfläche liegende Punkte durch Oberflächenaufblau- und Hangzungenwasser betroffen waren.

Die Ausbringung eines industriellen Klärschlammes in *Pinus resinosa* Beständen bewirkte während der ersten Vegetationsperiode eine signifikante ($p < 0,05$) Reduktion der Krautschicht von 6,7 % auf 2,1 %, wobei die Artendiversität unverändert blieb. Da die Beschirmung auf den behandelten und unbehandelten Flächen gleich blieb, dürfte diese Reduktion auf keine Änderung der Lichtverhältnisse zurückzuführen sein. Allerdings sollten diese Aus-

wirkungen nur kurzfristig sein, sodaß nach dem Abbau des Klärschlammes eine Erholung eintreten dürfte (THIEL et al., 1989).

Vergleiche mit anderen Klärschlammflächen, die ein Jahr früher in der Nähe angelegt worden waren, ergaben auf beiden Variaten eine ähnliche Pflanzendecke, wobei die mittlere Artenzahl auf den beschlammten Flächen ca. doppelt so hoch war. Folglich dürfte sich die Pflanzengemeinschaft von der Klärschlammausbringung während der zweiten Vegetationsperiode erholen.

6.1.7 Müllkompost (MK)

GRÜNEKLEE et al. (1993) konnten zehn Jahre nach der Behandlung eines 130jährigen Kiefernbestandes und einer siebenjährigen Kiefern-Buchenkultur mit MK auf den beschlammten Flächen eine stark entwickelte Bodenvegetation feststellen, die unter anderem im Vergleich zur Kontrolle die Ursache für die leicht verminderten N_{ges} Gehalte und Vorräte im Aeh Horizont waren.

Die Ausbringung von 400 und 800 $m^3 \cdot ha^{-1}$ MK in einem 130jährigen Kiefernbestand auf Rohhumus-Braunerdepodsol bewirkte unmittelbar danach ein Absterben der Bodenflora und in den folgenden Jahren einen Wechsel von der sauren zu einer nitrophilen, nährstoffreicheren Artenzusammensetzung. Die ursprünglich dominierende Heidelbeere sowie Heidekraut und Drahtschmiele wurden von Arten wie Fingerhut, Brennessel, Kreuzkräuter, Disteln und kalkliebenden Gräsern abgelöst (KERN, 1984).

Bei der auf dem gleichen Standort vorkommenden und in der gleichen Weise behandelten Kiefern-Buchen-Kultur kam es auf den behandelten Flächen zu einer starken Abnahme von Heidelbeere und Heidekraut, wobei es mit zunehmendem Kronenschluß überhaupt zum Verschwinden der Bodenflora kam.

6.1.8 Biokompost (BK)

Die Ausbringung von 50 und 100 $m^3 \cdot ha^{-1}$ BK in einem streugenutzten und versauerten 80-100jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Podsol-Braunerde ließ nach zwei Jahren ein verstärktes Aufkommen von *Avenella flexuosa* erkennen (DESCHAUER, 1995). Dagegen waren die unbehandelten Flächen verstärkt durch *Calluna vulgaris* gekennzeichnet. Der Bewuchs mit *Avenella flexuosa* dürfte auch zu verstärkter Nährstoffaufnahme geführt haben, sodaß trotz erhöhter N-, Ca- und Mg-Vorräte in den Auflagen, vor allem in der L-Schicht, keine verbesserte Nährstoffversorgung in den Kiefernknädeln festgestellt werden konnte.

6.1.9 Ableitungen aus Rekultivierungen und Erstaufforstungen

Im Zusammenhang mit der Rekultivierung von „Atypischen Standorten“ wie Erosionsflächen, Bergbauhalden oder diversen Gruben zeigte SOPPER (1993), daß durch die Verwendung unterschiedlichster Klärschlämme (KSn, KSe, MKK usw.) eine ausreichende und gut entwickelte Pflanzendecke errichtet werden kann, daß aber der Rekultivierungserfolg stark von den verwendeten Arten oder Samenmischungen abhängig ist. Beispielsweise kann *Festuca arundinacea* vor allem auf sehr saurem Ausgangsmaterial erfolgreich verwendet werden.

Nach SOPPER (1993) kam es bei Erstaufforstungen immer wieder zu Schwierigkeiten mit der konkurrierenden Bodenvegetation, wobei Laubhölzer die höhere Überlebensrate als Nadelhölzer aufwiesen. Robinie, Erle und Hybridpappel wuchsen besser, wenn sie gleichzeitig

mit Leguminosen aufgeforstet wurden. BERRY (1982, in SOPPER, 1993) sowie SCANLON et al. (1973, in SOPPER, 1993) berichteten vor allem dann von konkurrierender Bodenvegetation, wenn diese gleichzeitig im Zuge von Kieferpflanzungen gesät wurde. Die Einsaat von krautigen Pflanzen oder Gräsern sollte erst nach Stabilisierung der Kultur durchgeführt werden.

Trotz Einarbeitung des KSe und KSt in den Boden (SOPPER, 1990, in SOPPER 1993) war die Überlebensrate aufgeforsteter Baumarten wie *Pinus monticola*, *Pinus resinosa*, *Pinus virginiana* usw. mit zunehmender Schlammmenge geringer bzw. am höchsten auf der Kontrolle oder der geringsten Behandlungsvariante. Nach drei Vegetationsperioden betrug die durchschnittliche Überlebensrate lediglich 10 % bei der höchsten KS-Gabe ($136 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) bzw. 46 % in der geringsten KS-Gabe ($36,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$). Wie bereits erwähnt wurde, war die Überlebensrate der Laubhölzer deutlich besser als die der Nadelhölzer, Akazie beispielsweise mit einer Überlebensrate von fast 90 % nach drei Jahren weit über dem Durchschnitt. Auf Grund dieser Konkurrenz könnte nach BERRY (1982) eine sogenannte Lochausbringung durchgeführt werden. Getrockneter Klärschlamm (KSt) würde in Form einer Tablette oder eines Preßlings bei der Aufforstung beigegeben, wodurch das Wachstum der Baumkeimlinge stimuliert und das der natürlichen Vegetation hintangehalten werden könnte.

6.2 Untersuchungen hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung der Bodenvegetation

6.2.1 Naßschlamm (KSn)

Die große Stickstofffracht durch die Varianten der Klärschlammausbringung verursachte in Laubwäldern immer größere Probleme (ASCHMANN et al., 1990). Stickstoff ist zumeist der limitierende Nährstoff für das Waldwachstum. Ziel dieser Studie waren die Auswirkungen der Schlammausbringung in Bezug auf die Stickstoffspeicherung in verschiedenen Laubwaldkomponenten. Mehr als die Hälfte der Arten zeigte eine signifikante, teilweise eine lineare Zunahme der Stickstoffkonzentration mit zunehmender Schlammmenge ($p > 0.01$) an. Diese Zunahme an Blattstickstoff deutete auf erhöhte Gehalte an Rohproteinen hin (CAMPANA et al., 1986; in ASCHMANN et al., 1990). Dadurch besteht die Möglichkeit, daß Zunahmen dieser Arten ein nährstoffreicheres Futter für Wildtiere darstellen.

KEßLER-PRUSKO (1989) konnte nach 13 Jahren an Hand einer Untersuchung in einem zum Zeitpunkt der Beschlammung 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Semipodsol eine Veränderung bei der Zusammensetzung der Bodenvegetation von extrem sauer zu sauer feststellen.

In Bezug auf die Schwermetallgehalte wurden die Arten *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*, *Epilobium augustifolium* und *Calluna vulgaris* untersucht. Infolge der starken Ni Belastung des Klärschlammes wurden die Gehalte auf den beschlammten Flächen bis um das 10fache gegenüber den Kontrollen ($2,7\text{-}3 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ TS) erhöht, wobei die Gehalte auf den stärker beschlammten Flächen höher waren. Die Cd Gehalte lagen zwischen $0,09$ und $0,25 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ TS, wobei kein Zusammenhang mit den Klärschlammengen erkennbar war. Die Gehalte von Cu lagen zwischen 2 und $20 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ TS. Die Gehalte von Pb lagen zwischen $0,54\text{-}4 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ TS und von Zn zwischen 33 und $74 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ TS.

TREFZ-MALCHER et al. (1987) untersuchten ein Jahr nach der Ausbringung von 100 m^3 KSn. ha^{-1} , 300 m^3 KSn. ha^{-1} und 500 m^3 KSn. ha^{-1} in einem 90jährigen, artenarmen *Fagus sylvatica* Bestand auf einer tiefgründigen, feinlehmreichen Parabraunerde die Schwermetallge-

halte von *Anemone nemorosa*, *Oxalis acetosella*, *Galium odoratum* und von *Majanthemum bifolium*.

Sofern erhöhte Schwermetallgehalte festgestellt werden konnten, waren aber keine Anstiege mit steigender Klärschlammmenge beobachtbar. Abgesehen von den anderen Schwermetallen kam es bei allen Arten außer *Anemone nemorosa* zu reduzierten Mn-Gehalten in den Wurzeln und Blättern, wobei kein Zusammenhang mit der KSn-Gabe festzustellen war.

In den Blättern aller vier Arten waren die Gehalte von Zink, Kupfer, Blei und Eisen im Vergleich zur Kontrolle leicht angestiegen. Cadmium und Nickel, die im Sickerwasser nachgewiesen wurden und teilweise auch in löslicher Form vorlagen, wurden in den Blättern nicht angereichert. Einzig *Oxalis acetosella* ließ erhöhte Cd-Gehalte, aber auch von Chrom und Aluminium in den Blättern erkennen.

In den Wurzeln von *Oxalis acetosella* kam es auf den beschlammten Flächen zu erhöhten Gehalten von Chrom, Cadmium, Kupfer, Blei, Nickel und Zink. Die Wurzeln von *Galium odoratum* ließen auf der mit 3 cm beschichteten Klärschlammfläche die größten Schwermetallgehalte erkennen.

Die Gehalte an Proteinen und Phosphor erhöhten sich nach Klärschlammausbringung in den wichtigsten Futterpflanzen um 20-50 % (BROCKWAY, 1988). Die Wirkung hielt drei Jahre an. Innerhalb einer Vegetationsperiode erhöhte sich die Populationen kleiner Säugetiere auf Grund der verbesserten Habitatstruktur und der Qualität der Nahrung (WOODYARD et al., 1986).

NGUYEN et al. (1986) konnten auf Grund einer Ausbringung von 8,0 t KSn.ha⁻¹ in einem Laubholzmischbestand auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“ feststellen, daß die N- und P-Gehalte von *Acer rubra* in der Unterschicht (< 2 m) im Frühjahr um 60 % und 43% bzw. im Sommer um 23 % und 60 % über denen der Kontrollflächen lagen.

ZASOSKI (1981) konnte auf klärschlammgedüngten (keine Angaben bez. des verwendeten KS-Types) Flächen trotz erhöhter Gehalte an Zink, Blei und Cadmium in *Polystichum sp.*, *Linnaea borealis* oder *Rubus fruticosus* verbessertes Pflanzenwachstum feststellen. Auch in diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie sich eine derart veränderte Nahrung auf Wildtierpopulationen auswirken könnte.

TREFZ-MALCHER und EVERS (1984) konnten im Glashaus, wobei ein mit Klärschlamm behandelter Waldboden als Substrat verwendet wurde, zeigen, daß Wildäuspflanzen wie Raps, Himbeere, Weidenröschen usw. zum Teil in der Lage waren, beträchtliche Schwermetallmengen aufzunehmen, woraus sich eine Gefahr für die Nahrungskette, Wild - Mensch, ergeben könnte. Bei allen Arten fanden sich erhöhte Cadmiumgehalte in den Blättern, bei Sommerraps kam es zu einer 184-fachen, bei Himbeere zur 22-fachen Erhöhung. Neben Cadmium wurde vor allem noch Nickel verstärkt aufgenommen. In den Wurzeln fanden sich höhere Schwermetall- und Aluminiumgehalte als in den oberirdischen Pflanzenteilen.

KILIAN et al. (1986) konnten an Hand einer Klärschlammausbringung (keine Angaben bez. des verwendeten KS-Types) zwecks Schipistensanierung feststellen, daß das leicht bewegliche Cadmium im Gegensatz zu Zink relativ rasch aus der Schipiste in den angrenzenden Bestand ausgewaschen wurde. Die analysierten Cadmium- und Bleigehalte von *Adenostyles*

glabra, *Mercurialis perennis* oder *Aposeris foetida* waren dort höher als im Vergleich zu einer unbeeinflussten Fläche.

Die Ausbringung von 8,0 t KSn.ha⁻¹ in einem zehnjährigen *Populus grandidentata*, *P. tremuloides* und *Prunus pennsylvanica* Bestand auf gut durchlässigen Entic Haplorthod und Eutric Glossoboralf bewirkte im ersten Jahr nach der Behandlung in den für *Cervus elaphus canadensis* und *Odocoileus virginianus* wichtigen Futterpflanzen signifikant erhöhte Gehalte an Rohprotein und Phosphor (CAMPA et al., 1986). Hinsichtlich der Gehalte an Hemizellulose, Zellulose sowie anderen Substanzen konnten keine Auswirkungen auf Grund der Beschlammung festgestellt werden. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$.

Die Rohproteingehalte von *Fragaria vesca* und *Panicum sp* stiegen im Vergleich zur Kontrolle im Frühjahr von 10,1 auf 15,2 % und von 9,5 auf 17,0 % bzw. im Sommer von 9,5 auf 12,7 % und von 10,7 auf 15,8 % signifikant an.

Die P Gehalte von *Panicum sp.* stiegen auf den beschlammten Flächen im Vergleich zur Kontrolle im Frühjahr von 0,08 auf 0,17 % und im Sommer von 0,06 auf 0,16 % signifikant an; die von *Fragaria vesca* waren dagegen nur im Sommer mit 0,31 % im Vergleich zur Kontrolle mit 0,14 % signifikant erhöht, im Frühjahr dagegen nur im Vergleich zu der auf den Ausbringungswegen wachsenden Art signifikant höher.

ANDERSON (1983) untersuchte nach der Beschlammung von *Pseudotsuga menziesii* Kahlschlägen im Zusammenhang mit einer wildökologischen Untersuchung an *Odocoileus hemionus columbianus* die Auswirkungen auf die Futterqualität von *Lolium multiflorum*, welches zwecks Entwässerung der mächtigen KSn Beschichtung von 16-18 cm gesät worden war. Dazu wurden die apikalen zehn Zentimeter der neu gebildeten Blätter im Dezember 1980 und im März 1981 beprobt. Die N Gehalte in den Blätter von *Lolium multiflorum*, bezogen auf die Trockensubstanz, nahmen auf den beschlammten Flächen im Dezember mit 5,1 % und im März mit 6,0 % signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zu den Kontrollen mit 3,2 % bzw. 3,4 % zu.

WOODYARD et al. (1986) untersuchten zwei Jahre nach der Beschlammung von vier verschiedenen Beständen auf unterschiedlichen, sehr gut bis gut durchlässigen Böden im Zusammenhang mit wildökologischen Untersuchungen die Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte der Bodenvegetation, die als Nahrung für die untersuchten Kleinsäuger dienen könnte. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$, hochsignifikante auf $p < 0,01$.

Obwohl die Schwermetallgehalte der beschlammten Pflanzenproben weit unter jenen Dosierungen lagen, die für Versuchstiere toxisch wären, bewirkte die Beschlammung bei manchen Arten in allen vier Beständen signifikant höhere, teilweise aber auch niedrigere Schwermetallgehalte.

Auf dem beschlammten Pappelbestand stiegen im Frühjahr 1982 die Cd Gehalte von *Pteridium aquilinum* signifikant, die Cu Gehalte hochsignifikant an. Die Zn Gehalte von *Panicum sp.* wurden signifikant erhöht, die Cd Gehalte dagegen verringert. Ein Jahr später waren die Cd Gehalte in *Panicum sp.* sowie die Cu Gehalte in *Pteridium aquilinum* signifikant verringert, die Cd Gehalte bei letzterem dagegen erhöht.

Die Beschlammung des 50jährigen *Pinus resinosa* und *Pinus banksiana* Bestandes verursachte dagegen signifikant verringerte Cu Gehalte, aber signifikant höhere Cd Gehalte in *Carex sp.* bzw. hochsignifikant höhere Cd Gehalte in *Pteridium aquilinum*.

6.2.2 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK, KSK)

16 Jahre nach der Ausbringung von unterschiedlich hohen MKK Gaben mit anschließender Einarbeitung und Aufforstung mit einjähriger *Pinus eliottii* waren die P Gehalte in den Blättern von *Rubus spp.* auf den behandelten Flächen signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zur Kontrolle erhöht, wobei die MKK Varianten untereinander nicht signifikant verschieden waren (JOKELA et al., 1990). Die größte Gabe bewirkte einen signifikanten Anstieg der Ca Gehalte. Dagegen konnten sowohl bei Stickstoff, als auch den basischen Kationen K und Mg sowie den Spurenelementen keine Veränderungen festgestellt werden.

KORCAK et al. (1979) untersuchten 78 bzw. 113 Tage nach der Einarbeitung von KSK in den Oberboden eines Typic Hapludult die Auswirkungen auf die Nähr- und Schadstoffaufnahme von *Pennisetum americanum*, das vor der Aussaat von *Quercus rubra* und *Juglans nigra* Samen u.a. zwecks Bekämpfung der mit dem KSK aufkommenden Tomaten gesät wurde. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die K- und Mg-Gehalte der beiden größeren KSK Gaben waren 78 Tage nach der KSK-Ausbringung im Vergleich zur Kontrolle mit 3,7 % bzw. mit 0,34 % signifikant erhöht, wobei zwischen den beiden Behandlungen keine statistischen Unterschiede festzustellen waren. Die Ca-Gehalte waren in den Blättern von 0,34 % mit steigender Ausbringungsmenge signifikant auf maximal 0,60 % angestiegen, wobei sich die Ca-Gehalte der kleinsten KSK-Gabe nicht signifikant von denen der gedüngten Kontrollvariante unterschieden. Die P-Gehalte blieben während des gesamten Untersuchungszeitraumes unverändert.

Die KSK-Gaben bewirkten keine signifikant erhöhten Zn- und Ni-Gehalte in den Blättern von *Pennisetum americanum*. Die größte KSK-Gabe bewirkte mit $1,52 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ signifikant erhöhte Cd-Gehalte im Vergleich zu allen anderen Varianten, die Cd Gehalte der beiden kleineren KSK Gaben waren signifikant höher als die der gedüngten Kontrollvariante. Die Cu-Gehalte der mit $112 \text{ t KSK}\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Gräser waren signifikant größer als die der mit 224 und der $56 \text{ t KSK}\cdot\text{ha}^{-1}$ Raten behandelten und unbehandelten Gräser.

113 Tage nach der KSK-Ausbringung haben die K-Gehalte auf allen Flächen im Vergleich zum früheren Zeitpunkt deutlich abgenommen, wobei die der beiden stärksten KSK-Gaben nun signifikant niedriger waren als die der $112 \text{ t KSK}\cdot\text{ha}^{-1}$ Rate sowie der gedüngten Kontrollvariante. Die Ca-Gehalte sanken auf allen Flächen, die Mg-Gehalte stiegen teilweise an, wobei die Mg- und Ca-Gehalte der beiden stärksten KSK-Gaben mit steigender Menge signifikant größer als alle anderen waren.

Während die Cu-Gehalte nach 113 Tagen keine Unterschiede mehr erkennen ließen, waren die Zn-, Ni- und Cd-Gehalte der am stärksten beschlammten Gräser signifikant größer als die der beiden schwächeren KSK-Gaben und der unbehandelten Varianten. Außerdem waren die Zn-, Ni- und Cd-Gehalte mit steigender KSK-Menge deutlich, wenngleich nicht immer signifikant, höher.

6.2.3 Getrockneter Klärschlamm (KSt)

KRANEBITTER und INSAM (1996) untersuchten im Labor mit speziell konstruierten Lysimetern, die mit 20 bis 40 cm mächtigen Bodenprofilen aus Stuben am Arlberg (1600 m Seehöhe) befüllt und mit einer standortstypischen Samenmischung angesät wurden, die N-Aufnahme dieser Kräuter. Die Auswirkungen in Bezug auf die Auswaschung von Nitrat im Bodenwasser und Perkolat werden im Kap. 8.3.5 beschrieben.

Als Bodenhilfsstoffe wurden ein unbehandeltes KSt, ein mit 1 % Silikat und Huminsäure behandelter KSt (KSt+), ein drei Wochen kompostiertes Klärschlammgranulat (KSKf) und ein

drei Monate kompostiertes Klärschlammgranulat (KSKr) verwendet. Die Aufwandmenge pro Säule entsprach $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$.

28 Wochen nach Versuchsbeginn konnte bei den mit KSt+ behandelten Pflanzen eine signifikant stärkere N-Aufnahme im Vergleich zu allen anderen Behandlungen festgestellt werden. Die mit KSt+ behandelten Arten hatten mit $0,92 \text{ g}$ pro Säule die größte Wurzelbiomasse und mit $3,11 \text{ g}$ pro Säule die größte Sproßbiomasse zu verzeichnen. Die unbehandelten Pflanzen erreichten dagegen eine Wurzelbiomasse von $0,74 \text{ g}$ pro Säule sowie eine Sproßbiomasse von $1,79 \text{ g}$ pro Säule. Bei den Wurzelbiomassen lagen nur die mit KSKr und mit KSt behandelten Arten deutlich unter den Kontrollwerten, bei der Sproßbiomasse lagen die Ergebnisse der anderen Behandlungen über der Kontrolle.

Während die N-Aufnahme in den Wurzeln der mit KSt+ behandelten Arten mit $19,5 \text{ mg N}$ pro Säule noch geringfügig größer als die der Biokompost bzw. der KSKf Behandlung war, war die N-Aufnahme in den Sprossen mit $142,6 \text{ mg N}$ pro Säule deutlich größer als die der anders behandelten Kräuter. Die N-Aufnahme in die Wurzeln erreichte bei den mit KSt und KSKr behandelten Arten nur ca. 50 % der mit KSt+ behandelten Kräuter. Die N-Aufnahme in die Sproße lag im Durchschnitt um 40 % unter der N-Aufnahme der mit KSt+ behandelten Kräuter.

6.2.4 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Vegetationsproben von *Urtica dioica*, *Sambucus nigra*, *Poa trivialis* usw. zeigten nach 20jähriger Abwasserverregnung höhere Gehalte an Calcium, Phosphor und Stickstoff auf als die der Kontrollen (ESSER et al., 1983). Andererseits konnten in Proben von *Urtica dioica* wesentlich niedrigere Gehalte an Kalium und Magnesium, von *Sambucus nigra* an Kalium und von *Poa trivialis* an Magnesium als Folge der Verregnung festgestellt werden, die zu einer Veränderung der Nährstoffgleichgewichte im Boden und damit der Nährstoffaufnahme geführt hatte.

6.2.5 Biokompost (BK)

KRANEBITTER und INSAM (1996) untersuchten im Labor mit speziell konstruierten Lysimetern, die mit 20 bis 40 cm mächtigen Bodenprofilen aus Stuben am Arlberg (1600 m Seehöhe) befüllt und mit einer standortstypischen Samenmischung angesät wurden, die N-Aufnahme der mit Biokompost behandelten Kräuter. Die Aufwandmenge pro Säule entsprach $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Vergleichend dazu wurden noch diverse KSt-Produkte eingesetzt (s. oben).

Am Ende der Untersuchung lag die produzierte Wurzelbiomasse der mit BK behandelten Kräuter mit $0,85 \text{ g}$ pro Säule nur geringfügig unter der mit KSt, der mit 1 % Silikat und Huminsäure angereichert worden war. Die von letzterer produzierte Sproßbiomasse lag mit $3,11 \text{ g}$ pro Säule deutlich über der von der BK erzielten Biomasse von $2,14 \text{ g}$ pro Säule.

Die N-Aufnahme der mit Biokompost behandelten Kräuter war signifikant niedriger als die der mit KSt+ behandelten Arten, war jedoch von allen anderen Behandlungen sowie der Kontrolle statistisch nicht verschieden. Die N-Aufnahme der mit KSt+ behandelten Arten lag im Sproß mit $142,6 \text{ mg N}$ pro Säule deutlich über jener durch die BK-Behandlung mit $88,5 \text{ mg N}$ pro Säule. Die N-Aufnahme in die Sprosse war bei allen anderen Varianten, abgesehen von der KSKf Variante mit $89,5 \text{ mg N}$ pro Säule, niedriger und erreichte bei der KSt Variante ihr Minimum. Die N-Aufnahme in die Wurzeln war bei den mit Biokompost und KSKf behandelten Arten um ca. 10 % niedriger als bei den mit KSt+ behandelten Arten.

6.3 Zusammenfassung der Auswirkungen auf Struktur, Zusammensetzung und Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation

6.3.1 Struktur und Zusammensetzung der Bodenvegetation

6.3.1.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Die derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnisse betreffen schwerpunktmäßig die Auswirkungen von Naßschlamm auf die Bodenvegetation von Waldbeständen. In diesem Zusammenhang wurden auch wildökologische Aspekte, d. h. Auswirkungen auf die Futterqualität, untersucht.

Weitere Untersuchungen setzen sich mit den Auswirkungen von entwässerten, kompostierten, getrockneten und industriellen Klärschlämmen sowie Müllkomposten auseinander.

6.3.1.2 Auswirkungen von Klärschlamm auf Struktur und Zusammensetzung der Bodenvegetation

Naßschlammgaben bewirkten meistens starke Veränderungen der natürlichen Bodenvegetation. Die Intensität der Veränderungen hängen in erster Linie von der ausgebrachten Klärschlammmenge, der Art des Klärschlammes, den im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffen sowie seinen physikalischen Eigenschaften ab.

Schwache bis mäßige Klärschlammgaben, speziell die Zufuhr von Stickstoff, aber auch von Calcium, förderten die Kraut- und Grasschicht in stark aufgelichteten Altbeständen sowie Aufforstungen und Kulturen, indem diese stimuliert und ihr Wachstum deutlich beschleunigt wurde. Gleichzeitig kam es zu Artenverschiebungen in Richtung nitrophiler und eutropher Pflanzengruppen sowie zur Eliminierung von standortsangepaßten, jedoch langsamwüchsigen Arten. Die Ausbringung von Klärschlamm verursachte mechanische Verletzungen an der Bodenvegetation durch Ausreißen oder Wegspülen, Abreißen von Pflanzenteilen usw..

Daneben wurde bei Verwertung von Naßschlamm und entwässerten oder kompostierten, nicht ausgereiften Klärschlämmen das Aufkommen von waldfremden Acker- und Ruderalkräutern, z. B. Tomaten, ermöglicht. Des Weiteren wurde das Einwachsen einiger Arten in die Strauchschicht beobachtet, was deutlich die vertikale Struktur veränderte. Diese wiederum hatten Auswirkungen auf die Wildökologie (s. unten).

Die im Vergleich zu den unbehandelten Flächen stark wachsende Bodenvegetation stellte infolge der deutlich zugenommenen Konkurrenzkraft durch Verdämmen und Auslichten ein ernstes Problem für die natürliche und künstliche Verjüngung dar. Das Aufkommen letzterer konnte, wie deutsche und amerikanische Untersuchungen zeigten, zumeist nur durch mechanische oder chemische Unkrautbekämpfung gesichert werden. Im allgemeinen zeigte sich, daß die Ausbringung von Klärschlamm bei der Waldbodenvegetation einen steigenden Dominanzindex bzw. einen sinkenden Diversitätsindex und Evenness mit sich brachte.

Große Ausbringungsmengen mit über $300 \text{ m}^3 \text{ Naßschlamm} \cdot \text{ha}^{-1}$ verursachten deutlich negativere Effekte als geringere Naßschlammengen. Diese Gaben können bei Beschlammung von Waldstandorten mit schichtigem Auflagehumus – Moder, Rohhumus – und damit gedrosselter Humusdynamik absperrend wirkende Klärschlamm-Blatt-Schichten verursachen. Diese führten zum Ersticken der durch die Klärschlamm-Blatt-Schicht überdeckten Bodenvegetation infolge des Aufkommens anaerober Bedingungen unterhalb der Schicht.

Eine gut entwickelte Krautschicht sowie das Vorhandensein von biologisch aktiven Oberböden drosselte andererseits das Risiko des Abspülens von Naßschlammgaben bei Einsetzen stärkerer Niederschläge.

Die Ausbringung von Klärschlamm im Wald kann direkt und indirekt große Auswirkungen auf folgende Funktionsbereiche im Wald ausüben:

- Biodiversität
- Arten- und Naturschutz
- Künstliche und natürliche Bestandesverjüngung
- Symbiose von Waldbäumen mit obligater Mykorrhiza
- Wildökologische Aspekte
- Aspekte des Forstschutzes

6.3.1.3 Auswirkungen von Klärschlamm auf die Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation

Die Ausbringung von Klärschlamm im Wald oder auf der Schlagfläche wirkte sich im allgemeinen sofort auf die Bodenvegetation aus. Die mit dem Klärschlamm zugeführten Nähr- und Schadstoffe standen der Vegetation sofort oder je nach Schlammmenge und Bindung der Elemente mittelfristig in Abhängigkeit des Klärschlammabbaus und der Lösung der Elemente zur Verfügung.

Die Ausbringung von Naßschlamm bewirkte eine verstärkte Aufnahme von Stickstoff, sodaß in der Folge erhöhte Stickstoffgehalte in den untersuchten Arten festzustellen waren. Diese erhöhten Stickstoffgehalte bewirkten gleichzeitig erhöhte Rohproteingehalte in den Blättern der untersuchten Pflanzen, speziell in Gräsern. Wildökologischen Untersuchungen (s. unten) zufolge stellen gesteigerte Rohproteingehalte ein qualitativ hochwertigeres Futter für Wildtiere dar und steigerten die Überlebens- und Fortpflanzungsrate derselben.

Unausgewogene Naßschlammgaben, die durch einen Überschuß an Stickstoff sowie eine mangelhafte Ausstattung mit Kalium und Magnesium charakterisiert sind, sowie überhöhte Gaben verursachten eine unzureichende Versorgung der Vegetation mit Makronährstoffen und Spurenelementen.

Erhöhte Schwermetallgehalte sind von den Konzentrationen im Naßschlamm, der mit dem Naßschlamm ausgebrachten Fracht sowie dem Element selbst abhängig.

Bei manchen Studien konnten nach erfolgter Ausbringung von Naßschlamm stark, bis um das mehr als 100fache erhöhte Schwermetallgehalte in der Bodenvegetation nachgewiesen werden. Bei anderen Untersuchungen wurden dagegen sinkende Schwermetallgehalte in den untersuchten Arten und Pflanzenteilen gemessen.

6.3.1.4 Forschungsbedarf

Dieser besteht vor allem in Hinblick auf die mögliche Verwertung von Klärschlammkompost, getrocknetem Klärschlamm, speziellen Klärschlammisierungen, Biokompost bzw. industriellen Komposten. Weiters wurden einige Waldstandorte, z.B. auf Kalk oder Dolomit, noch gar nicht untersucht. D.h. selbst auf diesen Standorten wäre eine Überprüfung hinsichtlich der möglichen Verwertung von Naßschlamm notwendig.

Außerdem liegen keine langfristigen Forschungsergebnisse vor. Wie mehrjährige Bodenuntersuchungen zeigten, sanken die durch die Beschlämmung im Mineralboden erhöhten auf niedrige pH-Werte ab, sodaß anorganische Schadstoffe wieder verstärkt verfügbar sein könnten. Deshalb wäre es in Hinblick auf die Dynamik von anorganischen Schadstoffen notwendig, die Auswirkungen einer Beschlämmung von Waldstandorten langfristig zu beobachten.

ten. Die organischen Schadstoffe wiederum bzw. ihre Dynamik wurden bis jetzt noch gar nicht untersucht.

Grundsätzlich besteht ein hoher Forschungsbedarf bei der Rekultivierung von erosionsgefährdeten Standorten wie Schipisten, Böschungen oder Hangschuttflächen in alpinem Gelände. Diese Standorte sind durch langandauernde Sukzessionsstadien gekennzeichnet. Solche Standorte sollten im Sinne der Nachhaltigkeit mit einer für den Standort natürlichen, also standortsangepaßten Vegetation saniert werden, die, wie oben dargestellt wurde, bestenfalls nur mit geringen Klärschlamm- oder Kompostmengen erzielt werden kann.

6.3.1.5 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Bodenvegetation

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Grundsätzlich sollte berücksichtigt werden, daß eine Naßschlammgabe auf Grund der Nährstofffracht im Naßschlamm strukturelle Veränderungen bewirkt, die je nach Gesichtspunkt erwünscht (Rekultivierung, Erosionsschutz) oder unerwünscht (Arten- und Naturschutz) sein können. Als äußerst bedenklich muß vor allem die Vernichtung der obligaten Ektomykorrhiza eingestuft werden. Naßschlammgaben von über 10 t.ha⁻¹ scheinen jedenfalls eine deutliche Schwächung derselben zu erzielen.

Grundsätzlich ist es auf Grund der Ergebnisse nicht möglich, unbedenkliche Ausbringungsmengen abzuleiten. Letztere werden auf Grund anderer Folgewirkungen bzw. Risiken, z.B. erhöhte Mortalität im Zuge der Bestandesbegründung, Nitratauswaschung, Nährstoffmängel, usw., beschränkt.

Tab. 44: Auswirkungen unterschiedlicher Klärschlamm- und Kompostgaben auf die Bodenvegetation von Waldbeständen

Angaben zum Versuch	Mengen	Auswirkungen
ABWASSER (AW)		
COOLEY, 1979; Abwasser ¹¹⁷ Versuchsdauer 1974-1976	604; 1521 u. 3871 mm 1333, 3354 u. 8514 mm	Trotz der Vernichtung der natürlichen Vegetation (Kräuter, Farne) mit dem Herbizid Glyphosat vor Versuchsbeginn bzw. Mähen im ersten und dritten Jahr und der Ausbringung des Herbizides Paraquat im zweiten Jahr kam es zu einer starken Entwicklung der Gras- und Unkrautschicht. Dadurch starke Entwicklung der Mauspopulation, die den Großteil der Pappelstecklinge vernichtete.
RIEDEL und GRÜNEBERG, 1990 ehemalige Rieselfelder mit 100jähriger AW Aufleitung;	k.A.	100jährige Abwasseraufleitung bewirkte bei den Rieselfeldern eine extreme Anreicherung mit Nähr- und Schadstoffen. Die Stilllegung führte zu einer starken Entwicklung der Bodenflora bzw. zu starker Verunkrautung. Entwicklung eines sehr vitalen, bis 2 m hohen nitrophilen Bewuchses. Ge-sicherter Aufwuchs nur für Pappel, Weiden, sowie Ahorn möglich; unmöglich für Nadel- u.a. Laubböler. Unkrautbekämpfung mit Herbiziden, ma-schinellem und durch Einsaaten!
SOMMER und FASBENDER, 1975 Abwasser 1964-1968; 1/3-1974	>> 1000 mm 600 mm	Langfristige Artenverschiebung von anspruchstollen Säurezeigern zu nitrophilen, teilweise feuchteliebenden Arten. Säurezeiger wie Heidekraut, <i>Vaccinium myrtillus</i> , anspruchslose Gräser und Moose wurden von <i>Urtica dioica</i> , <i>Epilobium sp.</i> , <i>Sambucus nigra</i> usw. verdrängt.
NARSCHLÄMM (KSn)		
BROCKWAY, 1988 KSn Versuchsdauer 1981/1982-1985 Eichen; Kiefern; Pappel; Laubmischbestand.	8-10 t.ha ⁻¹	Geringe Veränderungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung sowie kein negativer Einfluss auf das Baumwachstum bzw. die Verjüngung beobachtet. Aber Änderung bezüglich der Menge und vertikalen Struktur von Futterpflanzen festgestellt; in der Kraut- und Strauchschicht (< 2 m) am deutlichsten. Größte Steigerung der Bodenflora unter Erle um > 200 % im ersten Jahr; unter Kiefer, Eiche und Ahorn war die Zunahme geringer.
FISKELL et al., 1984 KSn (AW) Versuchsdauer 30 Monate	5,0 t.ha ⁻¹ 25,0 t.ha ⁻¹	Die Beschlämmung einer zweijährigen <i>Pinus elliotii</i> Aufforstung bewirkte das starke Aufkommen von <i>Eupatorium sp.</i> , der eine max. Höhe von 3,5 m erreichte. Kontrollen und Zwischenflächen unterschieden sich deutlich von den Behandlungen. Unregelmäßiger Wuchs auf der schwächer behandelten Fläche möglicherweise auf Grund ungleichmäßiger KSn Ablagerung.
GRENIER und COUILLARD, 1990 Versuchsdauer 1986-1987 A) KSn B) KSn 30 Tage lang natürlich entwässert (TS 10 %).	4,5 t.ha ⁻¹ 9,1 t.ha ⁻¹ 18,1 t.ha ⁻¹ 18,1 t.ha ⁻¹ 36,3 t.ha ⁻¹ 72,6 t.ha ⁻¹	A) Die Ausbringung beider Klärschlämme führte anfangs zur fast vollständigen Vernichtung der Bodenvegetation durch Ersticken. Während der Vegetationszeit stellte sich die Vegetation auf den meisten Flächen wieder ein. Ferner kam es zur Ansiedelung neuer Arten. B) Die beiden stärkeren KSn Gaben (B) zeigten im Mittel eine signifikant ($p < 0,05$) schwächere Verjüngung mit 0,8 bzw. 1 Keimling/Fläche im Vgl. zu den Kontrollen mit 14 Keimlingen/ Fläche. Nach RIEKER (1982, in GRENIER et al., 1990) könnte die Ammonifikation des KSn der Grund sein.
HART et al., 1988 A) KSn 10a` Pappelbestand B) KSn 50-70a` Kiefern-, Eichen- und Laubmisch-Bestand	9,9 t.ha ⁻¹ k.A.	A) Starke Entwicklung von Gräsern und Farnen, aber auch der Sträucher auf der Schlagfläche in den ersten vier Jahren nach der KSn Gabe. A-ber kein negativer Einfluss auf das Baumwachstum bzw. die Naturverjüngung festzustellen. B) KSn Gaben bewirkten nur im <i>Pinus banksiana</i> und <i>P. resinosa</i> Bestand eine stark entwickelte Grasschicht, in erster Linie Seggen. Dagegen er-kennbare Abnahme der Farne und Sträucher. Aber kein negativer Einfluss auf das Baumwachstum bzw. die Naturverjüngung festzustellen.
HÜSER, 1977 A) KSn; KSe Versuchsdauer 1974-1975 B) KSn Versuchsdauer ab 1973-1976	300 m ³ .ha ⁻¹ 60 m ³ .ha ⁻¹ 169, 353 m ³ .ha ⁻¹ 172, 305 m ³ .ha ⁻¹	A) Ausbildung einer Tomatenplantage auf Grund keimfähiger Tomatensamen im KS. Die starke Entwicklung der Unkrautflora auf den be-schlämmten Parzellen verursachte durch verstärkten Lichtmangel und Konkurrenz verminderte N Gehalte in den Nadeln der Kiefern. B) Verschiebung der wachsenden Pilze von Sommer auf Herbst. Außerdem verstärkte Hexenringbildung der chemisch aktiven Trichterlinge in den folgenden Jahren; letztere fördern die Mobilisierung von Stickstoff aus dem Humus.
KEßLER-PRUSKO, 1989 KSn Versuchsdauer 1975-1988	148, 296 m ³ .ha ⁻¹ 150, 296 m ³ .ha ⁻¹	Die Beschlämmung bewirkte langfristig eine Artenverschiebung von extrem sauer zu sauer. Verbunden damit war ein Auslöschen von <i>Calluna vulgaris</i> und <i>Dicranium scoparium</i> , eine starke Reduktion von <i>Vaccinium myrtillus</i> und ein stärkeres Auftreten von <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Epilobium augustifolium</i> etc. Die Naturverjüngung des Bestandes wurde durch die Bodenvegetation erschwert.
KOBEL-LAMPARSKI et al., 1985 KSn Versuchsdauer 1980-1982	300 m ³ .ha ⁻¹	Auf der Kontrolle wurde in der Krautschicht ein niedrigerer Deckungsgrad von 35 % im Vergleich zur KSn-Fläche mit 50 % beobachtet. Auf der KSn-Fläche war ein deutlich höherer Anteil von Bu-, Fi- und Holunder-Keimlingen auf Grund des verbesserten Nährstoffangebotes erkennbar. <i>Urtica dioica</i> konnte nach der Beschlämmung verstärkt in die Strauchschicht der KSn-Fläche einwachsen. Dagegen war auf der Kontrollfläche ein stärkeres Auftreten von <i>Eupatorium augustifolium</i> erkennbar. Durch den pH-Anstieg im Auflagehumus der KSn-Fläche kam es auch zu einem Rückgang des Säurezeigers <i>Majanthemum bifolium</i> . Auf der beschlämmten Fläche wurde ferner ein erhöhter Dominanzindex, dagegen eine sinkende Diversität und Evenness gemessen.

¹¹⁷ Angaben beziehen sich auf die gesamten Abwassermenge pro Jahr; getrennt für die kleine und die große Behandlung.

Angaben zum Versuch	Mengen	Auswirkungen
NAßSCHLÄMM (KSn)		
KUHN und AMIET, 1988 Versuchsdauer 1971-1979 KSn	200 m ³ .ha ⁻¹ 400 m ³ .ha ⁻¹	Sofortiges, völliges Verschwinden der Moose nach der Beschlämmung. Blütenpflanzen und Farne nahmen mit steigender KS Gabe stärker ab. Acht Jahre nach Versuchsbeginn waren bei der gr. KS Gabe im Mittel 60 % der Arten, bei der kl. KS Gabe 40 % der Arten verloren gegangen. Als Ursachen gelten: a) direkte Vergiftungswirkung, b) keimhemmender Einfluß; c) mechanische Verletzungen durch die KS Gabe; d) Deckschicht aus KS und Streu; verursacht Ersticken bzw. Entwicklung kränkelnder Triebe verbunden mit Austrocknung beim Durchbrechen der Schicht. Langfristige Verluste durch die Düngewirkung des KSn; Verdämmen und Ausdünnen von konkurrenzschwacher Arten.
REITER et al., 1995 Ksn Starnberg; 1973-1980/1991; Geisenfeld; 1975-1988; Erlangen; 1980-1982/1992	s. Tab. 35	Verdrängung der Säurezeiger; z.B. <i>Leucobryum glaucum</i> , <i>Vaccinium myrtillosum</i> , <i>Calluna vulgaris</i> ; Zunahme von Stickstoffzeigern wie Gemeiner Löwenzahn, <i>Urtica dioica</i> bzw. Basenzeigern wie Hopfen-Luzerne; Starke Vergrasung und Ansiedelung waldfremder Arten auf den KS Flächen.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)		
PRESCOTT et al., 1993 KSe Gaben; 1977; 1980 Versuchsdauer 1980-1990 (parallel dazu zwei Mineraldünger-Varianten)	142 t.ha ⁻¹ [95 + 47 t.ha ⁻¹]	Beschlämmung bewirkte eine Artenverschiebung von sauren zu anspruchsvolleren Arten; im vorliegenden Fall von der dominierenden Art <i>Gaultheria shallon</i> hin zu N und P reicheren Arten wie z.B. <i>Symphoricarpos albus</i> . Außerdem deutliche Zunahme von <i>Polystichum munitum</i> auf den beschlämmten Flächen. Ähnliche Ergebnisse aus Mineraldüngungsvarianten und früheren Untersuchungen auf diesem Standort festgestellt.
MÜLLKLÄRSCHLÄMMKOMPOST (MKK)		
SCHWARZ, 1977 A) MKK Versuchsdauer 1968-1972 B) MKK Versuchsdauer 1973-1974;	100 m ³ .ha ⁻¹ 200 m ³ .ha ⁻¹ 400 m ³ .ha ⁻¹ 100 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹	A) Mit steigender MKK Menge nahm die stürmische Entwicklung der Krautvegetation zu. Da kein Reifekompost (u.a. nicht samenverträglich) verwendet wurde, kam es zur Entwicklung waldfremder Arten (Ackerunkraut, Ruderal- und Tritgesellschaften) wie Knöterich, Gänsefuß, Melden und Tomaten anstatt einer typischen Kahlschlagflora. B) Völliges Verschwinden der standortsprägenden <i>Carex brizoides</i> auf der am stärksten behandelten Fläche (800 m ³ .ha ⁻¹); d.h. Verschiebung von schwach sauer zu schwach basisch (nach Ellenberg). Veränderungen spiegeln sich im Oberboden wider, wo es durch die MKK Gaben zu einem pH Anstieg gekommen war.
KLÄRSCHLÄMMKOMPOST (KSK)		
GRABHER und LUTZ., 1995 KSK Versuchsdauer	2,0 t.ha ⁻¹ 1,5 t.ha ⁻¹	A) Rekultivierungsversuch auf Hangschutt (1600 m Seehöhe) Üppige Vegetationsentwicklung; Im Unterschied zur Pioniervegetation der Kontrollen wurden die KS Flächen von Arten intensiv genutzter Weiden/Wiesen dominiert. Verschiebung des mittleren N-Zeigerwertes (nach Ellenberg) von 3,4 auf 6,6 durch den KSK. Auf den Kontrollen konnten sich geschützte Arten wie <i>Gentiana ciliata</i> oder <i>Gymnadenia conopsea</i> ansiedeln bzw. halten. B) Rekultivierungsversuch Steinbruch Starke Vegetationsentwicklung; Arten von Ruderalstandorten und Unkrautfluren auf den KS Flächen zu finden. Verschiebung des mittleren N-Zeigerwertes von 4,7 auf 7,0 durch den KSK.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLÄMM (IND.-KS)		
ESSER et al., 1983 Ind.-KSn Versuchsdauer; 20a ` Verregnung	k.A.	Die 20jährige Abwasseraufleitung bewirkte eine Verschiebung der Artenvegetation; Säure- und Magerkeitszeiger wurden von Feuchte- und Stickstoffzeigern wie <i>Urtica dioica</i> , <i>Galium aparine</i> , <i>Stellaria medea</i> usw. völlig verdrängt. Anstieg der mittleren Reaktionszahl nach Ellenberg von 2 auf > 6 bzw. der mittleren Stickstoffzahl von 3 auf 8. Arten ließen eine Veränderung der mittleren Lichtzahl erkennen (ausgelöst durch Baumsterben infolge der Verregnung).
BIOKOMPOST (BK)		
DESCHAUER, 1995 BK Versuchsdauer 1991-1993	50 m ³ .ha ⁻¹ 100 m ³ .ha ⁻¹	Die Ausbringung von Biokompost bewirkte auf den behandelten Flächen ein starkes Aufkommen von <i>Avenella flexuosa</i> verbunden mit einem verstärkten Ausfällen von <i>Calluna vulgaris</i> . Letztere war die für die Kontrollen charakteristische Art. Das Aufkommen von <i>Avenella flexuosa</i> dürfte auch in verstärktem Maße die mit dem BK ausgebrachten und rasch verfügbaren Nährstoffe gebunden haben.

Tab. 45: Auswirkungen der Klärschlammgaben auf die Nähr- und Schadstoffgehalte der Bodenvegetation

Angaben zum Versuch ¹¹⁸	Art	Gehalte ¹¹⁹						Raten	Anmerkungen
		NARSCHLAMM (KSn)							
ASCHMANN et al., 1990 KSn 3, 6, 12 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 1986-1987	<i>Rubus</i> sp.	mg N.g ⁻¹ 30,3 26,2 27,1	mg P.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg Rp.g ⁻¹	mg Rp.g ⁻¹	12,0 t.ha ⁻¹ 3,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle	AW bewirkte eine signifikante (p < 0,1) nicht lineare Zunahme der N-Gehalte bei <i>Rubus</i> sp. Außerdem wurde im ersten Jahr eine signifikante Erhöhung an mineralisierbaren N in 0-20 cm Tiefe festgestellt.	
CAMPA et al., 1986 KSn 9,9 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 10/1981-8/1982 Rp = Rohprotein	Frühjahr 82 links, Sommer 82 rechts <i>Panicum virgatum</i> <i>Fragaria</i> sp.	mg P.g ⁻¹ 0,8 a 1,7 b 1,9 2,3	mg P.g ⁻¹ 0,6 a 1,6 b 1,4 a 3,1 b	mg P.g ⁻¹ 0,6 a 1,6 b 1,4 a 3,1 b	mg Rp.g ⁻¹ 95 a 170 b 101 a 152 b	mg Rp.g ⁻¹ 95 a 127 b 107 a 158 b	9,9 t.ha ⁻¹ Kontrolle 9,9 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,1. Die Beschlämmung bewirkte in den ersten Monaten nach der Ausbringung signifikant erhöhte N-Gehalte und damit auch Rohprotein (RP)-Gehalte in für Wildtiere wichtigen Nahrungspflanzen.	
KEISLER-PRUSKO, 1989 KSn 148, 296; 150, 296 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 1975-1988	<i>Vaccinium myrtillum</i> <i>Avenella flexuosa</i>	mg Cu.g ⁻¹ 4,5 7,7 5,0 5,0	mg Cd.g ⁻¹ 0,09 0,13 0,15 0,09	mg Cd.g ⁻¹ 0,09 0,13 0,15 0,09	mg Zn.g ⁻¹ 34 33 53 48	mg Ni.g ⁻¹ 11 2,7 53 48	296 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 296 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Nach 13 Jahren deutlich erhöhte Gehalte vor allem bei Ni zu erkennen; KSn sehr stark mit Ni belastet; Cr und Pb Gehalte variieren sehr stark; keine eindeutigen Auswirkungen des KSn zu erkennen.	
KILIAN et al, 1986 Keine genaue Angabe des KS (sollte KSn sein). Mischung aus KS, dolomit. Material und Bodenresten Rendsina - Terra fusca (Schipiste) A-Horizont: pH = 6,9; CaCO ₃ -Gehalt von 44 %.	<i>Adenostyles glabra</i> <i>Hepatica triloba</i> <i>Mercurialis perennis</i>	mg K.g ⁻¹ 77 86 42 60 41 112	µg Fe.g ⁻¹ 183 207 111 115 126 108	µg Fe.g ⁻¹ 183 207 111 115 126 108	µg Pb.g ⁻¹ 18,0 21,2 8,4 8,5 11,3 1,8	µg Cd.g ⁻¹ 1,74 1,61 0,73 0,37 0,72 0,40	KS Kontrolle KS Kontrolle KS Kontrolle	Pflanzenanalysen zeigen kaum/keine Änderungen bei den P-, Ca- und Mg-Gehalten. Bei den Schwermetallen fanden sich teilweise höhere Gehalte. In Kombination mit Bodenanalysen konnte festgestellt werden, daß das mobile Cd rasch aus der Piste verlagert wurde. Hohe Affinität für Zn und Pb in den Auflagen der Kontrollen.	
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn 100, 300 und 500 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 1979-Frühjahr 1980 Untersucht wurden: <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Majanthemum bifolium</i>	Blätter <i>Oxalis acetosella</i> <i>Majanthemum bifolium</i>	µg Cu.g ⁻¹ 16,8 14,2 5,6 7,8 6,7 3,6	µg Cd.g ⁻¹ 1,0 0,8 0,2 1,5 5,8 4,4	µg Cd.g ⁻¹ 1,0 0,8 0,2 1,5 5,8 4,4	µg Zn.g ⁻¹ 76 68 46 55 60 36	µg Pb.g ⁻¹ 15,7 17,9 2,8 5,6 5,3 0,7	500 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 500 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Die Schwermetalle Nickel, Kupfer, Blei, Chrom und Zink waren in den Blättern von <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Majanthemum bifolium</i> im Frühjahr nach der KSn-Gabe erhöht. Am deutlichsten bewirkte die KSn-Zufuhr erhöhte Cd-, Cr- und Al-Gehalte in den Blättern von <i>Oxalis acetosella</i> .	
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn 100, 300 und 500 m ³ .ha ⁻¹ Versuchsdauer 1979-Frühjahr 1980 Untersucht wurden: <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Majanthemum bifolium</i>	Wurzeln <i>Oxalis acetosella</i> <i>Galium odoratum</i>	µg Cu.g ⁻¹ 14,3 8,4 7,5 45,4 79,5 10,6	µg Cd.g ⁻¹ 2,3 1,9 2,1 6,0 11,3 6,6	µg Cd.g ⁻¹ 2,3 1,9 2,1 6,0 11,3 6,6	µg Zn.g ⁻¹ 145 115 106 351 533 265	µg Pb.g ⁻¹ 18,9 17,6 11,7 30,4 41,1 20,4	500 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle 500 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ Kontrolle	Die untersuchten Arten sollten die KSn-Sperrschicht durchstoßen und dadurch erhöhte Spurenelement- und Schwermetallgehalte in den Wurzeln aufweisen. Am deutlichsten wurden die Schwermetalle in den Wurzeln von <i>Galium odoratum</i> auf der mit 300 m ³ .ha ⁻¹ beschlammten Fläche angehoben.	

¹¹⁸ Angaben beziehen sich u.a. auf den KS-Typ, die KS-Mengen, die Versuchsdauer sowie, wenn vorhanden, auf die obersten 20 cm Mineralboden (pH_CaCl₂).¹¹⁹ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.

Angaben zum Versuch ¹¹⁸	Art	Gehalte ¹¹⁹						Raten	Anmerkungen
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)									
		µg Zn.g ⁻¹	µg Pb.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹					
ZASOSKI, 1981 KSe Versuchsdauer 1 Jahr Angaben zum KSe aus: BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 KSe weist hohe Zn-, Cu-, und Ni-Gehalte auf.	<i>Polystichum munitum</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Linnaea borealis</i>	105 49 330 30 325 28	12,6 7,3 1,7 3,1 53 15	0,63 0,08 2,92 0,19 2,50 0,10				KSe Kontrolle KSe Kontrolle KSe Kontrolle	Die KSe-Gabe bewirkt bei allen drei Pflanzen stark erhöhte Schwermetallgehalte. Daneben ließ noch <i>Gaultheria shallon</i> erhöhte Schwermetallgehalte erkennen. Autor verweist u.a. auf die wildökologische Problematik im Zusammenhang mit Futterpflanzen.
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)									
		mg P.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Cu.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹				
JOKELA et al., 1990 MKK, eingearbeitet 112,0; 224,4; 448,8 t.ha ⁻¹ Versuchsdauer 16 Jahre	<i>Rubus spp.</i>	1,31 b 1,17 a 1,14 a 1,03 a	10,4 b 10,8 b 10,6 b 8,0 a					406,3 t.ha ⁻¹ 203,2 t.ha ⁻¹ 101,6 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Die Behandlung ließ bei Phosphor und Calcium statistische Unterschiede (p < 0,05) in Bezug auf die Gehalte erkennen. Keine signifikanten Unterschiede wurden bei Stickstoff und den Mikroelementen gefunden.
KORCAK et al., 1979 KSK, eingearbeitet 56, 112, 224, 448 t.ha ⁻¹ Typic Hapludult pH-Wert bei 5,6	nach 78 Tagen <i>Pennisetum americanum</i>	mg Ca.g ⁻¹ 3,4 e 4,4 d 5,2 c 5,4 b 6,0 a	mg K.g ⁻¹ 30 b 33 ab 34 ab 36 a 37 a	µg Cu.g ⁻¹ 6,6 c 7,2 c 10,3 a 8,7 b 9,5 ab	µg Cd.g ⁻¹ 0,78 bc 0,90 bc 1,10 bc 1,12 b 1,52 a			448 t.ha ⁻¹ 224 t.ha ⁻¹ 112 t.ha ⁻¹ 56 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Während der gesamten Versuchsdauer konnten keine Auswirkungen auf die P Gehalte festgestellt werden. Die Gehalte von Magnesium zeigen einen ähnlichen Trend wie die von Kalium. In der ersten 78 Tagen werden die Gehalte von Zn und Ni nicht verändert.
pH Anstieg im Boden nach 113 Tagen auf 6,7 bei der stärksten KSK Gabe. Kontrolle auf 6,2 angestiegen; vermutlich durch Kontaminationen bzw. durch Bodenbearbeitung.	nach 113 Tagen <i>Pennisetum americanum</i>	mg Ca.g ⁻¹ 3,8 c 3,6 c 4,0 bc 4,5 b 5,2 a	mg Mg.g ⁻¹ 3,2 b 2,5 c 2,6 c 3,2 b 4,0 a	mg Zn.g ⁻¹ 47 d 62 bc 64 bc 70 ab 81 a	mg Cd.g ⁻¹ 0,30 d 0,55 cd 0,85 bc 1,12 b 1,62 a			448 t.ha ⁻¹ 224 t.ha ⁻¹ 112 t.ha ⁻¹ 56 t.ha ⁻¹ Kontrolle	Nach 113 Tagen sanken die Gehalte von K und Ca in den Blättern auf allen Flächen ab. Der KSK bewirkte keinen Einfluß auf die Cu Gehalte in den Blättern. Die Ni-Gehalte wurden aber auf der am stärksten behandelten Fläche um das 10fache im Vergleich zur Kontrolle erhöht.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)									
		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹				
ESSER et al., 1990 Ind.-AW k.A. der Mengen Versuchsdauer: 20a` Verregnung pH von 5,5	<i>Urtica dioica</i> <i>Poa trivialis</i> <i>Sambucus nigra</i>	49,6 49,5 19,7 13,7 47,9 38,2	5,8 4,5 3,1 1,9 3,5 1,9	53,1 36,1 3,1 3,7 18,8 13,0	23,0 32,5 19,6 20,1 20,9 42,4			Ind.-AW Kontrolle Ind.-AW Kontrolle Ind.-AW Kontrolle	Ergebnisse korrelierten hervorragend mit dem veränderten Nährstoffangebot im Boden. Der Anstieg des pH-Wertes im Boden um mehr als zwei Einheiten sowie die einseitige Nährstoffzufuhr des Ind.-AW bewirkten Verschiebungen der austauschbaren Kationen im Boden.

7 AUSWIRKUNGEN AUF AUFLAGE UND MINERALBODEN

7.1 Auflagehumus

7.1.1 Abwasser (AW)

Untersuchungen von HARRIS und URIE (1983) in durchforsteten und nicht durchforsteten 50jährigen Laubmischbeständen aus *Acer saccharum*, *Fagus grandifolia* und *Acer rubra* auf sandigem, stark durchlässigem „Alfic Haplorthod“ in Michigan zeigten nach fünfjähriger Verregnung mit 38 bzw. 76 mm Abwasser pro Woche reduzierte Streugewichte, aber gestiegene Humusgewichte. Auf Grund der geringen Nährstoffgehalte im Klärschlamm haben sich die Auswirkungen vor allem auf die Auflage und den obersten Mineralboden beschränkt.

Nach 5 Jahren waren die Trockengewichte der Streu auf den verregneten und nicht durchforsteten Flächen um 35 bis 50 % niedriger als auf den nicht durchforsteten Kontrollflächen. Hingegen waren die Gewichte der verregneten, durchforsteten Flächen um 20 bis 37 % unter denen der durchforsteten Kontrollen. Die Auswirkungen der Durchforstung waren nach 5 Jahren im wesentlichen verschwunden.

Im Gegensatz dazu haben die Gewichte der F- und H-Schicht auf den verregneten Flächen zugenommen, was auf eine verstärkte Umsetzung der L-Schicht hinweist. Die Gesamtgewichte der L-, F- und H-Schicht zeigten keinen signifikanten Verlust auf Grund der Durchforstung und eine erhöhte Anreicherung der Biomasse auf Grund der Verregnung.

Auf den verregneten Flächen kam es durch die Streuabnahme auch zu erheblich verringerten Gehalten von Stickstoff und Phosphor. Die einzige Ausnahme stellen die undurchforsteten Flächen dar, wo die Phosphorgehalte nicht signifikant aus der Streu verlagert worden sind. Trotz des signifikanten Verlustes an Gesamtstickstoff in der Streu der durchforsteten Flächen kam es insgesamt betrachtet zu keinem Nettoverlust an Stickstoff in der Auflage.

Signifikante Zunahmen von Ca, Mg, und Na, aber keine signifikanten Veränderungen von K konnten auf den durchforsteten Flächen festgestellt werden. Während die basischen Kationen die Kationenaustauschkapazität nicht erhöhten, bewirkte die Verregnung signifikante Steigerungen des pH Wertes, um zwei Einheiten, und der Basensättigung, um 35 bis 50 %.

HART et al. (1988) berichteten von einer Untersuchung in Michigan, die 1980 von der EPA gemeinsam mit verschiedenen nationalen Einrichtungen in verschiedenen Beständen begonnen wurde. Große Teile der ausgebrachten Klärschlämme wurden dabei in den ersten vier Jahren in der Auflage in nicht verfügbarer, unzersetzter Form festgehalten. Mineralisierte und in den Mineralboden eingebrachte Nährstoffe wurden von der Vegetation sofort aufgenommen, sodaß keine signifikanten Veränderungen im Ober- und Unterboden festgestellt werden konnten.

SOMMER und FAßBENDER (1975) konnten an Hand von zwei Abwasserverregnungen in einem Kiefernbestand auf Rohhumus-Eisenhumuspodsol, der beim ersten Versuch vier Jahre lang mit vermutlich mehreren 1000 mm und beim zweiten Versuch gezielt mit 600 mm Abwasser behandelt wurde, im Auflagehumus eine Verschiebung aus dem extrem sauren (pH-Wert von 3,1) in den sauren (pH-Wert von 4,1 bis 4,25) Bereich feststellen. Die Verregnung bewirkte beim ersten Versuch eine deutliche Anreicherung von P_{ges} (+146 kg.ha⁻¹) sowie der basischen Kationen, vor allem an Ca (+420 kg.ha⁻¹). Beim zweiten Versuch wurden die Vorräte von Na (+ 72 kg.ha⁻¹) und Ca (+220 kg.ha⁻¹) erhöht.

Nach FAßBENDER et al. (1978) bewirkte die Verregnung zweier unterschiedlicher Abwasserraten, die durch einen pH von 7,5 und hohe N, P, Cl und Na Konzentrationen gekennzeichnet waren, in einem 80jährigen Kiefernbestand auf Braunerde-Podsol eine signifikante Anreicherung mit P_{ges} , Ca, Mg, K und Na in der Auflage.

7.1.2 Naßschlamm (KSn)

BROCKWAY (1983a) untersuchte die Auswirkungen eines schwermetallreichen Klärschlammes auf einen 36jährigen *Pinus strobus* und *Pinus resinosa* Bestand über gut bis mäßig durchlässigen, nährstoffarmen „Spodic Udipsamment“ und „Alfic Haplorthod“.

Der pH-Wert (H_2O) in der Auflage erhöhte sich kurzfristig entsprechend der ausgebrachten Menge von 4,2 um fast zwei Einheiten. Der größte Anstieg, nämlich auf einen pH-Wert von 6,1, wurde auf der am stärksten behandelten *Pinus resinosa* Fläche erzielt. Infolge der einsetzenden versauernden Wirkung durch die Nitrifikation sanken die pH Werte wiederum, blieben aber im Vergleich zur Kontrolle erhöht.

Die elektrische Leitfähigkeit wurde durch die Klärschlammraten signifikant von 0,3 auf über $2,2 \text{ dS.m}^{-1}$ erhöht, wobei der Grenzwert von 4 dS.m^{-1} für Salzböden nicht erreicht wurde. Langfristig könnten sich diese hohen Konzentrationen, sofern die Salze aus der Auflage nicht ausgewaschen werden, auf feintexturierten Böden negativ auf die Bodenstruktur und die Produktivität auswirken.

14 Monate nach der Ausbringung bildeten die ausgebrachte Klärschlammsschicht und der Auflagehumus infolge geringer Durchmischungsprozesse noch immer getrennte Einheiten. Am auffälligsten veränderten sich die Auflagehumustrockengewichte durch die Klärschlammausbringung. Diese erhöhten sich um durchschnittlich 72 % in beiden mit $19,3 \text{ t KSn.ha}^{-1}$ beschlammten Beständen.

Die Gehalte von N_{ges} und von P_{ges} wurden im Auflagehumus signifikant erhöht, wobei die höchsten Gehalte bei der stärksten Behandlung erzielt wurden, die sich allerdings von der mittleren Behandlung statistisch nicht unterschieden. Der N_{ges} -Gehalt wurde von 0,7 % auf der Kontrollfläche auf maximal 1,32-1,34 % in den beiden beschlammten Kiefernbeständen erhöht. Der P_{ges} -Gehalt stieg von 0,05 % auf den unbehandelten Flächen im *Pinus resinosa* Bestand auf maximal 1,25 % bzw. im *Pinus strobus* Bestand auf maximal 1,45 %.

Die KSn-Ausbringung verursachte signifikant erhöhte Schwermetallgehalte im Auflagehumus, wobei die höchsten Gehalte durch die größte Klärschlammrate erzielt wurden. Wie bei den Makronährstoffen gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen der größten und der mittleren KSn-Rate. Die Zn-Gehalte wurde von 58 mg.kg^{-1} auf $1150\text{-}1330 \text{ mg.kg}^{-1}$, die Cd-Gehalte von 1 mg.kg^{-1} auf $117\text{-}136 \text{ mg.kg}^{-1}$, die Cr-Gehalte von 2 mg.kg^{-1} auf $190\text{-}234 \text{ mg.kg}^{-1}$ erhöht. Die Gehalte von Pb, Cu und Ni stiegen um das fünffache, mehr als 50fache und über 12fache an.

GRANT und OLESEN (1984) untersuchten die Mineralisierung von $800 \text{ m}^3 \text{ KSn.ha}^{-1}$, die in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf einem sehr sauren, sandigen Rohhumus-Podsol ausgebracht worden waren, an Hand der Veränderung des Glühverlustes. Dabei konnte festgestellt werden, daß die Mineralisierung in den ersten beiden Jahren relativ rasch war, danach aber zurückging. Insgesamt waren nach viereinhalb Jahren ca. 30 % der organischen Fraktion des Klärschlammes mineralisiert.

Dreieinhalb Jahre nach der Ausbringung waren von der gesamten ausgebrachten Stickstoffmenge ($1300 \text{ kg N.ha}^{-1}$), von der mehr als 90 % in organischer Form vorhanden waren, noch ca. 65 % in der nichtmineralisierten Klärschlammsschicht über der Auflage sowie 20 %

im Rohhumus gebunden. Der Rest wurde in gleichen Teilen ausgewaschen oder vom Bestand aufgenommen.

Die Beschlämmung bewirkte außerdem eine leichte Abnahme des C/N-Verhältnisses im Rohhumus von 31 auf 28, was auf die überwiegende Fixierung von Stickstoff in organischer Form hindeutet. Eine weitere Mineralisierung sollte die Versorgung mit Stickstoff längerfristig verbessern.

Von den durch die Klärschlammgabe ausgebrachten $690 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, der zum überwiegenden Teil in anorganischer, also pflanzenverfügbarer Form vorlag, war fast die Hälfte aus der Klärschlammsschicht in den Rohhumus und den Oberboden verlagert worden. Die Phosphorzufuhr im Rohhumus, die zur Hälfte in organischer Form immobilisiert worden war, bewirkte eine Abnahme des C/P-Verhältnisses von 600 auf 440.

HARRISON et al. (1994b) untersuchten nach 16 Jahren die langfristigen bodenchemischen Auswirkungen von durchschnittlich $500 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ ($400\text{--}600 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), die in einer Aufforstung, bestehend aus *Populus nigra* var. *italica*, *Pseudotsuga menziesii* und *Pinus ponderosa*, auf einem stark durchlässigen, sandigen „Dystric Xeropsamment“ ausgebracht und in die obersten 27 cm Mineralboden eingearbeitet worden war.

Während ab 27 cm Bodentiefe keine Auswirkungen auf die Bodenphysik festzustellen waren, waren im Oberboden und der Auflage deutliche Unterschiede als Folge der Beschlämmung zu erkennen. Demnach war die Auflage der beschlämmten Flächen durch einen deutlich größeren Anteil an stark humifiziertem Material und durch einen deutlich niedrigeren Feinwurzelanteil gekennzeichnet. Die unbehandelten Auflagen zeigten dagegen deutlich mehr Feinwurzeln und ließen einen größeren Anteil an schwach zersetzter organischer Substanz, wie z.B. Nadeln, erkennen.

Nach NGUYEN et al. (1986) bewirkte die Ausbringung von $8 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 70jährigen Laubholzmischbestand auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“ nach zwei Jahren eine Verdoppelung der Auflagehumusgewichte, wobei die F- und H-Schicht mit einem Anteil von 90 % am Aufbau der Auflage weitaus stärker beteiligt waren als die L-Schicht.

In der Folge waren die Elemente Stickstoff, Phosphor und Calcium in der F- und H-Schicht signifikant erhöht, während Magnesium und Kalium infolge der geringen Konzentrationen im Klärschlamm (219 bzw. $92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) nur tendentiell eine Zunahme erkennen ließen. Zwei Jahre nach der Ausbringung konnten noch 45 % N, 22 % P, 56 % K, 61 % Mg und 35% Ca der ausgebrachten Elementmengen in der Auflage nachgewiesen werden.

Die Klärschlammzufuhr erhöhte allerdings auch die Gehalte von Eisen sowie die der Schwermetalle Zink, Cadmium, Kupfer und Chrom signifikant ($p < 0,1$) in der F- und H-Schicht. Aluminium und Mangan ließen ebenfalls erhöhte Gehalte erkennen. Bei den Schwermetallen wurden 50 % Cu, 59 % Zn, 64 % Ni und 60 % Cd der jeweils mit dem Klärschlamm ausgebrachten Menge im Auflagehumus gespeichert.

Fünfeinhalb Jahre nach der Ausbringung von Naßschlamm auf einer schwach versauerten, pseudovergleyten Moder-Parabraunerde in einem 60jährigen *Picea abies* Bestand konnten ein verbessertes C/N-Verhältnis, ein gestiegener pH-Wert sowie erhöhte Nährstoff-, aber auch Schadstoffmengen in den Auflagen der beschlämmten Flächen festgestellt werden (GÜNTHER, 1980).

Der alkalische KSn bewirkte mit steigender Beschlämmung einen deutlich korrelierten Anstieg des pH-Wertes (CaCl_2), wobei die $353 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Gabe den pH-Wert von 3,7 auf knapp

5,0 in der L-Schicht bzw. von 3,1 auf ca. 5,2 in der F- und H-Schicht erhöhte. Die Basensättigung wurde in der F- und H-Schicht durch die starke Ca-Zufuhr von ca. 75 % auf knapp 100 % angehoben.

Die Beschlämmung bewirkte eine verstärkte Mineralisierung, wobei die größten Verluste an organischer Substanz in der Fraktion < 2 mm der L- bzw. F- und H-Schicht festzustellen waren. Bei letzterer waren die Verluste mit steigender KSn Rate größer. Außerdem kam es auch zu einem verstärkten Abbau der Fraktionen > 2 mm. Da es im Mineralboden zu keiner Anreicherung mit organischer Substanz kam, dürfte es sich bei der Mineralisierung um einen echten Vorratsabbau handeln. Die KSn-Gaben bewirkten ferner deutlich verbesserte C/N-Verhältnisse in der F- und H-Schicht.

Die mit der Klärschlammasbringung verbundene starke N-Zufuhr bewirkte durch die verstärkte Stickstoffaufnahme der Fichte erhöhte N-Gehalte in der Streu. Diese nahmen dagegen in der F- und H-Schicht trotz der hohen Zufuhr an organischem Stickstoff von ca. 25 % um ca. 15 % ab. Während in der L-Schicht der beschlämmten Flächen geringfügig erhöhte N-Vorräte erkennbar waren, nahmen dieselben in der F- und H-Schicht verstärkt ab, sodaß im gesamten Auflagehumus doch deutlich verminderte Vorräte festzustellen waren. Die verringerten N-Vorräte im Auflagehumus wären nach SCHMITZER (1977) auf die verstärkte Nitratauswaschung und nach HÜSER (1977) auf die verstärkte Stickstoffaufnahme durch die Vegetation zurückzuführen.

Im Unterschied zum Stickstoff bewirkten die KSn-Gaben im Auflagehumus deutlich erhöhte P-Gehalte und -vorräte. Die P-Gehalte wurden in der Streu der beschlämmten Flächen um 80-100 % im Vergleich zu den Kontrollen angehoben. In der F- und H-Schicht nahmen sie um 140 % auf den schwächer beschlämmten Flächen und um 370 % auf den stärker behandelten Flächen zu. Die P-Vorräte wurden durch die KSn-Gaben stark erhöht, wobei eine enge Korrelation zwischen der Vorratszunahme und der KSn-Gabe gegeben war.

Im Unterschied zu Calcium, dessen Zufuhr mit dem Klärschlamm außerordentlich hoch war, wurde Magnesium nur in geringem Umfang ausgebracht. Folglich konnte im Auflagehumus der beschlämmten Flächen eine deutlich stärkere Zunahme der Ca-Gehalte und Ca-Vorräte festgestellt werden. Die Retention von Magnesium erfolgte praktisch ausschließlich im Auflagehumus. Die Gehalte und Vorräte von Kalium, welches nur in Spuren im KSn enthalten war, wurden durch die KSn-Gaben kaum beeinflusst.

Die Ca-Gehalte der Streu stiegen auf allen beschlämmten Flächen um ca. 135 %, in der F- und H-Schicht der schwächer beschlämmten Flächen um 240 % bzw. der stärker behandelten Flächen um > 400 % an. Die Ca-Fracht im KSn und die Vorraterhöhungen waren im Auflagehumus miteinander korreliert. Ca. 50 % der ausgebrachten Ca-Mengen wurden in der Auflage fixiert.

Die Mg-Gehalte der Auflagen stiegen auf den schwächer behandelten Flächen im Mittel um 120 % und auf den stärker behandelten um 185 % im Vergleich zu den Kontrollen an. Die Zunahmen waren in der F- und H-Schicht stärker ausgeprägt als in der L-Schicht. Die größte Steigerung wurde in der Fraktion < 2 mm erzielt. Die Mg-Fracht und die Vorratszunahmen waren miteinander korreliert.

Die mit dem KSn ausgebrachten K-Mengen bewirkten keine veränderten K-Gehalte in den Auflagen. Auf den beschlämmten Flächen kam es im Auflagehumus im Mittel zu einer Vorratszunahme von ca. 65 %.

Die mit dem KSn ebenfalls nur in geringem Umfang ausgebrachten Mn-Mengen bewirkten erhöhte Mn-Gehalte nur in der Fraktion < 2 mm der L-Schicht. Dieselben wurden in der F- und H-Schicht nur noch geringfügig erhöht. Die erhöhten Mn-Gehalte in der Streu waren nicht auf erhöhte Mn-Gehalte in den Nadeln zurückzuführen, da es nach HÜSER (1977) im Boden zu pH-Wert- und Redoxveränderungen gekommen war, die die Mn-Verfügbarkeit für die Fichte verschlechtert haben.

Die Beschlämmung bewirkte eine enorme Steigerung der Fe-Gehalte in den Auflagen um bis zu 150 %, wobei der Großteil des eisenhaltigen Klärschlammes in der Auflage festgehalten wurde. In den ersten fünf Jahren war es nur zu geringen Verlagerungen in den Oberboden gekommen. Untersuchungen von HÜSER (1977) ergaben auf den beschlammten Flächen um bis zu 50 % höhere Fe-Gehalte in den Fichtennadeln.

Die mit dem KSn ausgebrachten Schwermetalle Zn und Cu führten zu stark erhöhten Gehalten und Vorräten in den Auflagen. Ca. 50 % des ausgebrachten Zinks und ca. drei Viertel des Kupfers wurden im Auflagehumus gebunden. Die erhöhten pH Werte in den beschlammten Auflagen förderten diese starke Retention.

Die Zn-Gehalte stiegen in den Auflagen um mehr als sechsfache an, während sie im obersten Mineralboden nur noch geringfügig erhöht wurden. Die Vorratserhöhungen sowie die Zn-Fracht im KSn waren eng korreliert.

Die Cu-Gehalte wurden in der organischen Auflage um bis zu 900 % enorm gesteigert. Die größten Zunahmen wurden sowohl in der L- als auch in der F- und H-Schicht in der Fraktion < 2 mm bewirkt. Wie bei Zink konnte eine enge Korrelation zwischen der Cu-Zufuhr und der Vorratserhöhung festgestellt werden.

Untersuchungen von REITER et al. (1995) in drei verschiedenen Waldstandorten nach unterschiedlicher Klärschlammausbringung zeigten pH-Wert-Anstiege (CaCl_2) um bis zu zwei Einheiten. Nach sechs Jahren waren die pH-Werte in Starnberg noch bei allen Varianten im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Langfristig waren die pH-Werte vor allem auf den stärker beschlammten Flächen noch deutlich erhöht. Sowohl in Starnberg nach 18 Jahren als auch in Erlangen nach 12 Jahren lagen die pH-Werte auf den am stärksten beschlammten Flächen um fast eine Einheit höher, nämlich bei ca.4,0 bzw. bei 3,4. In Geisenfeld waren nach 13 Jahren keine Effekte mehr erkennbar.

Die Anteile der basischen Kationen an der KAK waren nach sechs Jahren in Starnberg mit 90-98 % um durchschnittlich 20% und nach 18 Jahren mit 77 % um 12 % höher als auf den unbehandelten Flächen. Die austauschbaren Ca- und Mg-Vorräte waren in Starnberg auf den beschlammten Flächen nach 18 Jahren infolge der Klärschlammzufuhr, die zu verstärktem Streuabbau und damit geringeren Humusmächtigkeiten geführt hatte, geringer.

KEßLER-PRUSKO (1989) konnte nach 13 Jahren feststellen, daß die Beschlämmung eines 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestandes auf Rohhumus-Semipodsol mit unterschiedlich hohen Klärschlammraten infolge der mit dem Klärschlamm zugeführten Stickstoff-, Phosphor- und Calcium-Mengen die Mineralisierung der Streuauflage angeregt hatte. In der Folge kam es im F- und H-Horizont zu einer Abnahme der Gehalte an organischer Substanz, vor allem in der sehr feinen Fraktion < 2 mm.

Außerdem verursachte die Beschlämmung eine Abnahme der Vorräte an organischer Substanz in den Auflagen, wobei die Abnahme auf den stärker behandelten Flächen deutlich mit dem Abbau der Auflage verbunden war. Der hohe pH-Wert des Klärschlammes dürfte unmittelbar nach der Ausbringung ein Ansteigen der pH-Werte in den Auflagen bewirkt haben. Nach 13 Jahren waren aber keine Auswirkungen der Beschlämmung auf die pH-Werte (CaCl_2) mehr erkennbar. Diese lagen wie die der Kontrollen bei 3,0-3,1.

Die hohe Stickstoffzufuhr mit dem Klärschlamm ermöglichte eine verstärkte N-Aufnahme der Vegetation, höhere N-Gehalte der Streu und damit ein engeres C/N-Verhältnis in der L-Schicht. Auf den beschlammten Flächen kam es auch in der F- und H-Schicht wegen der verstärkten Mineralisierung zu einer Einengung des C/N-Verhältnisses. Sowohl in der L-Schicht, als auch in der 2-5 mm Fraktion der F- und H-Schicht waren höhere N_{ges} -Gehalte feststellbar. In der Fraktion < 2 mm der mit 148 und 296 m^3 KSn.ha⁻¹ behandelten Flächen

nahmen die N_{ges} -Gehalte signifikant und auf den anderen KSn-Flächen zumindest tendentiell ab.

Die P_{ges} -Gehalte waren in der Streu der beschlammten Flächen mit Ausnahme der $148 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Rate im Vergleich zu den unbehandelten Flächen signifikant erhöht. Zwischen den beschlammten Flächen konnten keine statistisch absicherbaren Unterschiede festgestellt werden. In der F- und H-Schicht waren die Gehalte nur auf den stärker behandelten Flächen signifikant erhöht. Die Beschlämmung bewirkte mit steigender Ausbringungsmenge signifikant erhöhte P_{ges} -Vorräte.

Die K_{ges} - und Mg_{ges} -Gehalte waren sowohl in der Streu der beschlammten Flächen (außer auf der mit $148 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche) als auch in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$ der F- und H-Schicht signifikant höher. Die Mg_{ges} -Gehalte lagen jedoch in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$ auf den stärker behandelten Flächen signifikant über den schwächer beschlammten Flächen.

Die erhöhten K-Vorräte überstiegen die Zufuhr durch den Klärschlamm, sodaß eine biogene Einmischung aus dem darunterliegenden A-Horizont vermutet wurde. Auch bei Mg ergaben sich deutliche Vorraterhöhungen, wobei bei den Klärschlammraten $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ und $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ein straffer Zusammenhang zwischen Mg-Vorrat und Mg-Zufuhr im Auflagehumus bestand. Bei den Ca_{ges} -Gehalten ergaben sich nach 13 Jahren keine signifikanten Unterschiede, wobei auf den beschlammten Flächen nur gering erhöhte Vorräte festzustellen waren.

Die Gehalte von Fe_{ges} zeigten in der L-Schicht der beschlammten Flächen trotz geringfügig erhöhter Gehalte keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Die Beschlämmung führte in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$ der F- und H-Schicht zu signifikant erhöhten Gehalten, wobei die Fe_{ges} Gehalte auf der stärker beschlammten Fläche signifikant höher waren. Die Fe_{ges} -Vorräte waren auf allen beschlammten Flächen deutlich erhöht und signifikant mit der Fe_{ges} -Zufuhr durch den Klärschlamm korreliert.

Infolge der geringen Cu-Aufnahme durch die Pflanzen konnten keine statistisch absicherbaren Unterschiede bei den Cu-Gehalten in der L-Schicht festgestellt werden. Dagegen waren die Cu-Gehalte in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$ der F- und H-Schicht infolge der Beschlämmung und der besonders starken Bindung durch den Humus signifikant erhöht, wobei die höchsten Werte bei $40 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TS}$ lagen. Mehr als 50 % des mit dem Klärschlamm ausgebrachten Kupfers wurden in der Auflage gebunden. Außerdem war eine deutliche Korrelation zwischen der Cu-Zufuhr und dem Cu-Vorrat gegeben.

Die Zn-Gehalte der L Schicht lagen hauptsächlich mit $47\text{-}61 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TS}$ nur geringfügig über den Kontrollwerten. Infolge der hohen Mobilität von Zink konnten mit Ausnahme der $296 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ Rate, die mit $> 80 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TS}$ signifikant erhöht war, keine statistischen Unterschiede zwischen den Flächen festgestellt werden. Nur 20 % des insgesamt zugeführten Zinks konnten noch in der Auflage nachgewiesen werden, wobei eine flache Korrelation zwischen der Zn-Zufuhr und dem Zn-Vorrat bestand.

Infolge der geringen Cd- und Pb-Belastung des Klärschlammes konnten in der L- bzw. F- und H-Schicht nur äußerst geringfügig erhöhte bzw. sogar geringere Cd- und Pb-Gehalte festgestellt als auf der Kontrollfläche werden.

FAßBENDER und GUSSONE (1983) untersuchten die Auswirkungen einer Ausbringung von $180 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 114jährigen *Fagus sylvatica* Bestand auf einer schwach podsolierten und mäßig nährstoffreichen Braunerde. Der Klärschlamm war durch besonders hohe Gehalte an Zn, Cd und Ni gekennzeichnet. Die Gesamtzufuhr von $1,71 \text{ kg Cd} \cdot \text{ha}^{-1}$ bedeutete die dreifache Fracht, die in Fi- und Bu-Waldökosystemen des Sollings bis in 50 cm Tiefe natürlich gebunden ist.

Während K und Mg infolge der geringen Gehalte im Klärschlamm nicht erhöht wurden, bewirkte die Beschlämmung in den ersten zwei Jahren eine Erhöhung der Gehalte von Stickstoff auf $10,71 \text{ g.kg}^{-1} \text{ TS}$, von Phosphor auf $0,95 \text{ g.kg}^{-1} \text{ TS}$ und von Calcium auf $8,73 \text{ g.kg}^{-1} \text{ TS}$ in der Streu. Im Vergleich lagen die Gehalte in der unbehandelten Streu bei $10,54 \text{ g N.kg}^{-1} \text{ TS}$, $0,82 \text{ g P.kg}^{-1} \text{ TS}$ und $8,06 \text{ g Ca.kg}^{-1} \text{ TS}$. Die Schwermetallgehalte nahmen in der Streu der behandelten Flächen ab, einzig Cd wurde von $0,4$ auf $1,0 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ TS}$ außerordentlich stark erhöht.

Die Beschlämmung bewirkte in den ersten zwei Jahren keinen statistischen Unterschied bei den Humusmengen, dagegen einen deutlichen Anstieg des pH-Wertes von $4,2$ auf $5,2$. Ein Anstieg der N-, P- und Ca-Gehalte in der F/(H) Schicht war ebenfalls zu erkennen, wobei in Bezug auf die Vorräte derselben die Zunahmen an P und Ca am deutlichsten waren. Die durch die hohen Gehalte im Klärschlamm bedingte Schwermetallfracht führte bei Cd, Cu und Zn bis zur zehnfachen Zunahme der Vorräte derselben in der F/(H)-Schicht. Die Autoren berichteten ferner von einer verminderten mikrobiellen Umsetzungstätigkeit in der Auflage.

HARRIS und URIE (1986) untersuchten die Auswirkungen unterschiedlich hoher Klärschlammraten, die ein- und/oder zweimal (s. Tab. 35) ausgebracht worden waren, auf die Schwermetallfixierung in den Auflagen verschiedener Versuchsflächen über „Alfic Haplorthod“. Simulierte Schlagflächen eines zum Teil gefälltten sechsjährigen *Populus grandidentata* Bestandes wurden im Herbst 1975 sowie im Frühjahr 1976 und 1977, der junge Pappelbestand im Frühjahr 1977 beschlammt. Eine frisch gerodete Urwaldfläche wurden im Frühjahr 1978 und 1979 mit Klärschlamm behandelt.

Interessanterweise konnten wenige Monate nach der Beschlämmung auf den ebenen Teilen der Untersuchungsfläche kein Klärschlamm mehr festgestellt werden, während es in den Mulden, wo der Klärschlamm zusammengefließen war, zur Klumpenbildung gekommen war. Diese ausgetrockneten, mehr oder weniger unlöslichen Klärschlammbrocken konnten noch nach vier bis fünf Jahren festgestellt werden und dürften die Schwermetalle längerfristig isoliert im Auflagehumus fixiert haben. Die Klumpenbildung war auf den stärker beschlammten Flächen verstärkt ausgeprägt.

Der KSn ließ eine hohe Streuung der Schwermetallfracht erkennen, sodaß die Belastungen im KSn in den Ausbringungsjahren stark schwankten. Die Zinkfracht in den ausgebrachten Klärschlammengen reichte bei der größten Klärschlammrate von 88 bis 192 kg.ha^{-1} .

1980 konnten auf der gerodeten Urwaldfläche die größten Schwermetallverluste im Humus festgestellt werden, wobei die Gehalte von Zn, Cu, Pb, Ni, Fe und Mn im Vergleich zu den beiden anderen Versuchsflächen signifikant abgenommen hatten. Die relativ höheren Schwermetallgehalte auf der am stärksten beschlammten gerodeten Urwaldfläche dürften auf die oben zitierte Klumpenbildung zurückzuführen sein. Die stärkste Bindung konnte auf den behandelten, simulierten Schlagflächen festgestellt werden. Die Schwermetallgehalte waren auf allen behandelten im Vergleich zu den unbehandelten Flächen signifikant erhöht, wobei die Unterschiede zwischen den Gehalten der einzelnen KSn-Raten statistisch absicherbar waren. Im Vergleich zu den Kontrollen waren die größten Mn-Verluste auf den gerodeten, beschlammten Urwaldflächen zu verzeichnen.

Die Schwermetallverluste dürften vor allem mit der in der Auflage vorhandenen Menge an leicht löslicher organischer Substanz vor der Klärschlammausbringung zusammenhängen. Demnach dürften auf der frisch geschlägerten Urwaldfläche deutlich mehr leicht lösliche organische Substanz vorhanden gewesen sein, wobei komplexierte Metalle durch die Störung der Auflage im Zuge der Schlägerung vermutlich verlagert wurden. Die beiden anderen Flächen dürften nur wenig leicht lösliche organische Substanz enthalten haben, da auf beiden Flächen fünf Jahre vor Beginn der Klärschlammbehandlung der Urwald gerodet worden war

und es zu einer verstärkten Mineralisierung der angesammelten Streu gekommen sein dürfte.

Flächen mit zwei gleichgroßen jährlichen KSn-Raten ließen im Auflagehumus Schwermetallgehalte, die zwischen der einmaligen KSn-Rate und der nächst stärkeren KSn-Gabe lagen, erkennen. Auf diesen wiederbehandelten Flächen war es in der Folge zu einer verstärkten Mineralisation der organischen Substanz und damit zu einer erhöhten NO_3 -Auswaschung durch das Bodenwasser gekommen (URIE et al., 1978).

Insgesamt betrachtet stieg die Schwermetallbindung im Auflagehumus mit steigender Klärschlammrate an. Die Schwermetallbindung stieg von ca. 50 % auf der gerodeten, mit $10,4 \text{ t KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Urwaldfläche auf > 85 % auf der mit $41,7 \text{ t KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche, auf der simulierten Schlagfläche von ca. 60 % auf knapp 90 % und in dem sechsjährigen *Populus grandidentata* Bestand von 65 % auf 80 % an.

Dreieinhalb Jahre nach der Ausbringung eines cadmium- und kupferreichen Naßschlammes in einem 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand auf tiefgründiger, feinlehmreicher Mull-Parabraunerde konnten in der F- bzw. F/A_h-Schicht eine deutlich ausgeprägte Anreicherung mit Schwermetallen festgestellt werden (TREFZ-MALCHER et al., 1987).

Die KSn-Gaben bewirkten eine mengenmäßig erkennbare Verlagerung von Schwermetallen nur in den obersten A_h-Horizont, wobei diese Verlagerung vor allem auf zoogene Vorgänge und nur in geringem Ausmaß auf Lösungsvorgänge zurückzuführen war, wie die Untersuchungen von KOBEL-LAMPARSKI (1985) zeigten. Die biogene Einarbeitung war auf der mit $100 \text{ m}^3 \text{ KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche auf Grund der wesentlich besseren Belüftung deutlich stärker ausgeprägt als auf den mit $300 \text{ m}^3 \text{ KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ und $500 \text{ m}^3 \text{ KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ beschlammten Flächen. In der Folge konnten in der F/A_h-Schicht bei allen Schwermetallen die höchsten Gehalte auf der am schwächsten behandelten Fläche gemessen werden, während in der F-Schicht die Gehalte aller Metalle, außer von Kupfer, tendenziell mit steigender Klärschlammrate zunahm.

Ein bis dreieinhalb Jahre nach der Beschlämmung wurden in der Buchenstreu fast keine erhöhten Schwermetallgehalte gemessen. Dagegen konnten tendenziell erhöhte Mn-Gehalte in der Buchenstreu der beschlammten Bestände festgestellt werden.

Zwei Jahre nach der Ausbringung von $300 \text{ m}^3 \text{ KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ in einem durchforsteten 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand auf einer mäßig frischen, tiefgründigen und feinlehmreichen Mull-Parabraunerde konnten KOBEL-LAMPARSKI et al. (1985) eine starke Erhöhung der pH-Werte in den der KSn-Sperrschicht bzw. der F+KS-Schicht feststellen.

Die Erhöhung war auch in den neugebildeten L- und F-Horizonten erkennbar, da die Exkremente der Regenwürmer und Detritophagen biogen von unten in diese Horizonte eingemischt worden waren. Dagegen konnten in den begrabenen, inaktiven, unter der KSn-Sperrschicht liegenden F- und H-Horizonten keine Auswirkungen auf den pH-Wert festgestellt werden. Sofern der KSn in den A_h-Horizont auf Grund günstiger Beschaffenheit der Humusaufgabe vor der Beschlämmung einsickern konnte, kam es zu einem pH-Wert-Anstieg im A_h-Horizont von 4,0 auf 5,0.

7.1.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

PRESCOTT et al. (1993) verglichen die Auswirkungen von insgesamt $142 \text{ t KSe}\cdot\text{ha}^{-1}$ oder $6000 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ nach zehn Jahren mit denen aus anorganischen Stickstoffdüngungen, von insgesamt $1082 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ nach fünf Düngungen (1953 bis 1973) oder von insgesamt

1568 kg N.ha⁻¹ nach 14 Düngungen (1950 bis 1982), auf einen 70jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand über stark durchlässigem „Inceptisol“. Die beiden letzteren wurden zusätzlich im Zuge der fünf Düngungen (Flächen F1) mit Schwefel und Phosphor bzw. im Zuge der ersten von 14 Düngungen (Flächen F2) mit Schwefel, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium versorgt. Die statistischen Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Nach zehn Jahren konnten auf den beschlammten Flächen mit fast 200 g.m⁻².a⁻¹ ein signifikant größerer Steufall sowie signifikant höhere N- und niedrigere P-Gehalte in der Streu als auf den Kontrollen festgestellt werden. Die gesammelte Streu der F2 Flächen zeigte ebenfalls signifikant höhere N- und niedrigere P-Gehalte als die dazugehörigen Kontrollen. Durch den Steufall gelangte signifikant mehr Stickstoff sowohl auf den beschlammten als auch auf den F1 Flächen auf den Waldboden im Vergleich zu den Kontrollen und den F1 Flächen zurück.

Die in Netzbeuteln zur Überprüfung der Mineralisierung ausgelegte Nadelstreu wurde im ersten Jahr auf den beschlammten Flächen signifikant schneller abgebaut. Im folgenden Jahr glich sich die Abbaurate der Kontrollflächen an.

Während sich die N-Gehalte in den Auflagen aller Flächen nicht signifikant voneinander unterschieden, waren die P-Gehalte der beschlammten Flächen im Vergleich zu den anderen Flächen signifikant erhöht. Die Netto-Stickstoffmineralisierung einer 40tägigen Inkubation am Standort ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen.

Der im Sommer auf einem Kahlschlag ausgebrachte KSe ließ im Vergleich zu der ebenfalls im Sommer erfolgten Beschlammung eines 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestandes nach 13 Monaten einen stärkeren Stickstoff- und schwächeren Kohlenstoffabbau erkennen. Dadurch war auf dem Kahlschlag eine deutlich stärkere Mineralisierung des Klärschlammes im Vergleich zum Bestand festzustellen (EDMONDS, 1979).

Auf dem Kahlschlag waren nach mehr als einem Jahr 24 % des mit dem KSe ausgebrachten Stickstoffs, im Bestand dagegen nur ein Prozent abgebaut. Auf dem Kahlschlag kam es zu einem Anstieg des C/N-Verhältnisses von 9 auf 12, während sich dieses im Bestand von 9,4 auf 8,8 reduzierte. Außerdem waren die Verluste an Kationen auf dem Kahlschlag deutlich größer als im Bestand. Während die Ca- und Mg-Gehalte in der KSe-Schicht des Bestandes nach 13 Monaten nur geringfügig abgenommen hatten, waren die Verluste auf dem Kahlschlag, vor allem von Ca, deutlich stärker ausgeprägt.

REITER et al. (1995) konnten in den Auflagen eines mit 50 und 300 m³.ha⁻¹ beschlammten 55jährigen *Pinus sylvestris* Bestandes auf Rohhumus-Semipodsol pH-Wert-Erhöhungen (CaCl₂) um bis zu eineinhalb Einheiten, von ca. 2,8 auf fast 4,5, feststellen. Der pH-Wert wurde dagegen in der Auflage der mit 50 m³ KSe.ha⁻¹ beschlammten Fläche nur schwach auf 3,3 erhöht. Außerdem bewirkte die Beschlammung eine deutlich höhere Basensättigung auf der stark behandelten Fläche im Vergleich zur schwach behandelten und der unbehandelten Fläche.

7.1.4 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Der in mehreren Dosierungen (s. Tab. 35) ausgebrachte Papierschlamm bewirkte in einem 40jährigen *Pinus resinosa* Bestand auf einem stark durchlässigen, nährstoffarmen „Entic Haplorthod“ erhöhte Gehalte von N_{ges} und P_{ges} im Auflagehumus (BROCKWAY, 1983a). Zwischen den beiden stärker beschlammten Flächen waren keine signifikanten Unterschiede erkennbar. Die N_{ges}-Gehalte wurden von 0,93 % auf 1,96 %, die von P_{ges} von 0,07 % auf 0,37 % erhöht. Die Schwermetallgehalte blieben unverändert. Auf den behandelten Flächen

stiegen die pH Werte um bis zu zwei Einheiten, die elektrische Leitfähigkeit von $0,3 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ auf $> 2,2 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ an. Die Beschlämmung bewirkte deutlich erhöhte Auflagehumusvorräte, bei der größten Rate um 142 %, von 2062 auf $4982 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$.

Die Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ Ind.} \cdot \text{KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf einem sehr sauren, sandigen Rohhumus-Podsol verursachte eine enorme Zufuhr an Schwermetallen, wodurch die ursprünglichen Schwermetallmengen im Rohhumus um das zwei- (Blei) bis fast 100fache (Zink) erhöht wurden (GRANT und OLESEN, 1984).

Die 20jährige Verregnung von industriellem Stärkeabwasser in einem Stieleichen-Birken-Buchen-Wald mit teilweise sekundärer *Pinus sylvestris* auf stark podsoligen Braunderden bis Podsolen mit 40 cm mächtigen E-Horizonten bewirkte eine deutliche Agradierung der Humusformen von Rohhumus zu mullartigem Moder bis Mull sowie infolge der starken Regenwurmmaktivität die Bildung eines 15-20 cm mächtigen A_{hb} -Horizontes (ESSER et al., 1983). Das C/N-Verhältnis sank in der Schicht aus H-Horizont und dem 20 cm mächtigen A_{h} -Horizont von 25,7 auf 11,7.

Der Phosphor war in der Auflage der Kontrollen infolge der extrem sauren pH-Werte zu 88 % organisch gebunden. Die Verregnung bewirkte dagegen durch die steigenden pH-Werte und die verstärkte Mineralisierung eine veränderte Phosphat-Verteilung, wobei es zur Anreicherung mit Fe- und Al-Phosphat sowie an leicht löslichem Ca-Phosphat in der Auflage kam.

Die P-Zufuhr mit dem Klärschlamm bewirkte in den Auflagen stark erhöhte P-Gehalte von ca. $272 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$, während die P-Gehalte in den unbehandelten Auflagen bei maximal $70 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ lagen. Die Verregnung bewirkte eine Einengung der C/P-Verhältnisse von 625 auf 100 in der organischen Auflage.

Durch die Verregnung kam es zu einem hochsignifikanten Ansteigen der pH-Werte in den Auflagen von 2,7-3,0 auf ca. 5,0. Die in den Auflagen austauschbar gebundenen Vorräte von Ca, K und Na, die die einzigen mengenmäßig bedeutsamen Reserven der versauerten Standorte darstellten, wurden auf den beschlämmten Flächen enorm erhöht. So stiegen die Gehalte von Ca von ca. 50 auf über $400 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ sowie die von K von ca. 20 auf über $60 \text{ mg}\cdot 100\text{g}^{-1}$ an.

HENRY (1991) untersuchte die Auswirkungen von primärem und sekundärem Papierschlamm sowie Mischungen derselben im Verhältnis 1:2 bzw. 2:1 auf die Stickstoffmineralisierung eines sandigen und durchlässigen „Dystric Xeropsamment“ sowie eines tonigen und schlecht versickerbaren „Aeric Glossaqualf“ nach fünf, neun, zwölf und 21 Monaten.

Zwischen den beiden Bodentypen konnten bei allen Behandlungen keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden, obwohl der tonreiche Boden vermutlich infolge seiner höheren Wasserspeicherkapazität höhere Zersetzungs- und Mineralisierungsraten um durchschnittlich 13 % bzw. 4 % erkennen ließ.

Tendentiell ließen die C/N-Verhältnisse der Klärschlammgaben (s. Tab. 35) einen deutlichen Einfluß auf die Mineralisierung des Klärschlammes erkennen. Der primäre Papierschlamm wurde in den ersten beiden Jahren nur minimal abgebaut, sodaß nach zwei Jahren erst maximal 20 % abgebaut waren. Die Immobilisierung von Stickstoff lag nach einem Jahr auf dem sandigen Boden bei 12 % bzw. auf dem tonigen Boden bei 21 % und nach einem weiteren Jahr bei 12 % bzw. 32 %.

Die jährliche Zugabe von anorganischem Stickstoffdünger zum stickstoffarmen Primärschlamm bewirkte im ersten Jahr einen Abbau von 23-24 % bzw. 51-54 % im ersten Jahr.

Demnach wurden im ersten Jahr ca. 50 % des durch die Düngung zugeführten Stickstoffs vom Primärschlamm immobilisiert. Im zweiten Jahr lag der Abbau nur noch bei zwei Prozent.

Der Sekundärschlamm wurde als Rohschlamm ausgebracht, war daher nicht ausgefault und damit nicht stabilisiert. Im ersten Jahr wurden 38-52 % des sekundären Papierschlammes abgebaut bzw. 68-74 % mineralisiert. Der Abbau und die Mineralisierung wurden im zweiten Jahr nur noch geringfügig erhöht.

29- 37 % der beiden Mischungen aus primären und sekundären Papierschlamm wurden im ersten Jahr zersetzt und 64 bzw. 71 % mineralisiert. Im zweiten Jahr waren die Abbau- und Mineralisierungsraten nur noch geringfügig erhöht. Die Abbau- und Mineralisierungsrate ließ zwischen den beiden Mischungen nur geringfügige Unterschiede erkennen.

FISKELL et al. (1990) untersuchten fünf Jahre nach der Ausbringung unterschiedlich hoher industrieller Klärschlammraten in einer fünfjährigen *Pinus elliotii* Kultur auf einem sandigen, durchlässigen „Ultic Haploquod“ mit Hilfe polynomer Regressionen die Auswirkungen auf die extrahierbaren und gesamten Schwermetallgehalte von Cd, Cr, Cu und Zn im L-Horizont.

Die Gesamtgehalte von Cd, Cr, Cu und Zn nahmen im 5 cm mächtigen L-Horizont mit steigender Klärschlammrate signifikant ($p < 0,05$) zu, wobei die Cd-Gehalte von $< 0,1$ auf $3,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, die Cr-Gehalte von $0,8$ auf 107 mg.kg^{-1} , die Cu-Gehalte von $0,4$ auf $15,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ und die Zn-Gehalte von 2 auf $10,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ angestiegen waren.

Sowohl bei den mit 1 M KCl als auch nach MEHLICH extrahierbaren Schwermetallgehalten von Cd und Zn konnte ein signifikanter ($p < 0,05$) Zusammenhang zwischen der Klärschlammrate und dem Gehalt im O_1 -Horizont festgestellt werden.

Die Ind.-KSn-Gaben bewirkten mit steigender Ausbringungsmenge deutlich höhere Schwermetallvorräte in den Auflagen. Vor allem die Cr-Vorräte nahmen von $0,20 \text{ kg.ha}^{-1}$ auf $26,75 \text{ kg.ha}^{-1}$ extrem zu. Die Cu-Vorräte stiegen von $0,22 \text{ kg.ha}^{-1}$ auf $7,85 \text{ kg.ha}^{-1}$ und die Zn-Vorräte von $1,0 \text{ kg.ha}^{-1}$ auf $5,75 \text{ kg.ha}^{-1}$ an. Die mit $22 \text{ t Ind.-KSn.ha}^{-1}$ beschlammten Auflagen lagen mit $5,45 \text{ kg Zn.ha}^{-1}$ knapp unter den mit $11 \text{ t Ind.-KSn.ha}^{-1}$ beschlammten Auflagen.

7.1.5 Müllkompost (MK)

GRÜNEKLEE et al. (1989) konnten acht Jahre nach der Ausbringung eines schwermetallreichen MK auf verschiedenen Standorten (s. Tab. 36) einerseits verminderte Schwermetallgehalte an Pb, Cd, Zn, Cu, Cr und Ni in den teils noch vorhandenen MK-Schichten, andererseits erhöhte Gehalte derselben in den Auflagen dieser Standorte feststellen. Zusätzlich zeigten die Kontrollen eine normale Hintergrundbelastung. Neben der seit der MK-Ausbringung neugebildeten L- und F-Schicht wurde noch die MK-Schicht untersucht, wobei sich beim Standort A die MK- und die begrabene, inaktive F/H Schicht deutlich unterscheiden.

Trotz des Abbaus von fast 50 % der ausgebrachten MK-Schicht war nach acht Jahren infolge des hohen pH Wertes um 7 und des Carbonatgehaltes von ca. 5 % nur eine geringe Veränderung des Pb- und des Cd-Gehaltes festzustellen, wobei die Anreicherung im verbliebenen Material der wichtigste Grund für diese Gehalte sein dürfte.

Während im MK-Material ein leicht gesunkener Pb-Gehalt festzustellen war, kam es in der L- und F-Schicht der schwächer behandelten Flächen trotz der geringen Pb-Aufnahme der Bestände zu einer signifikanten Erhöhung der Pb-Gehalte von 62 auf 168 mg.kg^{-1} . Die EDTA-Extraktion ließ auf allen Flächen keine Unterschiede erkennen.

Die Cd-Gehalte wurden im begrabenen, inaktiven F/H-Horizont vervielfacht, in der neugebildeten L- und F-Schicht infolge der verstärkten Aufnahme des mobilen Cadmiums durch die Bäume verdoppelt. Mit Hilfe der EDTA-Extraktion konnten in den neuen Auflagen erhöhte Cd-Gehalte nachgewiesen werden. Die Extraktion mit NH_4 -Acetat ließ in den organischen Schichten unterhalb des MK-Materials doppelt so hohe bzw. in den neuen Auflagen stark erhöhte Cd-Gehalte erkennen.

Im MK-Material konnte nach acht Jahren bei der stärkeren Behandlung eine Abnahme des Zn-Gehaltes um 31 % bzw. um $209 \text{ kg Zn} \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. des Cu-Gehaltes um 41 % bzw. um $110 \text{ kg Cu} \cdot \text{ha}^{-1}$ festgestellt werden.

In der organischen Schicht unter dem MK-Material kam es zu einer Verdreifachung der ursprünglichen Gehalte. In der Folge konnten in den neuen Auflagen durch die verstärkte Zn-Aufnahme der Pflanzen eine Steigerung der Gehalte von 75 auf $353 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ beobachtet werden. Die Extraktion mit EDTA zeigte erhöhte austauschbare Zn-Gehalte nur im MK-Material. Die NH_4 -Acetat Extraktion zeigte im gleichen Material eine Abnahme der Zn-Gehalte nach acht Jahren von sieben auf drei bis vier Prozent, dagegen leicht erhöhte Gehalte bei den neugebildeten Auflagen der beschlammten Flächen.

Im Unterschied zu den Metallen Pb, Cd und Zn konnte in den neugebildeten Auflagen ein erhöhter Cu-Gehalt festgestellt werden. Im begrabenen, inaktiven, unter der MK-Schicht liegenden, H-Horizont kam es zu einem Anstieg des Cu-Gehaltes von 39 auf $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Mit Hilfe der EDTA-Extraktion war in der MK-Schicht ein Anstieg der Cu-Gehalte von 22 auf 37 % erkennbar. Der Anteil von austauschbarem Kupfer am Gesamtkupfer blieb in den Auflagen aller Flächen unverändert bei 50 %.

Bei den Schwermetallen Cr und Ni waren nach acht Jahren im MK-Material abgenommene Gehalte zu erkennen, wobei der Cr-Gehalt um 13 % bzw. der Ni-Gehalt um ca. 30 % auf $26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ abgenommen hatte. Verbunden damit war eine Erhöhung dieser Gehalte in den neugebildeten Auflagen und im begrabenen, inaktiven H-Horizont. Im begrabenen H-Horizont konnte ein Anstieg von 12 auf $32 \text{ mg Cr} \cdot \text{kg}^{-1}$, in den neugebildeten Auflagen von 14 auf $36 \text{ mg Cr} \cdot \text{kg}^{-1}$ festgestellt werden. Wesentlich stärker war die Erhöhung der Ni-Gehalte, wobei es im begrabenen H-Horizont zu einer Verdoppelung und in den neuen Auflagen zu einer Verfünffachung der Gehalte kam.

Keine Unterschiede waren bei den mit der EDTA-Extraktion bestimmten Cr-Anteilen festzustellen. Der NH_4 -Acetat Extrakt ließ eine Abnahme des Cr-Gehaltes im MK-Material, hingegen eine Zunahme in den neuen Auflagen erkennen. Während die EDTA-Extraktion erhöhte Ni-Gehalte im MK-Material und gesunkene Ni-Gehalte in den neuen Auflagen zeigte, konnte mit Hilfe der NH_4 -Acetat Extraktion im MK-Material fast kein austauschbares Ni mehr festgestellt werden.

GRÜNEKLEE et al. (1993) untersuchten zehn Jahre nach der Ausbringung von 400 und $800 \text{ m}^3 \text{ MK} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 130jährigen Kiefernbestand und einer siebenjährigen Kiefern-Buchen-Kultur die Auswirkungen auf den Stickstoff, insbesondere auf die organischen N-Fractionen, in den begrabenen und neugebildeten F- und H-Horizonten, dem L-Horizont sowie dem ausgebrachten und nicht zur Gänze abgebauten MK-Horizont.

Die MK-Ausbringung bewirkte einen veränderten N_{ges} -Gehalt in den MK-Horizonten, der sich von 0,71 % vor der Ausbringung auf 0,65- 0,62 % bei der kleinen und großen Gabe reduzierte. Außerdem kam es durch die MK-Zufuhr zu einer Ankurbelung der biologischen Aktivität im Auflagehumus, sodaß es zu einer Agradierung von Rohhumus zu mullartigen Moder kam. Das C/N-Verhältnis sank im H-Horizont von 27,9 bei den Kontrollen auf 15,9 bzw. 15,6 bei der kleineren bzw. größeren Variante.

Die Humin-N-Gehalte waren bei beiden MK-Auflagen mit 25,6 und 25,7 % im Vergleich zum ausgebrachten MK-Material mit 24,1 % bzw. deutlich im Vergleich zum unbehandelten H-Horizont mit 20,3 % erhöht. Die MK-Zufuhr bewirkte eine rasche Mineralisierung der leicht abbaubaren organischen N-Verbindungen, sodaß es zu einer Anreicherung mit Humin-Stickstoff in den MK-Auflagen und damit stabilen N-Bindungen gekommen war. Nach NOMMIK (1968) bewirkte eine pH-Erhöhung in der Rohhumusaufgabe, z.B. durch Kalkung oder durch Ausbringung eines schwach alkalischen MK, die Entstehung von durch saure Hydrolyse unlösliche N-Bindungen.

Nach zehn Jahren war auf den behandelten Flächen der α -Amino-N, der durch saure Hydrolyse von den Mikroorganismen leicht angegriffen wird, im MK von 37 % auf 27,7 bzw. 26,4 % der beiden MK-Auflagen gesunken. Der größere Teil dürfte mineralisiert und nur ein kleiner Teil beim Humin-N eingebaut worden sein.

Der Amid-N, der zu den leicht mineralisierbaren organischen N-Bindungen gehört, lag nach zehn Jahren auf der mit $400 \text{ m}^3 \text{ MK} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche bei 8,9 % und bei der stärker behandelten Fläche bei 8,5 %. Der Anteil von Amid-N lag im MK-Ausgangsmaterial bei 9,7 %. Beide MK-Auflagen waren durch einen deutlich größeren Anteil an Amid-N als der H-Horizont der Kontrolle mit 7,2 % gekennzeichnet.

Der Anteil von Hexosamin-N an der organischen Substanz, vor allem Chitin, kann mit zunehmenden Streuabbau ansteigen, kann aber auch auf Reste einer ehemals aktiven Bodenfauna- und flora zurückzuführen sein. Die beiden MK-Behandlungen waren mit 10,8 und 11,1 % deutlich im Vergleich zum MK-Ausgangsmaterial von 9,3 % erhöht. Der Anteil von Hexosamin-N lag im H-Horizont der Kontrollfläche, die durch einen Rohhumus gekennzeichnet war, bei 13,6 %.

In einem parallel dazu durchgeführten Inkubationsversuch wurden 1,48 % N_{ges} oder $27,4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ des unbehandelten H-Horizontes mineralisiert. Bei den beiden MK-Auflagen kam es dagegen zu einer reduzierten Mineralisierungsrate, wobei nur 0,42 % N_{ges} oder $8,4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei der kleinen Rate und 0,39 % oder $11,4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei der großen Rate abgebaut wurden. Üblicherweise sollten zwischen 0,9 % und 4 % N_{ges} in den Auflagen von Nadelbeständen im Zuge eines Brutversuches mineralisiert werden.

Nach ZÖTTL (1960; in GRÜNKLEE et al., 1993) muß bei einem C/N-Verhältnis < 20 in Komposten mit einer N-Immobilisierung bei hoher Bruttomineralisierung und folglich geringen N_{min} -Mengen gerechnet werden. Außerdem kann die Verlagerung leicht abbaubarer organischer N-Bindungen und die Restanreicherung mit stabilen N-Bindungen die Ursache für die mangelnde Freisetzung von N_{min} -Mengen in den behandelten Auflagen sein.

Weiters konnte eine Verschiebung des NH_4/NO_3 -Verhältnisses von 17,2 im H-Horizont der Kontrolle zu 0,4 bzw. 0,3 in den MK-Auflagen beobachtet werden. Das heißt, daß in den MK-Auflagen deutlich weniger N_{min} , dagegen deutlich mehr NO_3 freigesetzt wird.

Sechs Jahre nach der Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ MK} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einer zweijährigen *Pinus sylvestris* Kultur auf Podsol-Braunerde konnten deutlich höhere Schwermetallgehalte in der Streu festgestellt werden (MOLL et al., 1977). So stiegen die Gesamtgehalte von Cu von 20 auf $195 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ und von Zn von 115 auf $1058 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ an, während sie bei Pb mit 300 bzw. $350 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ relativ unverändert blieben. Der Gesamtgehalt von Al stieg um das doppelte und von Fe um das dreifache an.

Die oberflächliche MK-Gabe bewirkte auch eine merkliche Abnahme des C/N-Verhältnisses von 41,4 auf 35,0. Gleichzeitig kam es zu einer leichten Abnahme der N_{ges} - bzw. zu einer geringfügigen Zunahme der P_{ges} -Gehalte. Vermutlich durch verstärkte Nadelproduktion kam es zu einem Anstieg der Streumächtigkeit von 1 auf 3 cm. Die Ca- und Mg-Gehalte stiegen um das fünffache an, während die K-Gehalte nur geringfügig erhöht wurden.

7.1.6 Biokompost (BK)

DESCHAUER (1995) untersuchte zwei Jahre nach der Ausbringung von 50 und 100 m³ BK.ha⁻¹ in einem streugenutzten 80–100 jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf einer nährstoffarmen, schlecht wasserversorgten Podsol-Braunerde die Auswirkungen auf die Nährstoffvorräte eines geringmächtigen Moders. Statistisch absicherbare Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$. bzw. $p < 0,01$.

Deutliche Unterschiede, die eine Folge der langjährigen Streunutzung sowie eine Folge der Zusammensetzung und Ausbildung der Krautschicht waren, waren bei der Mächtigkeit der Auflage zwischen den Versuchsflächen gegeben. Diese war mit dem Deckungsgrad von *Calluna vulgaris* negativ und mit dem von *Avenella flexuosa* positiv korreliert. Die mittlere Mächtigkeit der Auflage war bei der schwach behandelten Fläche mit 5,7 um 0,7 cm größer als bei der Kontrolle und um 0,9 cm größer als die der stark behandelten Fläche.

Zwei Jahre nach der BK-Zufuhr zeigte sich, daß es zu keinen erhöhten C-Vorräten gekommen war, daß also die mit dem BK zugeführte organische Substanz in erster Linie abgebaut wurde. Die Zufuhr durch den Biokompost bewirkte einen Ausgleich der C-Vorräte, die durch die Behandlung verstärkt mineralisiert und abgebaut wurden.

Bei den N-Vorräten konnten nur in der L-Schicht deutlich erhöhte N-Vorräte festgestellt werden. Diese waren mit 0,48 t BK.ha⁻¹ auf der schwach behandelten Fläche bzw. mit 0,57 t BK.ha⁻¹ auf der stark behandelten Fläche signifikant ($p < 0,01$) höher als auf der Kontrolle. Zwei Jahre nach der Behandlung konnten in der L-Schicht der schwach behandelten Fläche noch 72 % und auf der stärker behandelten Fläche noch 63 % der zugeführten N-Fracht gemessen werden. In der F- und H-Schicht war nur auf der 50 m³ BK.ha⁻¹ Fläche ein tendenziell erhöhter N-Vorrat mit 0,47 t.ha⁻¹ erkennbar. Die C/N-Verhältnisse gingen mit steigender BK-Gabe in der L-Schicht von 37 auf 28 bzw. 23 signifikant ($p < 0,01$) und in der F- und H-Schicht der schwach behandelten Fläche tendenziell von 38 auf 30 zurück.

Die BK-Gaben bewirkten in der L-Schicht mit steigender Rate einen signifikanten ($p < 0,01$) pH-Wert-Anstieg (in CaCl₂) von 3,28 auf 4,81 bzw. 5,37. Die schwache BK-Gabe bewirkte ferner in der F- und H-Schicht einen signifikant ($p < 0,05$) erhöhten pH-Wert von 3,17 im Vergleich zur Kontrolle und der stark behandelten BK-Fläche mit 2,73 und 2,95.

Die KAK_{eff} wurde durch die BK-Behandlung auf der schwachen Fläche auf 450,2 mmol_c.kg⁻¹ und auf der stark behandelten Fläche auf 527,4 mmol_c.kg⁻¹ im Vergleich zur Kontrolle mit 266,3 mmol_c.kg⁻¹ signifikant ($p < 0,05$) erhöht. Interessanterweise lag dieselbe in der F- und H-Schicht der schwach behandelten Fläche mit 222,5 mmol_c.kg⁻¹ deutlich über der Kontrolle mit 182,1 mmol_c.kg⁻¹, während die KAK_{eff} der stark behandelten Fläche mit 131,4 mmol_c.kg⁻¹ deutlich niedriger als die Kontrolle war.

Die Biokompostausbringung bewirkte daher signifikant erhöhte Vorräte an austauschbarem Calcium und Magnesium in den behandelten Auflagen, vor allem in der L-Schicht. Die basischen Kationen bewirkten eine fast vollständige Verdrängung der sauren Kationen am Austauscher. Speziell der Anteil von Ca steigt am Austauscher auf 85 % stark an. Die BK-Gaben hatten keinen nachhaltigen Effekt auf Kalium. Dieses wurde ein Jahr nach der Behandlung, vor allem auf der stark behandelten Fläche, in 15–30 cm Bodentiefe (s. unten) stärker angereichert. Die beiden anderen Flächen unterschieden sich in dieser Tiefenstufe hinsichtlich der K-Sättigung nur geringfügig. Zwei Jahre nach der Behandlung waren keine Auswirkungen mehr erkennbar. Kalium war auf der stark behandelten Fläche bereits durch den Mineralboden gewandert.

Ca_{aust} war in der L-Schicht der schwach behandelten Fläche mit 386,6 mmol_c.kg⁻¹ und der stark behandelten Fläche mit 449,0 mmol_c.kg⁻¹ im Vergleich zur Kontrolle mit 116,3 signifikant ($p < 0,01$) angestiegen. Die Ca-Anteile waren mit 118,5 mmol_c.kg⁻¹ nur noch in der F- und H-Schicht der schwach behandelten Fläche deutlich erhöht. Mg_{aust} war auf beiden BK-

Flächen in der L-Schicht mit 37,2 und 40,6 mmol_c.kg⁻¹ im Vergleich zur Kontrolle mit 15,9 mmol_c.kg⁻¹ signifikant ($p < 0,01$) und in der F- und H-Schicht mit 18,9 und 14,6 im Vergleich zur Kontrolle mit 6,1 mmol_c.kg⁻¹ signifikant ($p < 0,05$) erhöht.

Aluminium ging dagegen von 8,0 mmol_c.kg⁻¹ der unbehandelten L-Schicht mit steigender Rate auf 0,6 bzw. 0 mmol_c.kg⁻¹ zurück. Bei gleicher Reihenfolge ging Aluminium in der F- und H-Schicht von 16,9 mmol_c.kg⁻¹ der Kontrolle auf 10,0 bzw. 14,2 mmol_c.kg⁻¹ zurück.

DESCHAUER (1995) untersuchte auf demselben Standort die Auswirkung der BK-Gaben auf die Schwermetallgehalte und Vorräte im Auflagehumus. Die Behandlung mit Biokompost bewirkte in der Streu bei den Metallen Kupfer und Zink eine hochsignifikante ($p < 0,01$) Aufstockung, bei Blei eine signifikante ($p < 0,05$) Erhöhung der Gehalte im Vergleich zu den Kontrollen. Die Cu-Gehalte stiegen von 5,5 mg.kg⁻¹ mit zunehmender BK-Menge auf 22 mg.kg⁻¹ bzw. 28 mg.kg⁻¹, die Zn-Gehalte von 38 mg.kg⁻¹ über 79 mg.kg⁻¹ auf 96 mg.kg⁻¹ und die Pb-Gehalte von 32,6 mg.kg⁻¹ auf 56-57 mg.kg⁻¹ an. In der F- und H-Schicht waren keine Behandlungseffekte mehr erkennbar.

Zwei Jahre nach der Behandlung waren die Cu-Vorräte in der Streu der behandelten Flächen mit 0,89 kg.ha⁻¹ und 1,42 kg.ha⁻¹ mit steigender BK-Gabe signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zur Kontrolle mit 0,16 kg.ha⁻¹ angestiegen. Auch die Vorräte von Zink stiegen signifikant ($p < 0,05$) mit der Ausbringungsmenge an, von 1,14 kg.ha⁻¹ auf den Kontrollen über 3,20 kg.ha⁻¹ auf 4,88 kg.ha⁻¹. Die Blei-Vorräte waren in der Streu beider Flächen mit 2,3-2,7 kg.ha⁻¹ signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zur Kontrolle mit 0,96 kg.ha⁻¹ erhöht. Die Vorräte von Zn und Blei waren außerdem in der F- und H-Schicht tendentiell erhöht.

Die mit EDTA extrahierbaren Cu-Vorräte wurden in der Streu der mit BK behandelten Flächen um ca. 30 % der ausgebrachten Cu-Menge erhöht. Bei Zink stiegen dieselben Vorräte um ca. 46–42 %, bei Blei um 91 bzw. 50 % an.

7.2 Bodenchemismus

7.2.1 Abwasser (AW)

Nach HARRIS und URIE (1983) bewirkte die Verregnung von Abwasser in durchforsteten und nicht durchforsteten 50jährigen Laubmischbeständen aus *Acer saccharum*, *Fagus grandifolia* und *Acer rubra* auf sandigem, stark durchlässigem „Alfic Haplorthod“ einen Verlust an organischer Substanz im Oberboden der nicht durchforsteten Flächen.

Trotz einer Abnahme der N- und P-Gehalte in den obersten 5 cm Mineralboden waren keine signifikanten Abnahmen in dieser Tiefenstufe und darunter festzustellen. Nach Ansicht der Autoren war die Verlagerung von Gesamtstickstoff und -phosphor mit der Verlagerungen an organischer Substanz im Boden verbunden.

Am auffälligsten waren die Anreicherungen der basischen Kationen im Mineralboden und daraus resultierend die Veränderungen der pH Werte, der Basensättigung und der KAK. Die Gehalte der austauschbaren Kationen Ca^{++} und Mg^{++} wurden in den obersten 5 cm Mineralboden am stärksten erhöht, wobei Ca^{++} vor allem bis in 40 cm Tiefe, Mg^{++} bis in 90 cm Tiefe angereichert wurden. Kalium zeigte im Oberboden keine Veränderungen an und wurde vor allem im Unterboden angereichert. Die Na^+ -Gehalte wurde im gesamten Bodenprofil gleichmäßig erhöht.

Die KAK wurde nur leicht erhöht und dürfte auf eine Verlagerung von organischer Substanz im Boden als Folge der Verregnung zurückzuführen sein. Die Basensättigung und der pH Wert stiegen im gesamten Bodenprofil mit zunehmender Ausbringungsrate an. Die pH Werte unterschieden sich im Oberboden zwischen der Kontrolle und der größeren Behandlung um bis zu zwei Einheiten, im Unterboden, also in 50 cm Tiefe, um ca. eine Einheit.

IWATSUBO und NAGAYAMA (1994) untersuchten monatlich mit Hilfe von Bodenproben die Auswirkungen einer dreijährigen Verregnung von Abwasser in einem kleinen bewaldeten und unbewaldeten Einzugsgebiet auf die Netto-Mineralisation und Netto-Nitrifikation. Das bewaldete Einzugsgebiet war mit *Alnus firma* und schlechtwüchsiger *Pinus thunbergii* über nacktem, nährstoffarmen Boden auf tiefgründig verwittertem Granit gekennzeichnet. Die Bodenproben wurden mit Hilfe von Extrakten auf ihre NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser untersucht. Mischproben wurden ferner inkubiert und am Ende ebenfalls auf NH_4^+ und NO_3^- hin untersucht.

Die Verregnung hatte auf Grund des enorm hohen Anteils von Ammonium am Gesamtstickstoff (77 %) im Abwasser zu erhöhten NH_4^+ -Konzentrationen im Oberboden geführt. Nach Beendigung der Abwasserausbringung gingen dieselben innerhalb von zwei Jahren wieder auf ein Minimum zurück.

Die Netto-Mineralisierung und Netto-Nitrifikation ließen noch neun Jahre nach der Verregnung die Auswirkungen der Abwasserverregnung erkennen. Die Netto-Mineralisierung war auf den verregneten Flächen im Vergleich zur Kontrolle stets stark erhöht. Diese führte jeweils in der Folge zu einer stark erhöhten Nettonitrifikation. Demnach bewirkte die Verregnung eine Förderung der Nitrobakter, die in der Folge die erhöhten NO_3^- Konzentrationen im Sickerwasser auslösten.

Erst nach 12 Jahren erreichten die Raten der Netto-Mineralisierung auf beiden Standorten wieder die Kontrollwerte, wenngleich die Netto-Mineralisierung der bewaldeten Fläche immer noch leicht über der entsprechenden Kontrolle lag. Gleichzeitig mit diesem Rückgang gingen auch die extrem hohen NO_3^- -Konzentrationen im Abflußwasser des beschlammten Einzugsgebietes auf die Kontrollwerte der unbehandelten Fläche zurück.

Nach Meinung der Autoren kann eine KSn-Ausbringung ähnliche Effekte wie ein Kahlschlag, der ein Übermaß an organischem Stickstoff freisetzt, verursachen. In jedem Fall kommt es zu einer graduellen Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Mineralboden und in der Folge im Sickerwasser.

SOMMER und FAßBENDER (1975) untersuchten die Auswirkungen zweier Abwasserverregnungen auf einen Rohhumus-Eisenhumus-Podsol, wobei beim ersten Versuch vier Jahre lang unkontrolliert, vermutlich mehrere 1000 mm, beim zweiten Versuch gezielt 600 mm schwermetallreiches Abwasser der Stadt Wolfsburg in einem schlechtwüchsigen Kiefernbestand ausgebracht worden waren. Die im folgenden dargestellten Ergebnisse beziehen sich beim ersten Versuch auf die obersten 25 cm Mineralboden, beim zweiten Versuch auf den Hauptwurzelbereich bis in eine Bodentiefe von 80 cm.

Auf Grund der hohen Ca- und Na-Konzentrationen im Abwasser kam es beim ersten Versuch zu einem deutlichen Ansteigen des pH Wertes von 3,2 auf 4,1. Die C- und N-Vorräte zeigten bei beiden Versuchen nur geringfügige Veränderungen infolge der Beschlämmung. Die P_{ges} -Vorräte wurden nur beim ersten Versuch signifikant erhöht und nahmen um $1187 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ zu.

Bei den basischen Kationen kam es zu unterschiedlichen Reaktionen als Folge der Beschlämmung. Bei der 600 mm Behandlung wurden große Mengen an Ca^{++} und Mg^{++} bzw. geringe Mengen an Na^+ in der Auflage festgelegt. Dagegen kam es im Mineralboden zu einer enormen Anreicherung mit Na^+ verbunden mit einer Verdrängung von K^+ , Ca^{++} und Mg^{++} , die vermutlich mit dem Nitrat ausgewaschen wurden.

Bei der anderen Behandlung kam es nach erfolgter Absättigung in den Auflagen infolge der größeren K-, Ca- und Mg-Fracht im Abwasser zu einer deutlichen Anreicherung im Mineralboden verbunden mit einer Verdrängung von Na^+ am Austausch. Der Ca^{++} -Vorrat nahm im Mineralboden der verrieselten Flächen um $2516 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, der K^+ -Vorrat um $216 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ und der Mg^{++} -Vorrat um $269 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ zu.

FAßBENDER et al. (1978) untersuchten die Auswirkungen zweier Abwasserverregnungen, die durch einen pH-Wert von 7,5 und hohe N-, P-, Cl- und Na-Konzentrationen gekennzeichnet waren, in einem 80jährigen Kiefernbestand auf Braunerde-Podsol. Die Konzentrationen der basischen und sauren Kationen im Abwasser waren sehr gering oder überhaupt nur in Spuren vorhanden.

Während trotz der relativ hohen Zufuhr von knapp $700 \text{ kg } N_{\text{ges}} \cdot \text{ha}^{-1}$ keine veränderten C- und N-Vorräte im Mineralboden zu beobachten waren, deutete der erhöhte NH_4^+ -Gehalt im Boden eine verbesserte Versorgung des Bestandes an. Die schon erwähnte hohe P_{ges} -Konzentration von $15 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$ im Abwasser bewirkte eine deutliche Anreicherung in den obersten 40 cm Mineralboden. Die Behandlung bewirkte nur noch bei Na eine entsprechende Anreicherung im Mineralboden.

7.2.2 Naßschlamm (KSn)

Untersuchungen von ASCHMANN et al. (1990) in einem ebenen Laubmischbestand aus *Quercus sp.* und *Carya sp.* auf „Typic Hapludult“ zeigten, daß der gesamte anorganische Stickstoff im obersten Mineralboden signifikant ($p < 0,05$) linear mit der Ausbringungsmenge zunahm. Die N-Gehalte waren auf den beiden stärker behandelten Varianten ein Jahr nach Versuchsbeginn am größten. Die N-Gehalte waren in der Tiefenstufe 10-20 cm nach sechs Monaten leicht, aber nicht signifikant, erhöht.

Die NO_3^- -Konzentrationen waren in der Tiefenstufe 0-10 cm fast zwei Jahre, in der Tiefenstufe 10-20 cm im ersten Jahr signifikant ($p < 0,05$) erhöht. Die NH_4^+ -Konzentrationen waren nur im Frühjahr 1987 signifikant erhöht und nahmen mit der Ausbringungsmenge linear zu. Die stark erhöhten NO_3^- -Konzentrationen nach Versuchsbeginn waren auf die rasch einsetzende Nitrifikation nach der Mineralisierung des organischen Stickstoffs zurückzuführen. Die Vegetation war demnach nicht fähig, das überschüssige Nitrat sofort aufzunehmen.

ASCHMANN et al. (1992) konnten die Nitratverlagerung im Sickerwasser (s. unten) mit bodenchemischen Analysen bis in 150 cm Bodentiefe hervorragend verfolgen. Dabei zeigte sich, daß die stärkste Variante nach fast zwei Jahren zu einer erheblichen Anreicherung von Nitrat in 75-150 cm Bodentiefe bei maximalen Konzentrationen in 75-120 cm Tiefe geführt hat. Statistisch absicherbare Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Schon drei Monate nach Versuchsbeginn zeigten sich mit $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ die höchsten Gehalte bei der größten Variante im Vergleich zur Kontrolle mit nur $1 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$. Neun Monate nach der Beschlämmung waren die Gehalte bis in eine Tiefe von 75-90 cm signifikant erhöht, wobei die höchsten Gehalte mit ca. $20 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ bei der größten Variante in ca. 25-40 cm Tiefe zu finden waren.

Während nach etwas mehr als einem Jahr die NO_3^- Gehalte im Oberboden nur noch leicht erhöht waren, war die Nitratverlagerung auf allen beschlämmten Flächen in 60-120 cm Bodentiefe konzentriert. Die höchsten Gehalte mit $27 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ wurden in 75-90 cm Tiefe gemessen, wobei ein signifikanter Einfluß der Klärschlammgabe bis in 120 cm Tiefe gegeben war.

Fast zwei Jahre nach Versuchsbeginn hatte sich der Schwerpunkt der Nitratverlagerung bei der größten Variante auf 75-120 cm Tiefe verlagert, wobei es zu einem Anstieg bei den Gehalten gekommen war. So konnten maximale Gehalte von $39 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ in 75-90 cm Tiefe festgestellt werden. Die NO_3^- -Gehalte waren in allen Tiefenstufen bis in 150 cm Tiefe signifikant erhöht. Bei den beiden schwächeren Varianten hatte sich der Schwerpunkt in eine Tiefe von 100 cm verlagert. Die Nitratanreicherung war mit maximalen Gehalten von ca. $20 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ für die mittlere Variante und von $8 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{kg}^{-1}$ für die schwächste Variante wesentlich niedriger.

Zwei Jahre nach der Ausbringung schien sich die Anreicherung mit Nitraten auf den beschlämmten Flächen zwischen 75-120 cm Bodentiefe noch fortzusetzen und langsam in noch tiefere Bodenhorizonte vorzudringen.

Die Ausbringung von $300 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, der $8 \text{ t N} \cdot \text{ha}^{-1}$ enthielt, in einer Christbaumkultur aus *Abies grandis* und *Pseudotsuga menziesii* auf „Dystric Xeropsamment“ über „glacial outwash“ ließ nach acht Jahren keine signifikanten Unterschiede zwischen den beschlämmten Flächen und den Kontrollen erkennen (HARRISON et al., 1994a). Allerdings war tendentiell eine Abnahme an basischen Kationen sowie eine Zunahme an sauren Kationen im Oberboden, d.h. in 0-20/30 cm erkennbar.

Die Klärschlammzufuhr bewirkte in den obersten 6 cm Mineralboden eine Abnahme des pH-Wertes (H_2O) von 5,4 auf 4,5, der KAK von 10 auf $5,9 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$, der austauschbaren basischen Kationen Ca^{++} , Mg^{++} und K^+ von 3,22 auf $0,933 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$, von 0,9 auf $0,13 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ und von 0,6 auf $4,0 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$. Die Abnahme bei K^+ reichte im Gegensatz zu Ca^{++} und Mg^{++} tiefer in den Mineralboden hinein. Die Abnahme dieser Nährstoffe zeigte sehr gut die Auswaschung der basischen Kationen sowie die Zunahme der sauren Kationen (Al^{3+} , $\text{Fe}^{3+/2+}$) im Zuge der signifikanten Nitrifikation an (s. Kap. 8.1.2).

16 Jahre nach der Ausbringung von im Mittel 500 t KSn.ha⁻¹ mit anschließender Einarbeitung in die obersten 27 cm Mineralboden eines „Dystric Xeropsamment“ konnten auf der mit *Populus nigra* var. *italica*, *Pseudotsuga menziesii* und *Pinus ponderosa* aufgeforsteten Fläche keine bodenphysikalischen Unterschiede betreffend Bodendichte und Feinbodenanteil bis in 185 cm Tiefe festgestellt werden (HARRISON et al., 1994b). Die einzige Ausnahme stellte jener Bereich dar, wo der Klärschlamm eingearbeitet wurde. Der A-Horizont der unbehandelten Flächen war außerdem durch einen höheren Feinwurzelanteil gekennzeichnet.

Die Klärschlammzufuhr bewirkte im Oberboden bis 20 cm Tiefe eine enorme Zunahme der gesamten Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte. Der C-Gehalt stieg in den obersten 7 cm Mineralboden von 67 auf 139 mg.g⁻¹, der N-Gehalt von 3,4 auf 12 mg.g⁻¹, wodurch es zu einer Abnahme des C/N-Verhältnisses von 20 auf 12 kam. Der P-Gehalt stieg von 2,2 auf 14 mg.g⁻¹. Die Vermutung, daß es auf Grund der enormen Stickstoffzufuhr zu erhöhter Auswaschung von Nitrat gemeinsam mit basischen Kationen gekommen sein dürfte, wurde durch die Abnahme des pH-Wertes von 5,9 auf 4,9 im Oberboden der beschlammten Flächen, d.h. in 0-7 cm Tiefe, bestärkt.

Der K_{ges}⁺-Gehalt hatte in den obersten 7 cm Mineralboden infolge der Klärschlammzufuhr von 0,25 auf 0,21 mg.g⁻¹ leicht abgenommen, was auf eine Verlagerung von Kalium in den Unterboden hindeutete. Die Gehalte von Ca_{ges}⁺⁺ und Mg_{ges}⁺⁺ wurden von 0,61 auf 1,27 mg.g⁻¹ bzw. von 0,15 auf 0,19 mg.g⁻¹ erhöht. Die erhöhten Ca⁺⁺-Gehalte spiegelten die hohe Ca-Konzentration im Klärschlamm (26400 mg.kg⁻¹) wieder, die sogar die des Stickstoffs von 26200 mg.kg⁻¹ übertraf, und ließ eine bis in den Unterboden reichende Anreicherung erkennen. Die KAK wurde in den obersten 27 cm Mineralboden der beschlammten Flächen von 18 auf 30 mmol_c.kg⁻¹ erhöht, was auf die Einarbeitung des Klärschlammes in dieser Tiefenstufe und die starke Zufuhr an organischer Substanz zurückzuführen war.

In Bezug auf die Gesamtgehalte pro Hektar bewirkte die Klärschlammzufuhr in den obersten 27 cm eine Ca⁺⁺-Anreicherung um 6800 kg.ha⁻¹, in den darunterliegenden Horizonten um 9000 kg.ha⁻¹. Mehr als 90% der mit dem Klärschlamm ausgebrachten Kaliummenge wurden in den Mineralboden unterhalb von 27 cm Bodentiefe eingewaschen, bei Magnesium konnte auf Grund der geringen Konzentration im Klärschlamm (350 mg.kg⁻¹) überhaupt keine Anreicherung festgestellt werden.

Nach zwei Jahren bewirkte die Ausbringung von 8 t KSn.ha⁻¹ in einem 70jährigen Laubholzmischbestand auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“, der bis in 45 cm Tiefe untersucht wurde, keine Veränderungen des pH-Wertes und der Makro- und Mikronährstoffe im Mineralboden (NGUYEN et al., 1986). Der versauerte E-Horizont sowie der darunterliegende sandige und von einer geringen KAK gekennzeichnete B-Horizont ließen keine Akkumulierung von Nährstoffen, außer einen leichten Ca⁺⁺-Anstieg erkennen.

BROCKWAY (1983a) untersuchte die Auswirkungen auf einen 36jährigen *Pinus strobus* und *Pinus resinosa* Bestand über einem gut bis mäßig durchlässigen, nährstoffarmen „Spodic Udipsamment“ und „Alfic Haplorthod“, die in verschiedenen Dosierungen mit einem kommunalen, schwermetallbelasteten Klärschlamm behandelt wurden.

In den obersten 5 cm Mineralboden der am stärksten behandelten Fläche konnte eine signifikante Zunahme ($p < 0,05$) an Nitrat bei beiden Beständen festgestellt werden. Die NH₄⁺- und N_{ges}-Gehalte wurden statistisch nicht verändert. Dadurch wurde angenommen, daß der vor allem in organischer Form zugeführte Stickstoff noch in der begrabenen, inaktiven Auflage bzw. der darüberliegenden Klärschlammsschicht vorhanden war. Das C/N-Verhältnis blieb unverändert. Der P_{ges}-Gehalt stieg nur auf den beiden stärker behandelten *Pinus strobus* Flächen signifikant an, wobei die beiden statistisch nicht voneinander unterscheidbar waren.

13 Monate nach der Ausbringung waren erst geringe, nicht signifikante Auswirkungen auf den pH-Wert (H_2O), die Basensättigung und die KAK festzustellen. Die elektrische Leitfähigkeit hatte auf Grund der Auswaschung der löslichen Salze aus der Auflage nur anfangs zugenommen.

Die Schwermetalle wurden in der Auflage überaus stark fixiert. Der darunterliegende Mineralboden wies daher noch keine erhöhten Schwermetallgehalte auf. Einzig das mobile Cadmium hatte unter *Pinus strobus* zugenommen.

REITER et al. (1995) untersuchten auf drei verschiedenen Waldstandorten, Starnberg (Parabraunerde), Geisenfeld (Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol) und Erlangen (Braunerde-Podsol), die kurz- bis langfristigen Auswirkungen unterschiedlich hoher Klärschlamm-mengen. In Starnberg waren die pH-Werte ($CaCl_2$) in den obersten 5 cm Mineralboden auf den beschlammten Flächen nach sechs Jahren, nach 18 Jahren nur noch bei der $305\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ Variante signifikant erhöht. In Geisenfeld waren nach 13 Jahren keine Auswirkungen auf die pH-Werte mehr erkennbar.

In Starnberg führte die Beschlämmung zu einem starken Ansteigen der Basensättigung in den obersten 5 cm Mineralboden von 12-19 % auf 48-65 %. Nach 18 Jahren war die BS in dieser Tiefenstufe noch signifikant erhöht und ließ bis in eine Bodentiefe von 30 cm einen Anstieg erkennen.

In Geisenfeld bewirkte die Beschlämmung nach 13 Jahren nur eine geringfügige Verbesserung der BS im Oberboden. Auf den mit 148 und $296\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ beschlammten Flächen wurde die BS in den obersten 30 cm Mineralboden erhöht, auf zwei weiteren behandelten Flächen zeigte nur noch die $296\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ beschlammte Fläche eine signifikante Verbesserung in den oberen 20 cm Mineralboden. Die maximale BS lag bei den mit $296\text{ m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Parzellen bei 14,7 bzw. 18,2 %. Auch in Erlangen war nach 12 Jahren nur noch eine geringfügige Verbesserung der BS erkennbar.

Der Einfluß der Beschlämmung zeigte sich an der Änderung der Sättigungsanteile am Austausch, d.h. die Al^{++} -Sättigung wurde in erster Linie von der Ca^{++} -Sättigung, teilweise auch von der Mg^{++} -Sättigung verdrängt. In Geisenfeld konnte dieser Effekt in 0-10 cm Tiefe beobachtet werden. Die enormen Unterschiede in Bezug auf die KAK_{eff} der beschlammten Standorte Starnberg bzw. Geisenfeld und Erlangen waren vor allem auf den unterschiedlichen Einfluß der Bodenart auf die KAK zurückzuführen. Die Bodenarten in Geisenfeld und Erlangen sind durch Sand gekennzeichnet. Hingegen war in Starnberg der hohe Lehmanteil des Lößlehmes infolge der wesentlich höheren Sorptionskapazität für die deutliche Steigerung der BS ausschlaggebend, die außerdem durch den verstärkten Streuabbau entsprechend erhöht wurde.

Im Gegensatz zur Vorratsabnahme bei den Auflagen infolge verstärkter Mineralisierung kam es in Starnberg, aber auch in Geisenfeld zu Vorratserhöhungen im Oberboden. In Starnberg war die größte Zunahme der austauschbaren Ca- und Mg-Vorräte in 10-20 cm Tiefe, in Geisenfeld nur in den obersten 10 cm Mineralboden zu verzeichnen. In Starnberg wurden bei den stärkeren Behandlungen die Ca- und Mg-Vorräte in 10-20 cm Tiefe um das vier- bis 16fache erhöht, in Geisenfeld dagegen in den obersten 10 cm nur verdoppelt. Auf den schwächer beschlammten Flächen wurden die Vorräte ebenfalls erhöht. Die Zunahmen waren aber nicht so deutlich ausgeprägt.

Sechs Jahre nach der Klärschlammausbringung waren die mit dem Klärschlamm ausgebrachten Schwermetalle zur Gänze in der Auflage gebunden. 12 Jahre später war ein enormer Teil der Schwermetalle aus der Auflage bis in 10 cm Tiefe vermutlich als Folge eines verstärkten Streuabbaus und einer beschleunigten Mineralisierung auf Grund der Klärschlammzufuhr eingewaschen worden.

In Starnberg konnten nach 18 Jahren in den obersten 5 cm Mineralboden der mit $305 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche Schwermetallgehalte festgestellt werden, die die höchst zulässigen Grenzwerte in landwirtschaftlichen Böden (AbfKlärVO 1992) überschritten. Die Gehalte von Zn lagen bei ca. 320 vs. $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, von Cd bei ca. $2,5$ vs. $1,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, von Pb beim Grenzwert von $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ und von Cu bei ca. 66 vs. $60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Weiters konnte festgestellt werden, daß die mit der 172 und $305 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ Gabe ausgebrachten Schwermetalle noch zur Gänze im Oberboden bis 20 cm Tiefe vorhanden waren.

GÜNTHER (1980) konnte fünfeinhalb Jahre nach der Ausbringung von 169 , 172 , 305 und $353 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 60jährigen *Picea abies* Bestand auf einer schwach versauerten, pseudovergleyten Moder-Parabraunerde auf Lößlehm und Schotter feststellen, daß die Beschlämmung den bodenchemischen Zustand bis in eine Tiefe von 20 cm deutlich beeinflußt hatte.

Während die Beschlämmungen einen verstärkten Mineralisierungsschub verbunden mit einer deutlichen Abnahme der Humusvorräte in den Auflagen auslösten, kam es im Oberboden nur zu gering veränderten Gehalten an organischer Substanz. Der Einfluß der KSn-Gaben war auf die Humusvorräte im Oberboden noch zu erkennen, wenngleich dieser deutlich schwächer als im darüberliegenden F- und H-Horizont war.

Die Beschlämmung bewirkte verminderte N-Gehalte, aber auch N-Vorräte in den obersten 5 cm Mineralboden der behandelten Flächen. Die Ursachen für die verminderten N-Vorräte in der Auflage bzw. dem Oberboden waren auf die verstärkte Auswaschung von Nitrat (SCHMITZER, 1977) sowie die verstärkte N-Aufnahme der Fichten (HÜSER, 1977) zurückzuführen.

SCHMITZER (1977) konnte schon zehn Monate nach der Beschlämmung erhöhte NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser feststellen, die in weiterer Folge auf das 20fache der im Sickerwasser der Kontrollen festgestellten Konzentrationen anstiegen. Nach SCHMITZER (1977) könnte es zu einer jährlichen Auswaschung von $45\text{-}140 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ kommen. Die NH_4^+ -Auswaschung war dagegen vernachlässigbar klein. Die KSn-Gaben bewirkten außerdem eine Anreicherung mit Phosphor bis in 5 cm Bodentiefe, wobei die P-Vorräte mit der P-Gabe durch den KSn korrelierten.

Der pH-Wert (CaCl_2) wurde durch den alkalischen KSn in den obersten 5 cm Mineralboden deutlich um ca. eine halbe Einheit angehoben. Darunter waren keine Auswirkungen der Beschlämmung mehr erkennbar. Die starke Ca-Zufuhr mit dem Klärschlamm bewirkte ferner in den obersten 10 cm Mineralboden eine deutlich höhere BS und KAK_{eff} . Die BS wurde auf den stärker beschlammten Flächen in der Tiefenstufe von 0-5 cm von ca. $14\text{-}19\%$ auf $60\text{-}64\%$ bzw. in 5-10 cm Tiefe von maximal zehn Prozent auf $25\text{-}35\%$ angehoben.

Die Ca-Zufuhr mit dem KSn beeinflusste nur die obersten 5 cm Mineralboden deutlich, wobei eine enge Korrelation zwischen der Ca-Gabe durch den KSn und dem Vorratsanstieg gegeben war. Leicht erhöhte Ca-Vorräte waren noch bis in 10 cm Tiefe, deutlich schwächere bis in 20 cm Tiefe festzustellen. Während die KSn-Gaben eine Anreicherung mit Mg^{++} in den obersten 5 cm Mineralboden bewirkten, kam es auf der mit $353 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche zu einer deutlichen Abnahme der Mg-Vorräte, möglicherweise als Folge der starken Ca-Zufuhr. Die KSn-Gaben erzielten keine Veränderung der K-Gehalte und -Vorräte.

Die geringe Zufuhr mit Mn und Fe im KSn bewirkte kaum bzw. nur gering veränderte Gehalte und Vorräte in den behandelten Oberböden. Die Zn-Zufuhr im KSn bewirkte extrem erhöhte Zn-Gehalte in den Auflagen sowie in abgeschwächter Form im obersten Mineralboden. Die erhöhten Zn-Vorräte waren mit den Zn-Gaben durch den KSn korreliert. Die Cu-Zufuhr mit dem Klärschlamm war in den obersten 10 cm Mineralboden erkennbar, wobei nur ca. 25% des ausgebrachten Kupfers in dieser Tiefenstufe festgehalten worden waren. Der Rest wurde schon in der Auflage gebunden.

KEßLER-PRUSKO (1989) untersuchte nach 13 Jahren die bodenchemischen Auswirkungen auf einen zum Zeitpunkt der Beschlämmung 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf Rohhumus-Semipodsol.

Im Gegensatz zu den Auflagen bewirkten die Klärschlammgaben keine signifikant veränderten Gehalte an organischer Substanz im Mineralboden. Einzig die $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Rate ließ in den obersten 5 cm Mineralboden signifikant höhere Gehalte an organischer Substanz als die $148 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Rate und die Kontrolle erkennen. Die Beschlämmung führte zu einer Abnahme der Vorräte an organischer Substanz in den obersten 30 cm Mineralboden, wobei die Abnahme auf den stärker behandelten Flächen größer war.

Im Mineralboden waren kaum Auswirkungen auf das C/N-Verhältnis und die N_{ges} -Gehalte zu erkennen. Einzig die N_{ges} -Gehalte der mit $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche waren in 10-20 cm Bodentiefe signifikant höher als die der anderen beiden Flächen. Auf Grund der N-Verluste konnten in den Auflagen keine erhöhten N-Vorräte im Mineralboden bis 30 cm Tiefe festgestellt werden. Die N-Verluste im Mineralboden dürften daher auf eine verstärkte Auswaschung von NO_3 bzw. Denitrifikation von NH_3 zurückzuführen sein.

JUG (1990) untersuchte 13 Jahre nach der Ausbringung unterschiedlich hoher Klärschlammraten die bodenchemischen Auswirkungen in einem *Pinus sylvestris* Bestand auf Rohhumus-Semipodsol. Die Ergebnisse betreffend pH Werte, KAK und BS wurden schon in REITER et al. (1995) dargestellt.

Die N_{ges} -Gehalte konnten trotz der enormen Zufuhr an Gesamtstickstoff von 317 und 318 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. 618 und 629 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bis in 90 cm Bodentiefe auf den beschlammten Flächen nicht signifikant erhöht werden. In Anbetracht der N_{ges} -Vorräte bis in 90 cm Bodentiefe wurden keine deutlichen Vorratszunahmen festgestellt. Die beiden großen Behandlungen konnten nur einen Anstieg von 322 bzw. 138 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ verzeichnen, während die schwächeren behandelten Flächen sogar durch Abnahmen von 421 bzw. 110 $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ gekennzeichnet waren.

Die P_{ges} -Gehalte waren in den obersten 10 cm Mineralboden der beiden großen Varianten und der $150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante im Vergleich zur Kontrolle nur schwach erhöht. Die P_{ges} -Vorräte wurden bis 90 cm Tiefe nur auf den mit 150 und $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Flächen eindeutig erhöht. Die enormen Verluste an Gesamtphosphor standen auf der mit $148 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche in keinem Zusammenhang mit der KSn-Gabe.

Die mit der Beschlämmung ausgebrachten Ca-Mengen von ca. 250 bzw. 500 $\text{kg Ca} \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkten auf allen Flächen deutliche Zunahmen der Gehalte an Gesamtcalcium. Die Vorräte an $\text{Ca}_{\text{ges}}^{++}$ nahmen mit der Klärschlammrate zu. Bei den Gehalten an $\text{Mg}_{\text{ges}}^{++}$ kam es trotz der geringen Konzentration im Klärschlamm bei den schwächeren Varianten zu höheren Gehalten. Bei den höheren Raten dürfte es im Zuge der Nitrifikation zu verstärkter Auswaschung von $\text{Mg}_{\text{ges}}^{++}$ gekommen sein. Trotz der Vorratsabnahmen an $\text{Mg}_{\text{ges}}^{++}$ in den obersten 30 cm Mineralboden der beschlammten Flächen waren die Vorräte an $\text{Mg}_{\text{ges}}^{++}$ bis in 90 cm Tiefe erhöht. Auf Grund der geringen K- und Na-Gehalte des KSn waren keine deutlichen Auswirkungen auf die Gehalte bzw. Vorräte zu beobachten.

Die Unterschiede bei den Gehalten bzw. Vorräten an Fe_{ges} sind in Folge der schon von KEßLER-PRUSKO (1989) berichteten Speicherung von Fe_{ges} in den Auflagen auf inhomogenes Bodenmaterial der Versuchsflächen zurückzuführen. Die geringe Zufuhr an Mn durch den Klärschlamm bewirkte bei den Gehalten an Mn_{ges} keine deutlichen Veränderungen im Boden. Dagegen waren in den obersten 30 cm Mineralboden der beschlammten Flächen deutliche Anstiege der Gesamtgehalte an Zn festzustellen.

BURTON und URIE (1986) konnten in einem sechsjährigen Pappelbestand und auf zwei Kahlschlägen (s. Tab. 35) auf einem nährstoffarmen und stark durchlässigen „Alfic Haplorthod“ eine nur geringe Verlagerung bzw. Einspülung von Schwermetallen in den obersten 5 cm Mineralboden feststellen. Diese Durchbrüche erfolgten unabhängig von der Ausbringungsrate bzw. der vor der Beschlämmung durchgeführten Behandlung der Untersuchungsflächen. Vor allem die Verlagerung von Zink war in dem schwach und stark beschlämmten sechsjährigen *Populus grandidentata* Bestand deutlich erkennbar.

Unterhalb von 5 cm Bodentiefe konnte kein signifikanter Anstieg der Schwermetallgehalte mehr festgestellt werden. Außerdem konnte kein Zusammenhang zwischen dem Zeitpunkt der Ausbringung und der Verlagerung der Schwermetalle in den Mineralboden festgestellt werden. Eine im Jahr danach wiederholte Ausbringung von Klärschlamm ließ tendentiell eine erhöhte Anfälligkeit für die Verlagerung von Schwermetallen in tiefere Bodenhorizonte erkennen. Nach Ansicht der Autoren könnten die im Zuge der ersten KSn-Rate ausgebrachten nitrifizierenden Bakterien sofort in der Lage sein, den Klärschlamm abzubauen.

Ein im Freiland im Spätsommer durchgeführter Inkubationsversuch von Bodenproben, die sich aus der Auflage und den obersten 10 cm Mineralboden zusammensetzten, zeigte wie im Laborversuch (s. Kap. 7.5.1), daß die NO_3 -Mengen der beschlämmten Bodenkerne auf dem Kiefern- im Vergleich zum Eichenstandort deutlich niedriger waren (BURTON et al., 1986). Die NO_3 -Mengen waren außerdem im Freiland deutlich niedriger als die im Labor analysierten.

Die NO_3 -Mengen der Bodenproben des Kiefernstandortes waren im Labor ab der zweiten Woche, die des Eichenbestandes zwei und vier Wochen nach Versuchsbeginn signifikant größer als die im Freiland vorgefundenen. Die NH_4 -Mengen der unbehandelten Bodenproben des Kiefernstandortes waren unter Laborbedingungen ab der vierten Woche sowie die des Eichenstandortes acht Wochen nach Versuchsbeginn signifikant größer. Auf letzterem konnte vier Wochen nach Versuchsbeginn unter Freilandbedingungen eine signifikant größere NH_4 -Menge festgestellt werden.

Die Ursachen in Bezug auf die festgestellten Ergebnisse dürften mit den für Freiland ungünstigeren Mineralisierungs- und Nitrifikationsraten zusammenhängen, die mit Fortdauer des Versuchs durch sinkende Temperaturen gekennzeichnet waren. Ein zuvor im Hochsommer angelegter Versuch ließ keine Unterschiede zwischen den im Labor und im Freiland erzielten NO_3 - und NH_4 -Mengen erkennen.

Im Zusammenhang mit einer Klärschlammausbringung auf einer Schipiste in Achenkirch zeigte sich, daß die Gehalte der Schwermetalle Zink, Kupfer und Blei im Mineralboden der Schipiste am höchsten waren (KILIAN et al., 1986). Die Zn-Gehalte nahmen mit zunehmender Entfernung von der Piste ab. Cadmium wiederum, welches äußerst mobil ist, wurde rasch aus der Piste ausgewaschen und zeigte die höchsten Gehalte im Mineralboden des angrenzenden Bestandes.

TREFZ-MALCHER et al. (1987) untersuchten ein und dreieinhalb Jahre nach der Ausbringung eines cadmium- und kupferreichen Naßschlammes in einem 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand auf einer tiefgründigen, feinlehmreichen Mull-Parabraunerde die bodenchemischen Auswirkungen. Die Untersuchungsflächen wurden mit $100 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $500 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlämmt.

Die Parabraunerde war im A_n -Horizont bis in 15 cm Tiefe durch ein hohes Grob- und Mittelporenvolumen, im A_l -Horizont bis in 50 cm Tiefe durch sinkende Grobporen-, aber hohe Mittelporenanteile sowie im B_l -Horizont ab 50 cm Tiefe durch ein deutlich erhöhtes Feinporen-

volumen bei starkem Rückgang der Grob- und Mittelporen gekennzeichnet. Dieser Rückgang war auch an dem deutlichen Rückgang der gesättigten Leitfähigkeit erkennbar. Um die bodenchemischen Ergebnisse im A_h -Horizont nicht durch KSn-Material zu kontaminieren, wurden die Tiefenstufen 4-10 cm und 10-20 cm untersucht.

Dreieinhalb Jahre nach der Beschlämmung konnten auf den beiden schwächer beschlämmten Flächen in 4–10 cm Tiefe ein deutlicher Anstieg der Ca^{2+} -Sättigung am Austausch festgestellt werden. Die Zunahme der Ca^{2+} -Sättigung war ferner auf der schwächer beschlämmten Fläche deutlicher ausgeprägt, wobei dieselbe um das dreifache erhöht wurde. Die Erhöhung erfolgte auf Kosten der Al^{3+} -Sättigung. Das KSn-Material wurde durch zoogene Einarbeitungsprozesse in den Oberboden gebracht, was durch eine Untersuchung von KOBEL-LAMPARSKI (1985) bestätigt wurde. Diese waren aber auf der mit $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche auf Grund der abdichtenden Wirkung des Klärschlammes nicht mehr so deutlich ausgeprägt.

Eine Erhöhung der Ca^{2+} -Sättigung auf Grund von Lösungsvorgängen hätte eine sinkende Sättigung von Mn^{2+} und Mg^{2+} bewirken müssen. Auf der am stärksten beschlämmten Fläche, wo auf Grund der Beobachtungen von KOBEL-LAMPARSKI (1985) keine biogenen Umwandlungsprozesse mehr beteiligt waren, kam es in der Folge zu einer deutlich sinkenden Mn^{2+} -Sättigung.

In der Tiefenstufe 10-20 cm Tiefe kam es auf den beiden schwächer behandelten Flächen nur zu geringen Veränderungen am Austauscher, während auf der am stärksten beschlämmten Fläche ein deutlicher Rückgang der Mn^{2+} -Sättigung bzw. eine Zunahme der Al^{3+} -Sättigung zu beobachten war.

Dreieinhalb Jahre nach der Beschlämmung lagen die pH-Werte in den beiden Tiefenstufen der KSn-Flächen und der Kontrolle trotz des hohen pH-Wertes des KSn (EVERS, 1985) geringfügig unter den Vergleichswerten, die ein Jahr nach der KSn-Gabe bestimmt wurden. Dagegen kam es auf den beiden schwächer behandelten Flächen in 4-10 cm Tiefe im Unterschied zur am stärksten beschlämmten Fläche zu leicht erhöhten P-Gehalten, die wie beim Calcium auf die biogenen Vorgänge zurückzuführen waren. Keine Auswirkungen konnten auf die K^+ - und Mg^{2+} -Gehalte im Boden festgestellt werden.

Dagegen konnte eine geringfügige Verlagerung von Schwermetallen aus der Auflage in den obersten Mineralboden festgestellt werden, wobei vor allem zoogene Umsetzungsvorgänge ausschlaggebend waren.

7.2.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Bodenchemische Untersuchungen von RIEKERK und ZASOSKI (1979) nach der Ausbringung von 10 und 25 cm KSe zeigten auf dem Standort A („Dystric Xerochrept“) eine leichte Abnahme des pH-Wertes infolge der ablaufenden, versauernd wirkenden Nitrifikationsprozesse im Oberboden. Außerdem bewirkten die Beschlämmungen mit steigender Klärschlammrate eine signifikante Erhöhung von Kohlenstoff und der Nährstoffe, Stickstoff, Phosphor, Calcium und Magnesium,. Der geringe Kaliumgehalt des Klärschlammes verhinderte eine Auswirkung auf die Kaliumkonzentration.

Vor allem die 10 cm mächtigen Klärschlammgaben bewirkten eine signifikante Erhöhung der mit KCl austauschbaren Schwermetalle um mindestens eine „Zehnerstelle“ im Oberboden (A-Horizont). So kam es auf diesen Flächen (Kontrollwerte in Klammer) zu einer Steigerung der Schwermetallgehalte, bei Zn auf $450\text{-}622 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($21,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), bei Ni auf $25\text{-}35,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($1,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), bei Cu auf $214\text{-}439 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($5,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) und bei Cd auf $13\text{-}14,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($0,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Einzig bei Zink kam es zusätzlich im B-Horizont zu erhöhten Gehalten um mehr als das doppelte, von $1,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ auf $3,8\text{-}4,5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Interessanterweise konnten auf den mit 25 cm KSe behandelten Flächen geringere Gehalte an austauschbaren Nährstoffen und an Schwermetallen im Vergleich zu den mit 10 cm KSe behandelten Flächen festgestellt werden. Dies dürfte mit der verminderten Zersetzungsrates in den ersten zwei Jahren und den verringerten Verlagerungen aus der Klärschlammschicht in den Mineralboden zusammenhängen.

REITER et al. (1995) untersuchten 12 Jahre nach der Ausbringung von 50 und 300 m³ KSe.ha⁻¹ in einem 55jährigen *Pinus sylvestris* Bestand die Auswirkungen auf einen Rohhumus-Semipodsol.

Nach 12 Jahren waren die pH-Werte (CaCl₂) bis in eine Bodentiefe von 5 cm im Vergleich zu den Kontrollen noch deutlich erhöht, wobei die stärkste Erhöhung auf der mit 300 m³.ha⁻¹ beschlammten Fläche sogar bis in eine Tiefe von 10 cm zu verzeichnen war. Im Unterschied zur KSn Gabe bewirkte die Ausbringung von 300 m³ KSe.ha⁻¹ eine signifikant erhöhte KAK in den obersten 10 cm Bodentiefe. Die BS stieg in den obersten 5 cm Mineralboden von ca. 20 auf 95 % enorm stark und bis in 20 cm Tiefe deutlich an. Die Vorräte an austauschbarem Ca⁺⁺ und Mg⁺⁺ stiegen auf der stark beschlammten Fläche bis in 20 cm Tiefe deutlich an, wobei die Vorräte in den obersten 5 cm Mineralboden um das 30fache erhöht wurden.

THOMANN (1984) untersuchte drei Jahre nach der Ausbringung von 150 und 300 t.ha⁻¹ an natürlich entwässertem Klärschlamm die bodenchemischen Auswirkungen auf einem äußerst seichtgründigen, skelettreichen „Chromic Luvisol“ über Kalk.

Die Klärschlammausbringung bewirkte einen Anstieg der N_{ges}-Gehalte von 3,5 auf 7,45-8,05 g.kg⁻¹, wobei in den ersten zwei Jahren nur ca. 30 % des ausgebrachten Stickstoffs mineralisiert worden waren. Beide KSe-Gaben führten zu einer enormen Anreicherung mit Phosphor im Mineralboden, wobei zwischen der Anreicherung und der KSe-Gabe kein direkter Zusammenhang bestand.

Die Klärschlammausbringung bewirkte auf beiden behandelten Flächen eine Absenkung des pH-Wertes von 8,05 auf 7,45 bzw. 7,2 sowie eine Erhöhung der KAK. Der Gehalt an austauschbarem Mg⁺⁺ wurde auf den behandelten Flächen fast verdoppelt, der von K⁺ blieb dagegen nahezu unverändert. Beide Kationen tendierten zu einer Abnahme nach zwei Jahren.

Die Klärschlammgabe bewirkte im Unterschied zu der Kontrolle eine deutliche Verringerung des Mn⁺⁺-Gehaltes von 945 auf 222 mg.kg⁻¹, dagegen eine enorme Erhöhung von Cu von 33 auf 614 mg.kg⁻¹, von Zn von 83 auf 1276 mg.kg⁻¹, von Cr von 0,9 auf 11 mg.kg⁻¹ und von Pb von 53 auf 357 mg.kg⁻¹. Die Metalle Ni und Cr wurden infolge geringer Gehalte im Klärschlamm nur unwesentlich verändert.

VOGT et al. (1981) untersuchten nach zwei und zwölf Monaten die Auswirkungen verschiedener Klärschlammgaben und -mischungen (s. Tab. 35) auf die Änderung des N_{ges} Gehaltes einer behandelten Schlagfläche und eines 42jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestandes.

Die KSe-Gaben und KSe-Boden Mischungen waren durch C/N Verhältnisse von unter zehn gekennzeichnet. Die Beimischung von Sägespäne im Verhältnis 3:1 zum KSe bewirkte eine Erweiterung des C/N Verhältnisses auf 19 und sollte eine langsamere Freisetzung von Stickstoff ermöglichen.

Die Zugabe von Boden und/oder Sägespäne bewirkte einen verringerten Gehalt und Vorrat an N_{ges} im KSe sowie verbesserte aerobe Bedingungen. Eine Zusammenstellung der ausgebrachten N-Mengen findet sich ebenfalls in Tab. 35.

Eine Überprüfung der N_{ges}-Gehalte in den KSe-Substraten nach einem Jahr zeigte sowohl im Wald als auch auf der Schlagfläche einen deutlich reduzierten N_{ges}-Gehalt. Der N_{ges}-Gehalt

war bei allen KSe-Gaben von 4,5-5,2 % auf 2,6 bis 3,1 % N_{ges} abgesunken und deutete auf starke N-Verluste, möglicherweise durch Nitratauswaschung, hin.

Die N_{ges} -Gehalte der KSe-Sägespäne-Varianten waren nach einem Jahr sowohl im Wald als auch auf der Schlagfläche gleichmäßig abgesunken. Allerdings ließ die 3:1 Sägespäne-KSe-Mischung, die durch ein höheres C/N Verhältnis gekennzeichnet war, eine deutlich geringere Abnahme von 1,7-1,9 % auf 1,2-1,4 % erkennen. Die 1:1-Mischung bewirkte dagegen eine Abnahme des N_{ges} -Gehaltes um die Hälfte auf ca. 1,6 %.

Die KSe-Boden-Mischungen, die zwar den N_{ges} -Gehalt im reinen KSe ebenfalls deutlich reduziert hatten, bewirkten keine längerfristige Fixierung des Stickstoffs. Ihre Gehalte nahmen auf der Schlagfläche ebenfalls deutlich ab.

Die Analysen ließen sowohl nach zwei Monaten als auch nach einem Jahr deutlich veränderte N-Frachten in den einzelnen Substraten erkennen, wobei die Berücksichtigung der ausgebrachten N-Frachten (s. oben) unerlässlich ist.

Zwei Monate nach der Behandlung waren auf den mit reinem KSe beschlammten Schlagflächen ca. 35-38 % der ursprünglichen N-Fracht verloren gegangen. Ein direkter Vergleich mit den bestockten und beschlammten Flächen zeigte, daß die KSe-Gaben im Wald nur 16-24 % der N-Fracht verloren hatten. Die KSe-Sägespäne-Mischung von 1:3 hatte auf beiden Flächen nur 25-30 % an Stickstoff verloren, während die 1:1 Mischung deutlich höhere Verluste hatte. Diese lagen im Wald bei 45 % und auf der Schlagfläche bei 65 %.

Während bei allen Varianten in den folgenden zehn Monaten nur noch geringfügige Veränderungen festzustellen waren, kam es bei den beiden KSe-Gaben im Bestand zu einer weiteren Abnahme an N_{ges} um 19-25 %. Damit wurden in etwa die Werte der mit reinem KSe behandelten Schlagflächen erreicht.

Da aber die Nitratverluste durch Auswaschung im Verhältnis zur ausgebrachten N-Menge mit dem KSe und den Mischungen eher gering waren, wurden die N-Verluste hauptsächlich auf gasförmige Verluste in Form von Ammoniak zurückgeführt. Die kalkulierten NO_3 -Verluste betragen auf dem Schlag bei den reinen KSe-Gaben mit steigender KSe-Menge 1,3 und 0,5 %. Im Wald lag der Verlust bei der $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante bei ca. 3,1 %. Deutlich hohe NO_3 -Verluste wurden auch bei den KSe-Boden-Mischungen festgestellt, wobei bei der 1:2 KSe-Boden-Mischung ca. 9 % der N-Fracht verloren wurden. Deutlich niedriger war der Verlust bei den Sägespäne-Mischungen mit nur 1,4 und 0,7 %.

KÖPL (1995) untersuchte in den ersten 48 Tagen nach der Ausbringung von unterschiedlich mächtigen KSe-Mengen in Form von $500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $1000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $2000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $4000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ die Auswirkungen auf die Verflüchtigung von Ammoniak. Der KSe wurde entweder oberflächlich ausgebracht oder in die obersten 15 cm eines stark durchlässigen, schwach sauren Regosols eingearbeitet.

Wie aus den Ergebnissen ersichtlich wurde, waren die täglichen Ammoniakverluste in den ersten drei Tagen der Untersuchung am höchsten. Abgesehen von der eingearbeiteten KSe-Variante ($2000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$), die ihren maximalen NH_3 -Verlust erst nach 48 Stunden erreichte, wurden diese auf allen anderen behandelten Flächen schon nach 24 Stunden festgestellt. Danach betragen die Ammoniakverluste 23-69 % der Gesamtstickstoffverluste, wobei die Verluste ab dem 30igsten Tag der Untersuchung nur noch minimal waren. Gegen Ende der Untersuchung wurden letztlich die NH_3 -Verluste der unbehandelten Flächen erreicht.

Nach 48 Tagen war deutlich erkennbar, daß die Verflüchtigung von NH_3 auf den oberflächlich mit $500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, $1000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $2000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Flächen größer als auf den entsprechenden Flächen war, wo der KSe eingearbeitet wurde. Dagegen konnten auf den am stärksten behandelten Flächen die größeren NH_3 -Verluste auf der eingearbeiteten Fläche festgestellt werden.

Die Ammoniakverluste waren zwischen den jeweiligen KSe-Mengen der oberflächlich behandelten bzw. eingearbeiteten Varianten mit Ausnahme der KSe-Gabe in Form von 2000 kg N.ha⁻¹ signifikant verschieden. Innerhalb der Variante konnten zwischen den oberflächlichen KSe-Gaben keine statistisch absicherbaren, täglichen Unterschiede in Bezug auf die Verflüchtigung von Ammoniak festgestellt werden. Dagegen wurden an allen Tagen, außer dem ersten und dem letzten Beprobungstag, zwischen der stärksten und der schwächsten, eingearbeiteten KSe-Menge signifikant verschiedene Ammoniakverluste gemessen.

Insgesamt betrachtet nahmen die NH₃-Verluste auf beiden Behandlungsvarianten mit steigender Klärschlammrate zu. Auf der oberflächlich beschlammten Fläche lagen die gesamten Ammoniakverluste am Ende der Untersuchungsdauer bei 16,15 kg N.ha⁻¹ oder ca. 0,41 % der ausgebrachten Stickstoffmenge. Dieselben betragen auf der mit eingearbeiteten KSe behandelten Fläche am Versuchsende ca. 27 kg N.ha⁻¹ oder 0,68 % der ausgebrachten Stickstoffmenge. Auf den unbehandelten Flächen wurden dagegen weniger als 0,05 kg N.ha⁻¹ pro Tag bei einem Gesamtverlust von ca. 1,3 kg N.ha⁻¹ am Ende der Untersuchung verloren.

Die Ausbringung von mächtigen, anaeroben KSe-Gaben im Sommer und Winter auf einer Schlagfläche und in einem 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand über einem nährstoffarmen und skelettreichen Mineralboden bewirkte auf Grund unterschiedlicher Abbaufaktoren (s. Kap. 7.4) deutliche Unterschiede in Hinblick auf die N-Verluste aus dem Klärschlamm (EDMONDS und MAYER, 1981).

500, 1000 und 2000 m³ KSe.ha⁻¹ wurde auf beiden Flächen zu beiden Zeitpunkten ausgebracht. Auf der Schlagfläche wurden noch eine KSe:Boden-Behandlung sowie eine KSe:Sägespäne-Behandlung ausgebracht. Beide Behandlungen wurden im Verhältnis 2:1 und 4:1 volumsbezogen gemischt.

Der KSe der Sommer-Variante hatte einen N-Gehalt von 3,1 %, der der Winter-Variante von 2,55 %. Beide waren durch ein C/N-Verhältnis von acht gekennzeichnet, das durch die Mischungen mit Boden und Sägespäne in Bezug auf die N-Freisetzung nicht wesentlich verändert wurde. Der KSe war noch durch einen hohen P-Gehalt, jedoch niedrigen K-Gehalt, ähnlich dem saurer Böden, gekennzeichnet.

Zwei Jahre nach den Beschlämmungen konnten auf den behandelten Schlagflächen erhebliche N-Verluste infolge verstärkter Nitratauswaschung (s. VOGT et al., 1981) festgestellt werden. Auf der mit 1000 m³ KSe.ha⁻¹ behandelten Fläche waren ca. 36,1 % des ausgebrachten Stickstoffs verloren gegangen. Die 500 m³ KSe.ha⁻¹ Variante hatte ca. 35,5 % und die 2000 m³ KSe.ha⁻¹ Variante ein Drittel der N-Fracht verloren. Die Boden- und Sägespäne-Mischungen dürften die N-Freisetzung im Klärschlamm etwas gemindert haben und verloren maximal 30 % der N-Fracht. Allerdings erzielte letztere auf Grund des C/N-Verhältnisses von 13 nicht die erwünschte N-Immobilisierung.

Die beiden schwächer abgebauten KSe-Gaben im Wald, die 500 und 2000 m³.ha⁻¹ Variante, ließen dagegen nur N-Verluste von 22,5–23,4 % erkennen. Die mittlere KSe-Gabe verlor dagegen knapp 30 % der N-Fracht.

Die Unterschicht sowie die krautige Vegetation des 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestandes dürfte den KSe schneller als auf der Schlagfläche durchwurzelt haben und damit für eine verstärkte N-Aufnahme gesorgt haben.

7.2.4 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK)

RODE und FAßBENDER (1983) untersuchten die bodenchemischen Auswirkungen unterschiedlich hoher MKK-Ausbringungsraten mit anschließendem Einarbeiten auf eine tiefgrün-

dige, schwach saure Braunerde, die mit zweijährigen Nadel- und Laubhölzern aufgeforstet worden war. Zwei Jahre nach Versuchsbeginn konnte in den obersten 20 cm Mineralboden der stärker behandelten Flächen ein signifikant erhöhter pH-Wert (CaCl_2) von 5,1 gegenüber 4,2 der Kontrolle festgestellt werden. In 20-40 cm Tiefe war auf derselben Fläche ein Anstieg des pH-Wertes von 4,3 auf 4,5, jedoch kein signifikanter Einfluß mehr erkennbar.

Die Ausbringung von MKK bewirkte auf beiden Behandlungen einen erhöhten Anteil an organischer Substanz sowie an N_{ges} und P_{ges} im Oberboden bis 20 cm Tiefe. Die Unterschiede zwischen den beiden Behandlungen waren nur geringfügig. Die P_{ges} -Gehalte waren in 20-40 cm Tiefe auf der schwächer behandelten Fläche deutlich größer. Durch die MKK Ausbringung wurden die N_{ges} -Vorräte bis in 40 cm Bodentiefe von 2309 auf 2494 bei der kleineren Variante bzw. auf 2704 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ bei der größeren Variante angehoben. Im Vergleich zur der mit dem Klärschlamm zugeführten Stickstofffracht konnten N_{ges} -Verluste im Oberboden von 51 % bei der kleineren Variante und von 65 % bei der größeren Variante festgestellt werden.

Die Schwermetalle wurden im Oberboden der stark behandelten Flächen enorm erhöht. Die Gesamtgehalte von Hg wurden verdoppelt und die von Pb, Cu, Cr und Ni verdreifacht. Die Gesamtgehalte von Zn stiegen fast um das fünffache an. Bei Cadmium konnten keine Auswirkungen durch die Behandlung festgestellt werden.

Die Gesamtgehalte der kleineren Behandlung lagen bei Pb, Cu und Zn deutlich über den der Kontrollen. Auch in der Tiefstufe 20-40 cm waren die Gehalte an Pb, Cu und Zn deutlich größer als die der Kontrollen. Die Gehalte an Hg, Cr und Ni lagen nur bei der größeren Variante erkennbar über der Kontrolle.

SCHWARZ (1977) konnte drei Monate nach Einfräsen von 100 und 800 $\text{m}^3 \text{MKK}\cdot\text{ha}^{-1}$ in einem braunen Auboden mit anschließender Pflanzung von *Pseudotsuga menziesii* und *Quercus rubra* einen enormen pH Anstieg in den obersten 10 cm Mineralboden der behandelten Flächen feststellen. Der pH-Wert (KCl) stieg auf den behandelten Flächen auf maximal 6,65 im Vergleich zu den unbehandelten Flächen mit 3,55 an. Verbunden damit war ein Ansteigen der Gehalte von N, P, K^+ und Ca^{++} . Die MKK-Zufuhr bewirkte auch eine Einengung des C/N-Verhältnisses von 20 auf 16,5 bei der schwächeren und auf 17,3 bei der stärkeren Behandlung.

Die in einen „Typic Hapludult“ eingearbeiteten KSK-Gaben, 150 und 300 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$, bewirkten im Durchschnitt der ersten drei Jahre signifikante Veränderungen der Nährstoff- und Schwermetallgehalte in den obersten 25 cm Mineralboden (McINTOSH et al., 1984). Die pH-Werte (H_2O) wurden durch die KSK-Gaben von 6,0 auf maximal 7,0 erhöht. Die Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor nahmen mit steigender Ausbringungsmenge signifikant zu. Durch die enorme Phosphorfracht im KSK stiegen die P-Gehalte im Boden bei der großen Rate um das 20fache an.

Während die Mg^{++} -Gehalte unverändert blieben, stiegen die K^+ - und Ca^{++} -Gehalte ebenfalls mit steigender Ausbringungsmenge signifikant an. Die Zn-Gehalte stiegen auf der schwach beschlammten Fläche um das zehnfache, auf der stark behandelten Fläche um das 14fache an. Die Cu-Gehalte waren nur auf der schwach behandelten Fläche signifikant erhöht.

Die Ausbringung und Einarbeitung von gesiebttem KSK in Saatbeete bewirkte mit steigender Ausbringungsmenge nach einem Jahr eine signifikante ($p < 0,05$) Erhöhung des pH-Wertes in den obersten 13 cm Mineralboden (GOUIN und WALKER, 1977a). Der pH-Wert stieg im Mineralboden von 5,2 auf 7,3 auf der am stärksten beschlammten Fläche an. Die KSK-Gaben bewirkten eine signifikante Erhöhung der Mg^{++} - und P-Gehalte im Boden. Die Mg^{++} -

Gehalte waren im Boden der beiden schwächer beschlammten Flächen, die P-Gehalte im Boden aller beschlammten Flächen voneinander nicht signifikant verschieden.

Die Ausbringung und Einarbeitung von gesiebt KSK in Saatbeete bewirkte mit steigender Ausbringungsmenge eine deutliche Erhöhung der Wasserhaltefähigkeit. Dadurch stieg der Welkepunkt (15 bar) von 2,2 % auf der Kontrolle mit steigender KSK-Gabe auf mehr als das Doppelte an.

GOUIN et al. (1978) untersuchten nach zwei Jahren die bodenchemischen Auswirkungen von unterschiedlich hohen KSK-Gaben, die ca. eineinhalb Jahre vor Untersuchungsbeginn in die obersten 13 cm Mineralboden eines Pflanzbeetes eingebracht worden waren.

Die pH-Werte nahmen dreieinhalb Jahre nach der Ausbringung des KSK auf den beiden schwächer behandelten Flächen leicht ab, blieben auf der stark behandelten Fläche unverändert bei 7,3 und stiegen auf den Kontrollflächen vermutlich infolge von Kontamination im Zuge der Aussaat von *Acer rubrum* leicht an.

Die Gehalte an verfügbarem Mg^{2+} waren in den zwei Jahren nach der Aussaat auf den mit KSK behandelten Flächen noch leicht angestiegen, während die P- und K^+ -Gehalte auf denselben Flächen geringfügig abgenommen haben. Die P-Gehalte lagen auf den beiden stärker behandelten Flächen noch deutlich über den Anfangsgehalten der Kontrollen. Die vor dem Versuch ohnehin schon niedrigen K^+ -Gehalte sind während der zweijährigen Versuchsdauer im Vergleich zur Kontrolle noch stärker gesunken.

Die Wasserhaltefähigkeit des Mineralbodens nahm auf den KSK-Flächen innerhalb von zwei Jahren ab, wobei die größte Abnahme auf der am schwächsten behandelten Fläche erfolgte. Die Wasserhaltefähigkeit der beiden stärkeren Behandlungen war aber immer noch deutlich größer als die der Kontrolle.

KORCAK et al. (1979) untersuchten zweieinhalb Jahre lang die Auswirkungen von unterschiedlichen KSK-Gaben, die in die obersten 25 cm eines „Typic Hapludult“ eingebracht worden waren, in den obersten 20 cm Mineralboden auf den pH-Wert sowie die mit DTPA extrahierbaren Schwermetallgehalte von Cd, Cu, Ni und Zn.

Die pH-Werte nahmen im Boden während der gesamten Versuchsdauer mit steigender Ausbringungsmenge deutlich zu und erreichten bei den beiden stärksten KSK-Behandlungen einen pH-Wert von maximal 6,9, was einer Erhöhung um 1,3 Einheiten gleichkommt. Erst gegen Ende der Versuchsdauer sanken die pH-Werte wieder etwas ab, blieben aber auf allen mit KSK behandelten Flächen deutlich höher. Die deutliche Zunahme des pH-Wertes im Oberboden der ungedüngten Kontrolle dürfte auf eine Kontamination des Oberbodens mit Material des Unterbodens im Zuge der Bodenbearbeitung oder auf seitliche Zufuhr zurückzuführen sein.

Bei allen mit KSK behandelten Flächen kam es zu einer signifikanten ($p < 0,05$) Zunahme der extrahierbaren Zn-Gehalte im Oberboden, die im Laufe der Zeit signifikant abnahmen, trotzdem aber deutlich höher als die der Kontrollen blieben. Außerdem stiegen die Zn-Gehalte mit steigender Ausbringungsmenge deutlich an, wobei die Gehalte in den ersten 113 Tagen mit steigender Rate um das fast fünf- bis 74fache höher waren. Gegen Versuchsende waren die Zn-Gehalte in den beschlammten Böden mit steigender KSK-Zufuhr um das drei- bis 19fache erhöht. Bei der stärksten Behandlung wurden maximale Gehalte von 111-119 $\mu g Zn.g^{-1}$ festgestellt.

Auf allen beschlammten Flächen wurden die maximalen extrahierbaren Cu- und Cd-Gehalte im Oberboden 78 bis 113 Tage nach der KSK-Ausbringung festgestellt, wobei mit zunehmender Ausbringungsmenge stets höhere Gehalte im Oberboden nachgewiesen werden konnten. Die Cd-Gehalte waren 113 Tage nach der Ausbringung auf den beschlammten

Flächen um das zehnfache bis 45fache, gegen Versuchsende um das vier- bis 22fache höher als auf den Kontrollen. Die Cu-Gehalte lagen nach 113 Tagen um das drei- bis 30fache, nach 885 Tagen um das zwei- bis 18fache über den Gehalten der Kontrollen. Die von der stärksten KSK Gabe erreichten maximalen Gehalte lagen bei 1,07-1,37 $\mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ bzw. bei 33-42,7 $\mu\text{g Cu}\cdot\text{g}^{-1}$.

Die Ni-Gehalte stiegen im Oberboden mit steigender Ausbringungsmenge an, wobei die Gehalte unmittelbar nach der KSK-Ausbringung und gegen Versuchsende noch einmal stark anstiegen. Die von der größten KSK-Gabe bewirkten Maximalgehalte lagen bei 4,45 und 3,91 $\mu\text{g Ni}\cdot\text{g}^{-1}$ und waren um das maximal 26fache höher als die Ni-Gehalte der Kontrollen.

7.2.5 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Nach BROCKWAY (1983a) bewirkte die Ausbringung von 29 t Ind-KSn $\cdot\text{ha}^{-1}$ in einem 40jährigen *Pinus resinosa* Bestand auf einem stark durchlässigen, nährstoffarmen „Entic Haplorthod“ nach 13 Monaten in 0-5 cm Bodentiefe signifikant ($p < 0,05$) erhöhte Gehalte an Nitrat und Ammonium.

Der NO_3^- -Gehalt stieg von 0,1 auf 19,6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ an und war signifikant größer als die NO_3^- -Gehalte der schwächer beschlammten und unbehandelten Flächen. Der NH_4^+ -Gehalt war mit 29,6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nicht signifikant von den beiden schwächer behandelten Flächen verschieden. Der Gehalt an N_{ges} blieb unverändert. Zu diesem Zeitpunkt, also 13 Monate nach der Ausbringung, hatte die Auswaschung an NO_3^- und NH_4^+ aus der Auflage auf Grund der einsetzenden Mineralisierung des Klärschlammes und der Schneeschmelze gerade begonnen. Der P_{ges} -Gehalt wurde nur auf der am stärksten beschlammten Fläche signifikant erhöht und stieg von 85 auf 142 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ an. In 5-10 cm Tiefe waren die NO_3^- -Gehalte mit durchschnittlich 10,2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nur bei der größten Variante erhöht, bei allen anderen Varianten blieben sie $< 2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Auch die NH_4^+ -Gehalte waren in dieser Tiefenstufe nur schwach erhöht.

Die bodenchemischen Parameter, pH-Wert (H_2O), KAK und BS wurden durch die Beschlämmung nur gering verändert. Auf Grund der starken Fixierung der Schwermetalle in der Auflage und dem noch in geringem Ausmaß mineralisierten Klärschlamm waren keine erhöhten Schwermetallgehalte im Oberboden zu finden.

Die Verregnung von industriellem Stärkeabwasser in einem Eichen-Birken-Buchen-Wald mit teilweise sekundärer *Pinus sylvestris* auf stark podsoligen Braunderden bis stark entwickelten Podsolen mit bis zu 40 cm mächtigen E-Horizonten verursachte nach 20 Jahren die Ausbildung von 15-20 cm mächtigen A_{hb} -Horizonten (ESSER et al, 1983). Nach 20 Jahren war die Grenze zum A_{e} -Horizont immer noch scharf ausgeprägt, wobei die zwischen dem Rohhumus und dem A_{e} -Horizont ursprünglich vorhandenen A_{he} -Horizonte infolge einer „Verbraunung“ nicht mehr zu erkennen waren.

Infolge der Verregnung kam es zu einer signifikanten Einengung der C/N-Verhältnisse in der Auflage und dem Mineralboden. Das C/N-Verhältnis der $\text{H}/\text{A}_{\text{r}}$ -Schicht nahm von 25,7 auf 11,7, im A_{he} -Horizont von 33 auf knapp 17 sowie im B_{sh} -Horizont von 33 auf 15 ab. Durch die Verregnung des Stärkeabwassers, das durch einen hohen Gehalt an Nährstoffen und an leicht abbaubaren Proteinstickstoff gekennzeichnet war, sowie durch den infolge der Artenverschiebung (s. Kap. 6.1.5) leichter mineralisierbaren Bestandesabfall kam es zu einer deutlichen Veränderung der Stickstoffmineralisation in der Auflage und dem Oberboden. Die Mineralisation verlagerte sich von der für die stark sauren Kontrollflächen typischen Ammonifikation durch den Verregnungseinfluß zur Nitrifikation.

Der Phosphor lag infolge der sauren pH-Werte im Mineralboden in okkludierter Form bzw. nur in Spuren als Fe- und Al-Phosphat vor. Die Verregnung bewirkte dagegen durch die

steigenden pH-Werte und die verstärkte Mineralisierung eine veränderte Phosphat-Verteilung. Dabei kam es zur Anreicherung mit Fe- und Al-Phosphat sowie mit leicht löslichem Ca-Phosphat bis in 60 cm Bodentiefe. Auf den behandelten Flächen konnte keine Auswaschung von Phosphat in das Grund- und Oberflächenwasser beobachtet werden.

Die pH-Werte der Kontrollen, die in den obersten 20 cm Mineralboden knapp über 3,0 lagen und auf 4,4 im C_v-Horizont in ca. 80 cm Tiefe anstiegen, wurden durch die Abwasserverregnung hochsignifikant angehoben, wobei in den obersten 40 cm Bodentiefe im Mittel ein pH-Wert von fast 6,0 erreicht wurde. Der Einfluß der Verregnung war bis in 80 cm Tiefe erkennbar. Das an Calcium (35 mmol.l⁻¹) und Kalium (11 mmol.l⁻¹) reiche Abwasser bewirkte signifikant erhöhte Ca⁺⁺- und K⁺-Gehalte im Mineralboden. Calcium wurde infolge der höheren Bindungsenergie verstärkt in der Humusaufgabe (s.oben), Kalium und Natrium dagegen verstärkt in tieferen Horizonten gebunden.

FISKELL et al. (1990) untersuchten fünf Jahre nach der Ausbringung unterschiedlich hoher industrieller Klärschlammraten in einer fünfjährigen *Pinus elliottii* Kultur mit Hilfe polynomer Regressionen die Auswirkungen auf die in 1 M KCl und nach MEHLICH extrahierbaren und gesamten Schwermetallgehalte von Cd, Cr, Cu und Zn in einem sandigen, durchlässigen „Ultic Haploquod“. Infolge fehlender Analysen im B_n- und BC-Horizont der beiden kleineren Behandlungen konnte die Schwermetallanreicherung (kg.ha⁻¹) in den Bodenhorizonten nur zwischen der stärksten Behandlung und der Kontrolle verglichen werden.

Im B_n-Horizont konnte eine starke Zn-Anreicherung in 36-48 cm Tiefe festgestellt werden, die die Hälfte der in der Auflage gebundenen Zn-Menge darstellte. In der Auflage bzw. dem B_n-Horizont der Kontrolle konnten 1 bzw. 1,02 kg Zn.ha⁻¹, in der stärksten Behandlung 5,45 und 2,8 kg Zn.ha⁻¹ nachgewiesen werden. Selbst im BC-Horizont erhöhte sich die Zn-Menge auf 1,26 kg.ha⁻¹ verglichen mit den 0,47 kg.ha⁻¹ auf der Kontrolle.

Die Metalle Cd, Cr und Cu ließen nur eine sehr geringe Akkumulation im A-Horizont in 0-10 cm Tiefe sowie im E-Horizont in 10–36 cm Tiefe erkennen. Chrom stieg mit steigender Klärschlammrate im A-Horizont von 0,81 kg.ha⁻¹ auf den Kontrollen auf 2,56 kg.ha⁻¹ auf der am stärksten beschlammten Fläche an.

Unter Berücksichtigung der im Boden und in den Nadeln angereicherten Schwermetalle (s. Kap. 5.2.1.4) sowie von Literaturangaben bezüglich der übrigen Biomasse konnten im Vergleich zu der mit dem Klärschlamm ausgebrachten Schwermetallfracht nur 29 % Cd, 71 % Cr, 61 % Cu und 47 % Zn auf der am stärksten behandelten Fläche wiederentdeckt werden.

Die fehlenden Mengen könnten auf dem zu den „Spodosols“ gehörenden Bodentyp daher entweder ausgewaschen oder seitlich verlagert bzw. weggeschwemmt worden sein, da der Standort einen Auwaldstandort darstellt. Laut RIEKERK (1983) stellt die seitliche Verlagerung an Mikronährstoffen auf derartigen Standorten allerdings eine kleine Komponente dar.

THIEL et al. (1989) untersuchten im Zuge einer wildökologischen Studie die Auswirkungen eines dioxinhaltigen Klärschlammes der Zellstoff- und Papierindustrie auf die obersten 2,54 cm Mineralboden von *Pinus resinosa* Beständen. Diese Schicht stellte gemeinsam mit der Auflage das Habitat für *Peromyscus maniculatus* sowie die Vogelarten *Turdus migratorius*, *Parus atricapillus*, *Sitta canadensis* und *Troglodytes aedon* dar.

Während auf den unbehandelten Flächen keine TCDD- und TCDF-Gehalte nachgewiesen werden konnten, waren die mittleren TCDD- und TCDF-Gehalte mit 10,8 ppt bzw. 106 ppt in den beschlammten Oberböden signifikant ($p < 0,01$) erhöht.

Unter Einbeziehung der Bodenmasse und der -feuchte ergaben die Untersuchungen im Mittel pro Fläche 0,35 µg TCDD.m⁻² und 3,5 µg TCDF.m⁻². Da die exakte TCDD- und TCDF-

Konzentration im Klärschlamm zum Zeitpunkt der Behandlung¹²⁰ nicht bekannt war, wurden die mit Hilfe der EPA festgestellten Konzentrationen im Klärschlamm von 53 ppt TCDD und 248 ppt TCDF mit der mittleren Ausbringungsmenge von 49 t.ha⁻¹ multipliziert. Entsprechend dieser Kalkulation wären 0,26 µg TCDD.m⁻² und 1,36 µg TCDF.m⁻² mit dem Klärschlamm ausgebracht worden.

7.2.6 Spezielle Klärschlämme

THOMANN (1984) untersuchte drei Jahre nach der Ausbringung von 150 und 300 t.ha⁻¹ mit Kalk behandeltem KSn die bodenchemischen Auswirkungen auf einen äußerst seichtgründigen, skelettreichen „Chromic Luvisol“ über Kalk.

Im Vergleich zu dem verwendeten KSn (s. oben) bewirkte die Kalkung des Klärschlammes bei gleicher Ausbringungsmenge eine wesentliche Verringerung von Kalium auf ein Viertel. Letzteres ist in Klärschlämmen fast immer nur in geringen Mengen vorhanden. Die Kalkung bewirkte dagegen eine deutliche Steigerung von Cl um das siebenfache, von Cd um das 10fache und von Fe und Cr um das dreifache.

Ca. 45 % der ausgebrachten Stickstoffmenge wurden in den ersten zwei Jahren mineralisiert. Der äußerst phosphorreiche Klärschlamm verursachte eine enorme Zufuhr im Mineralboden, wobei zwischen den beiden behandelten Flächen keine Unterschiede festgestellt werden konnten. Im Gegensatz zum KSn bewirkte der gekalkte Klärschlamm nur eine geringfügige Absenkung des pH-Wertes. Die KAK wurde durch die KS Gabe um ca. 5 meq% erhöht, wobei der Gehalt an austauschbarem Mg²⁺ von 1,55 auf 2,67 bzw. 2,95 % anstieg. Bei Mn²⁺ wurde eine deutliche Abnahme des Gehaltes von 945 auf 181 mg.kg⁻¹ verzeichnet.

Bei den Schwermetallen kam es infolge der höheren Gehalte im Klärschlamm zu einem Ansteigen der Bodengehalte von Zn von 83 auf 1460 mg.kg⁻¹, von Cd von 0,9 auf 116 mg.kg⁻¹ und von Pb von 53 auf 200 mg.kg⁻¹. Die Metalle Ni, Cr und Cu wurden nur geringfügig erhöht.

7.2.7 Müllkompost (MK)

BENGTSON und CORNETTE (1973) konnten zwei Jahre nach der Ausbringung von Müllkompost in einer dreijährigen *Pinus elliotii* Aufforstung über einem stark durchlässigen Sandboden auf den stärker behandelten Flächen eine deutlich verminderte Bodenversauerung feststellen. Die Ausbringung von 44 t MK.ha⁻¹ führte zu einer hochsignifikanten Steigerung an austauschbarem Ca²⁺, K⁺ und Mg²⁺. Der pH-Wert wurde von 5,1 auf 6,26 angehoben.

Die kleinere MK-Rate sowie die Varianten mit Bodenbearbeitung zeigten deutlich geringere Effekte. Die Varianten mit zusätzlichem mineralischen Stickstoffdünger steigerten die KAK sowie den Humusgehalt ebenfalls deutlich schwächer, was aber mit dem verstärkten Unkrautwachstum zusammenhängen dürfte.

GRÜNEKLEE et al. (1989) untersuchten acht Jahre nach der Ausbringung eines schwermetallreichen MK auf flach- bis mittelgründigen, nährstoffarmen Braunerden bis Braunerde-Podsolen (s. Tab. 36) die bodenchemischen Auswirkungen hinsichtlich der Schwermetalle

¹²⁰ Dioxine wurden erst nach der Ausbringung auf Grund wissenschaftlicher Untersuchungen als ernstes Problem erkannt.

Pb, Cd, Zn, Cu, Cr und Ni. Die statistischen Unterschiede zwischen den Behandlungen beziehen sich auf $p < 0,05$.

Die Beschlämmung bewirkte ein Ansteigen des Gesamtbleigehaltes von 23 auf 32 mg.kg^{-1} in den obersten 25 cm Mineralboden sowie von 17 auf 35 mg.kg^{-1} in der Stufe von 25 bis 75 cm. Infolge des mit der Behandlung verbundenen pH Anstieges im Oberboden kam es zu einer Abnahme des mit der EDTA-Extraktion bestimmten austauschbaren Pb-Anteils. Im Unterboden bewirkte die MK-Behandlung dagegen einen signifikanten Anstieg auf mehr als 21 %. Die NH_4 -Acetat Extraktion zeigte im Unterboden des Standortes A einen signifikanten Anstieg der Pb-Gehalte von 0,1 auf 2,6 mg Pb.kg^{-1} bei der schwächer behandelten und auf 5,6 mg Pb.kg^{-1} bei der stärker behandelten Variante.

Die Cd-Gehalte wurden im Mineralboden der behandelten Flächen infolge der hohen Cd-Mobilität signifikant vervielfacht. Während auf den Kontrollen kein mit NH_4 -Acetat lösliches Cadmium festgestellt werden konnte, stieg der austauschbare Cd-Anteil am gesamten Cd-Anteil auf den MK-Flächen auf fünf bis acht Prozent an.

Die Gesamtgehalte an Zn stiegen in beiden Tiefenstufen unwesentlich an. Im Unterboden stieg der Anteil der mit EDTA extrahierbaren Zn-Fraktion von 25 % auf 35 % an. Auch die NH_4 -Acetat-Extraktion deutete auf eine verstärkte Verlagerung von leichtlöslichem Zink aus dem Müllkompost in den Ober- und Unterboden der behandelten Flächen hin. Die Anteile an leichtlöslichem Zink stiegen demnach im Oberboden von 17 % auf 26 % und im Unterboden von 9,6 % auf 15 % des Gesamtzinks an.

Die Gesamtgehalte an Cu stiegen im Oberboden deutlich von 2,6 auf 5,1 mg.kg^{-1} bzw. im Unterboden von 1,9 auf 5,1 mg.kg^{-1} an, wobei sich die austauschbaren Cu-Gehalte von 16 auf 36 % bzw. von 2 auf 26 % der Gesamtgehalte erhöhten. Die Behandlung bewirkte ferner eine Erhöhung der Cr- und Ni-Gehalte. Die Cr-Gehalte stiegen von 5 auf 10 mg.kg^{-1} im Oberboden und von 8 auf 13 mg.kg^{-1} im Unterboden an. Die Abnahme der Ni-Gehalte in den Auflagen war mit einer Verdreifachung der Gehalte im Mineralboden verbunden, wobei nur der mit der EDTA untersuchte Ni-Gehalt stark erhöht wurde.

Zehn Jahre nach der Behandlung eines 130jährigen Kiefernbestandes und einer siebenjährigen Kiefern-Buchenkultur mit 400 und 800 $\text{m}^3 \text{MK.ha}^{-1}$ konnten GRÜNKLEE et al. (1993) eine deutliche Erhöhung der N_{ges} -Gehalte im B_s -Horizont von 0,04 % der Kontrollen auf ca. 0,08 % der beiden Behandlungen feststellen. Im B_v -Horizont, in 40-50 cm Tiefe, war eine deutliche Erhöhung des N_{ges} -Gehaltes zu erkennen. Dagegen bewirkte die Beschlämmung im A_{eh} - und A_e -Horizont des Braunerde-Podsols keine Veränderung der N_{ges} -Gehalte.

Hinsichtlich der gesamten Stickstoffvorräte in Auflage und Mineralboden kam es mit steigender Rate auf den beschlämmten Standorten im Vergleich zur Kontrolle mit 4958 kg N.ha^{-1} zu einer Vorraterhöhung um 891 und 2065 kg N.ha^{-1} . Unter Berücksichtigung der ausgebrachten N-Menge gingen 785 und 1286 kg N.ha^{-1} auf der schwach und der stark behandelten Fläche verloren.

In der Kalkulation wurden die Aufnahme durch die stark entwickelte Bodenvegetation und den Bestand nicht berücksichtigt, sodaß die Verluste an Stickstoff insgesamt betrachtet geringer ausfallen dürften. Die verstärkte Aufnahme durch die üppige Bodenvegetation könnte daher die Ursache für die verminderten N_{ges} -Gehalte und Vorräte im A_{eh} -Horizont der behandelten Flächen sein.

MOLL et al. (1977) untersuchten sechs Jahre nach der oberflächlichen Ausbringung von 800 $\text{m}^3 \text{MK.ha}^{-1}$ (Variante A) sowie vier Jahre nach der Einarbeitung von 800 $\text{m}^3 \text{MK.ha}^{-1}$ (Variante B) in zweijährigen *Pinus sylvestris* Kulturen die Auswirkungen auf den Bodenchemismus einer sauren, nährstoffarmen Podsol-Braunerde.

Während die pH Werte der Variante A in den obersten 12 cm Mineralboden in den schwach sauren Bereich angestiegen sind, nahmen sie bei der Variante B bis in 40 cm Tiefe deutlich zu, sodaß durch das Einfräsen des Kompostes eine größere Tiefenwirkung erzielt wurde. Die Autoren vermuteten aber, daß die pH Werte unmittelbar nach der Ausbringung des MK bis in das alkalische Milieu angestiegen waren und damit ungünstige Bedingungen für das Wachstum der Kiefern verursacht haben.

Der relativ stickstoffarme MK verursachte im Oberboden C/N-Verhältnisse zwischen 20 und 22, was der Qualität eines Moderhumus entsprechen würde. Ferner kam es in den obersten 10 cm Mineralboden der Variante A bzw. B zu deutlich erhöhten Gehalten an organischer Substanz um 580 bzw. 545 %, an N_{ges} um 435 bzw. 593 % und an P_{ges} um 960 bzw. 635 %. Die Gesamtvorräte an organischer Substanz, an N_{ges} bzw. P_{ges} wurden bis in 40 cm Tiefe auf der Variante A fast verdoppelt bzw. vervierfacht, bei der Variante B nahmen dagegen nur die P_{ges} -Vorräte mit 144 % deutlich zu.

Die Behandlung von MK bewirkte in den Tiefenstufen 0-5 und 5-10 cm der Variante B sowie in 0-7 cm der Variante A eine signifikante Erhöhung der Gesamtgehalte von Ca, Mg, Al, Fe, Mn sowie den Schwermetallen Zn, Cu und Pb. Zu keiner Anreicherung kam es bei K bzw. Al und Fe in 5-10 cm Bodentiefe der Variante A. In der Tiefenstufe 0-7 cm der behandelten Variante A lagen die Gesamtgehalte von Cu bei 420 mg.kg^{-1} , von Zn bei 1993 mg.kg^{-1} und von Pb bei 890 mg.kg^{-1} , verglichen mit den Gesamtgehalten der Kontrolle in den ersten fünf Zentimeter von 20, 10 und 40 mg.kg^{-1} . Die der Variante B erhöhten sich in der gleichen Tiefenstufe von 0-5 cm von 25 auf $170 \text{ mg Cu.kg}^{-1}$, von 9 auf $565 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$ und von 20 auf $440 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$. Die Gesamtgehalte in der Tiefenstufe 5-10 cm waren bei Zn und Cu noch höher, bei Pb etwas geringer. Bezogen auf die Gesamttiefe von 0-40 cm konnten bei beiden Behandlungen signifikante Vorratzzunahmen von Ca, Mg, Mn, Zn, Cu und Pb festgestellt werden, während die Gesamtvorräte an K, Fe und Al keine statistischen Unterschiede erkennen ließen.

Drei Jahre nach der Ausbringung von 400 und $800 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ MK in einem 130jährigen Kiefernbestand auf einem nährstoffarmen, mittelgründigen und skelettreichen Rohhumus-Braunerde-Podsol konnten signifikante Auswirkungen auf die bodenchemischen Parameter bzw. die Nähr- und Schadstoffe in den obersten 10 cm Mineralboden der behandelten Flächen festgestellt werden (KERN, 1984).

Die pH-Werte (KCl) erhöhten sich in 0-5 cm Tiefe von 2,6 auf 7,5 bzw. in 5-10 cm Tiefe auf 6,7. Die C/N-Verhältnisse nahmen dagegen von 30,5 auf 13 in 0-5 cm Tiefe bzw. 20 in 5-10 cm Tiefe ab. Die Gehalte der basischen Kationen haben um ein Vielfaches zugenommen, wobei die Gehalte von K^+ , Mg^{2+} und Na^+ in der oberen Tiefenstufe der $400 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ Variante knapp über der größeren Variante lagen. Der Ca^{2+} -Gehalt erhöhte sich mit steigender Klärschlammmenge von 229 mg.100g^{-1} auf 3176 und $3853 \text{ mg.100g}^{-1}$.

Die Schwermetalle Cu, Pb und Zn wurden in 0-5 cm Tiefe durch die MK-Ausbringung ebenfalls enorm erhöht. So stiegen die Cu-Gehalte um mehr als das 19fache, die Pb- und Zn-Gehalte um mehr als das 55fache an. In 5-10 cm Tiefe stiegen die Cu-Gehalte um das 193fache, die Zn-Gehalte um das 50fache sowie die Pb-Gehalte von nicht nachweisbar auf 547 mg.kg^{-1} an. Die Cd-Gehalte erhöhten sich in 0-5 cm Tiefe von 0,4 auf mindestens $2,8 \text{ mg.kg}^{-1}$, die Cr-Gehalte von nicht nachweisbar auf mindestens $15,5 \text{ mg.kg}^{-1}$.

KERN (1984) konnte nach der Ausbringung von MK in einer siebenjährigen Kiefern-Buchen-Kultur auf Braunderdepodsol deutliche bodenchemische Veränderungen in den obersten 10 cm Mineralboden nachweisen. Wie bei der Behandlung des 130jährigen Kiefernaltholzes kam es zu einer starken pH-Erhöhung (KCl) sowie zu stark erhöhten Gehalten an pflanzen-

verfügbarem P, K⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺. MOLL (1982) berichtete in diesem Zusammenhang von einer deutlichen Belastung mit den Schwermetallen Pb und Zn.

7.2.8 Biokompost (BK)

Zwei Jahre nach der Ausbringung von 50 und 100 m³ BK.ha⁻¹ in einem streugennutzten 80–100 jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf einer nährstoffarmen, schlecht wasserversorgten Podsol-Braunerde konnten in 15–30 cm Tiefe signifikant erhöhte Vorräte an organischer Substanz, Stickstoff, Calcium, Magnesium und Kalium festgestellt werden (DESCHAUER, 1995). Die stärkere BK-Rate ließ keine wesentliche Verbesserung hinsichtlich der Nährstoffversorgung erkennen. Statistisch absicherbare Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$ bzw. $p < 0,01$.

Die erhöhten C-Vorräte, die eine Folge verstärkter DOC-Einwaschung und Durchwurzelung sein könnten, waren entsprechend ihrer Untersuchungen dafür nicht ausschlaggebend. Die DOC-Konzentrationen müßten im Sickerwasser bei einer Versickerungsrate von 300 bzw. 800 mm bei 380 bzw. 700 mg.l⁻¹ liegen, wobei kurzfristig maximale Konzentrationen von 125 mg DOC.l⁻¹ erzielt wurden. Die durch die Podsolierung verursachten A_e- und B_h-Horizonte, die durch eine schwache Sorptionskapazität gekennzeichnet waren, dürften die Ursache sein, daß es nur im B_s-Horizont der stärker behandelten Fläche zu signifikant ($p < 0,05$) erhöhten C-Vorräten kam.

Die N-Vorräte waren in derselben Tiefenstufe ebenfalls nur auf der stark behandelten Fläche tendentiell erhöht. Gemittelt über den gesamten Profilverlauf bis 30 cm Tiefe waren die N-Vorräte der beiden BK-Flächen mit 1,80 bzw. 1,84 t.ha⁻¹ signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zur Kontrolle mit 1,55 t.ha⁻¹ erhöht.

Bei den pH-Werten (CaCl₂) ließen die mit Biokompost behandelten Flächen in 5–15 cm Tiefe im Vergleich zur Kontrolle mit 3,82 reduzierte pH-Werte von 3,56 und 3,70 erkennen. Nur in 15–30 cm Tiefe bewirkte die starke Behandlung einen signifikanten ($p < 0,05$) pH-Wert-Anstieg auf 4,89 im Vergleich zu den beiden anderen Flächen mit durchschnittlich 4,67.

In 15–30 cm Tiefe wurde vor allem der Anteil von Kalium an der KAK signifikant auf Kosten von Al³⁺ und H⁺ erhöht. Die Al-Sättigung war ein Jahr nach der Behandlung auf den BK-Flächen in 5–15 cm Tiefe signifikant ($p < 0,05$) und in 15–30 cm Tiefe tendentiell vermindert. Die Veränderungen durch Calcium und Magnesium waren deutlich langsamer und auf das erste Jahr nach der Behandlung beschränkt.

Kalium wurde nach der Ausbringung auf der stark behandelten Fläche rasch in den Mineralboden eingewaschen, wo es zu einer äußerst kurzfristigen Erhöhung der K-Vorräte kam. Zwei Jahre nach der Behandlung waren keine Unterschiede mehr im Vergleich zur Kontrolle erkennbar, sodaß von erhöhten Verlusten durch Auswaschung ausgegangen werden muß. Ein Jahr nach der Behandlung wurden in 5–15 cm und 15–30 cm Tiefe auf beiden Flächen erhöhte Ca/K und signifikant ($p < 0,05$) erhöhte Mg/K-Verhältnisse im Vergleich zur Kontrolle gemessen. Zwei Jahre nach der Behandlung waren die Mg/K-Verhältnisse in beiden Tiefenstufen im Vergleich zur Kontrolle signifikant ($p < 0,05$) reduziert. Das Ca/K-Verhältnis war dagegen nur in 15–30 cm Tiefe signifikant ($p < 0,01$) reduziert.

Die KAK_{eff} wurde auf beiden BK-Flächen in 0–5 cm Tiefe tendentiell erhöht. Dagegen war dieselbe in 5–15 und 15–30 cm Tiefe nur auf der schwach behandelten Fläche deutlich erhöht.

Die beiden BK-Gaben bewirkten in 15–30 cm Tiefe signifikant ($p < 0,05$) erhöhte Ca_{aust}- und K_{aust}-Vorräte. Die Mg_{aust}-Vorräte wurden nur tendentiell erhöht. Die Ca_{aust}- und Mg_{aust}-Vorräte waren auf den BK-Flächen in 5–15 cm tendentiell vermindert, die von Kalium dagegen nur auf der schwach behandelten Fläche deutlich erhöht. Die K_{aust}-Vorräte waren auf der stark

behandelten Fläche infolge der Verluste (s. oben) in 5-15 cm Tiefe tendentiell reduziert. Im Mittel wurden die Ca_{aust} -Vorräte im Mineralboden bis 30 cm Tiefe auf den BK-Flächen signifikant ($p < 0,01$) und die austauschbaren Mg-Vorräte signifikant ($p < 0,05$) erhöht. Die Unterschiede zwischen den beiden Behandlungen waren statistisch nicht absicherbar, wobei die Vorräte auf der stark behandelten Fläche nur geringfügig höher waren.

DESCHAUER (1995) untersuchte auf demselben Standort die Auswirkung der BK-Gaben auf die Schwermetallgehalte und Vorräte im Mineralboden. Während die Behandlungen zu stark erhöhten Gehalten und Vorräten in den Auflagen führten, waren in der F- und H-Schicht und dem Mineralboden keine Behandlungseffekte mehr erkennbar. Einzig die Cu-Gehalte wurden in 0–5 cm Tiefe auf der schwach behandelten Fläche im Vergleich zur unbehandelten und stark behandelten Fläche signifikant ($p < 0,05$) erhöht, was aber auf Inhomogenitäten im Mineralboden zurückzuführen sein könnte. Einzig die gesamten Vorräte in der Auflage und dem Mineralboden waren bei Zink und Blei mit steigender Ausbringungsmenge signifikant ($p < 0,05$) erhöht, wenngleich in den Bodenhorizonten selbst kaum Änderungen feststellbar waren.

7.3 Bodenbiologie

7.3.1 Naßschlamm (KSn)

MacCONNELL et al. (1986) untersuchten nach der Ausbringung von 5,7 t KSn.ha⁻¹ und 11,4 t KSn.ha⁻¹ in Form von 400 kg N.ha⁻¹ und 800 kg N.ha⁻¹ in 27jährigen und 7jährigen *Pinus taeda* Beständen auf durchlässigen Böden die Auswirkungen auf die in der Auflage sowie im obersten Mineralboden lebende Mesofauna. In der vorliegenden Studie wurde die Gruppe der Milben, die Gruppe der Kollimbolen sowie andere Bodentiere, die alle zur Mesofauna gehören, untersucht. Neben der Behandlung übten spezielle Bodenfaktoren wie Temperatur, Feuchte, Dichte und Porenvolumen sowie spezifische Parameter des Bestandes wie Kronendach, Kronenprozent usw. einen großen Einfluß auf die Fangzahlen aus.

Zwei bzw. zweieinhalb Jahre nach der Beschlämmung konnten in den beschlämmten siebenjährigen *Pinus taeda* Beständen in Bezug auf die Individuen eine deutlich geringere Anzahl an Bodentieren festgestellt werden. Drei Jahre nach der KSn-Gabe wurden dagegen im Sommer auf beiden behandelten sowie der unbehandelten Fläche in etwa die gleiche Anzahl an Bodentieren gezählt.

In den 27jährigen *Pinus taeda* Beständen wurden auf den beschlämmten Flächen nach zwei bis drei Jahren um 100-150 Bodentiere bei einer Meßfläche von 20 cm² weniger gezählt. Auf einer mit Ind.-KSe behandelten Fläche (s. unten) wurde dagegen eine erhöhte Anzahl an Bodentieren im Vergleich zur Kontrolle und den mit KSn behandelten Flächen gemessen. In beiden Beständen waren die Behandlungseffekte deutlich erkennbar, doch dürften die schwankenden Fangzahlen pro Behandlung auf jahreszeitliche Fluktuationen der Populationen zurückgehen. Zwischen den beiden Bodentypen (sandiger und toniger Boden) konnten bei beiden Beständen in Bezug auf die Fangzahlen trotz unterschiedlicher Gesamtzahlen keine statistisch absicherbaren Unterschiede festgestellt werden.

Getrennt nach Tiergruppen konnte auf den beschlämmten, 27jährigen *Pinus taeda* Flächen ein deutlicher Effekt auf die Milbenpopulationen festgestellt werden. Zwei Jahre nach der Beschlämmung wurden auf der stark behandelten Fläche signifikant weniger Milben als auf der Kontrolle sowie der schwächer beschlämmten Fläche gezählt. Ein halbes Jahr danach war die Anzahl der Milben auf beiden behandelten Flächen signifikant vermindert, jedoch wurde zwischen den beiden Flächen kein statistischer Unterschied erkannt. Dagegen war die Anzahl der Milben auf den mit Ind.-KSe behandelten im Vergleich zu allen anderen behandelten Flächen immer signifikant erhöht. Zwei Jahre nach der Beschlämmung war die Anzahl der Kollimbolen auf der schwächer behandelten KSn-Fläche signifikant größer als auf den anderen Flächen.

Die behandelten, siebenjährigen *Pinus taeda* Flächen ließen keinen Einfluß auf die Anzahl der Milben erkennen. Zwei bis zweieinhalb Jahre nach der Beschlämmung war die Anzahl der Kollimbolen auf den mit Ind.-KSe behandelten, siebenjährigen *Pinus taeda* Flächen signifikant höher als auf den anderen Flächen.

Der deutlich negativere KSn-Einfluß, der im Unterschied zum Ind.-KSe nur zwei Prozent Trockensubstanz aufwies, war auf die schlechten physikalischen und chemischen Eigenschaften des KSn zurückzuführen. Der KSn überzog die Auflage und verschlammte den Boden, während der Ind.-KSe auf Grund der höheren Trockensubstanz von 30 % Bodenaggregate unterschiedlicher Form und Größe bildete.

Nach Ansicht der Autoren bildete der stickstoffreichere KSn eine gute Ausgangsbasis für Bakterien und in der Folge für den Humusabbau. Diese Reduktion der Humusaufgabe verbunden mit dem Verstopfen der Zwischenporen im Boden übten folglich einen negativen Einfluß auf die Mesofauna im Boden aus. Der Ind.-KSe dagegen bewirkte auf Grund des schlechter zersetzten Zustandes ein Anwachsen der Humusaufgabe und lieferte damit eine

bessere Nahrungsquelle für die Mesofauna. Die Klärschlammaggregate vergrößerten die Oberfläche sowie die Masse an organischer Substanz für die im Boden bzw. der Auflage lebenden Tiere.

KOBEL-LAMPARSKI et al. (1985) untersuchten zwei Jahre nach der Ausbringung von $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem durchforsteten 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand die Auswirkungen auf die im Mullhumus und im Oberboden der Parabraunerde lebenden Regenwürmer, Diplopoda und Asseln, Rüssel- und Laufkäfer, Spinnen sowie Pseudoskorpione und Weberknechte. Die Arten je Faunengruppe wurden je nach Anteil an den Fangzahlen in Dominanzklassen, die von eudominant ($> 32 \%$), über dominant (10-31,9 %), subdominant (3,2-9,9 %), rezedent (1-3,19 %), subrezedent (0,32-0,99 %) bis sporadisch ($< 0,32 \%$) reichten, eingeteilt.

Abgesehen von anderen, vereinzelt auftretenden Regenwurmarten waren die Arten *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena rubida tenuis* die dominanten Arten auf beiden Flächen. Erstere, die sehr pH tolerant und damit an geänderte Milieubedingungen anpassungsfähig und in Wäldern mit Auflagehumus oft die einzige vorkommende Art ist, lebt vorwiegend epigäisch im Auflagehumus. *Dendrobaena rubida tenuis* dagegen ist eine kleine epigäische Regenwurmart und bevorzugt faulende organische Substanz wie Kompost oder totes Holz.

Bei beiden Regenwurmarten kam es durch das erhöhte Nahrungsangebot des Klärschlammes zu stark erhöhten Individuenzahlen im Vergleich zur Kontrolle. Auf der KSn-Fläche wurde eine um das dreifache erhöhte Individuenzahl von *Lumbricus rubellus* beobachtet. Die durch die Beschlammung veränderten Bedingungen bewirkten eine explosionsartige Vermehrung von *Dendrobaena rubida tenuis*. Beide Arten konnten große KSn-Mengen aufarbeiten und aggregieren, sodaß die entsprechenden Streu- und Humushorizonte morphologisch von den Exkrementen geprägt waren.

Diplopoda, die bodenbiologisch besonders wichtig sind und totes Pflanzenmaterial aufarbeiten, waren auf der beschlammten Fläche dreimal so häufig wie auf der Kontrolle zu finden. Das starke Überwiegen war auf die eudominante vorkommende Art *Polydesmus denticulatus*, die eine rasche Populationsentwicklung durchläuft, bei einem Verhältnis der Fangzahlen von 1:11 (Kontrolle vs. KSn-Fläche) zurückzuführen.

Dagegen kam es bei den Asseln infolge der Beschlammung zu einem völligen Aussterben der Bruch- oder Sumpfassel *Ligidium hypnorum*, die auf der Kontrollfläche eudominant angetroffen wurde. Die Milieubedingungen wurden für letztere, die feuchte Bedingungen bevorzugt, durch die KSn-Sperrschicht stark verändert, wobei es über der Sperrschicht zu trocken wurde.

Bei den Laufkäfern oder *Carabidae*, deren Imagines und Larven überwiegend als Räuber an der Bodenoberfläche leben und als Antagonisten für Schadinsekten enorm wichtig sind, konnten auf den behandelten und unbehandelten Flächen fast gleiche Arten- und Individuenzahlen gemessen werden. Dominante Arten wie *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pterostichus metallicus* und *Abax ater* sowie subdominanten Arten wie *Carabus hortensis*, *Carabus auronitens* und *Trichotichnus nitens* waren auf beiden Flächen anzutreffen.

Dagegen kamen einzelne Arten wie *Abax ovalis*, *Pterostichus niger* bzw. *Pterostichus melanarius*, *Platynus assimilis* auf den Flächen in stark unterschiedlichen Anteilen vor. Die beiden erstgenannten waren auf der beschlammten Fläche nur sporadisch, auf der unbehandelten Fläche dagegen subdominant anzutreffen. Bei den beiden zuletztgenannten verhielt es sich genau umgekehrt.

Von enormer Bedeutung für die Wiederbesiedelung der KSn-Fläche, auf der es infolge der verursachten KSn-Sperrschicht (s. KOBEL-LAMPARSKI, 1985 und HILDEBRAND, 1985) unmittelbar nach der Beschlammung zu einem Totalausfall der Bodenfauna gekommen sein

dürfte, ist die Entwicklungsdauer und Einwanderungszeit der einzelnen Arten. Neben der artspezifischen Entwicklungsdauer dürften auch die durch den KSn hervorgerufenen Milieuänderungen eine entscheidende Rolle spielen. Wie eine genauere Untersuchung von *Abax ovalis* zeigte, bauen die Weibchen zwecks Eiablage Höhlen aus feuchtem, weil leichter verarbeitbarem Bodenmaterial. Ist letzteres zu feucht, erfolgt keine Eiablage, bzw. zu trocken, werden die Eier gefressen. Im ersten Jahr nach der Beschlämmung konnte auf der KSn-Fläche praktisch nur instabiles KSn-Material zwecks Höhlenbau verwendet werden, welches außerdem bei Starkregen vernäßt wurde.

Bei den Rüsselkäfern oder *Curculionidae*, bei denen sich die Larven vor allem von unterirdischen, die Imagines von oberirdischen Pflanzenteilen ernähren, waren keine unterschiedlichen Individuen- und Artenzahlen zwischen den behandelten und unbehandelten Flächen erkennbar.

Bei den Spinnen, die sich im Untersuchungsgebiet überwiegend aus Kleinstspinnen der Familien Linyphiiden und Micryphantiden zusammensetzten, konnten auf der KSn-Fläche eine leicht reduzierte Artenzahl, jedoch eine um 17 % höhere Individuenzahl gemessen werden. Die dominanten, die Biozönose aufbauenden, Arten waren aber auf beiden Flächen gleich häufig anzutreffen.

Bei den Pseudoskorpionen, die wegen des abgeflachten Körperbaus bevorzugt in schmalen Ritzen und Spalten leben, wurde die Art *Neobisium carcinoides* auf der Kontrolle ca. 2,6 mal so häufig wie auf der KSn-Fläche gefangen. Bei der selteneren Art *Neobisium simile* waren dagegen keine Unterschiede erkennbar.

Bei den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Weberknechtarten wie *Mitopus morio*, die überwiegend in der Streu leben, konnten auf der beschlämmten Fläche um 26 % mehr Individuen als auf der Kontrolle gefangen werden. Da ca. ein Jahr nach der Beschlämmung schon im Frühjahr sehr kleine Entwicklungsstadien auf der KSn-Fläche gefangen wurden, dürfte der KSn eine fördernde Wirkung auf dieselben ausgeübt haben. Daneben wurde auch ein erhöhtes Nahrungsangebot an Kollembolen beobachtet.

Die Auswirkungen der Beschlämmung wurden mit Strukturparametern bewertet. Insgesamt betrachtet konnten ein- und zweieinhalb Jahre nach der KSn-Ausbringung bei der Streu- und Bodenfauna keine großen Unterschiede bei den Strukturparametern Dominanzindex, Diversitätsindex und Evenness festgestellt werden.

Getrennt nach Gruppen waren vor allem bei den Diplopoden und detritophagen Asseln deutliche Unterschiede erkennbar. Bei diesen beiden Gruppen wurde auf den Kontrollen ein Dominanzindex von 0,4, ein Diversitätsindex von 1,33 und eine Evenness von 0,64 errechnet. Dieselben Parameter betragen auf der beschlämmten Fläche bei gleicher Reihenfolge 0,22, 1,71 und 0,78.

Wenn der KSn zu einem Bestandteil der Nahrung wurde, wie z.B. bei den Regenwürmern, wirkte er fördernd, sodaß die Populationsstrukturen ausgeglichener und die Indices der beiden Flächen einander ähnlicher wurden. Bezüglich der Indices wurden bei Zoophagen, wie den Weberknechten, Pseudoskorpionen, Carabiden und Spinnen, keine oder nur sehr geringe Unterschiede beobachtet.

HORAK und RÖLLIN (1988) untersuchten im Zuge einer zehnjährigen Versuchsdauer die Auswirkungen von 200, 400, 600 und 800 m³ KSn.ha⁻¹ auf die Pilzflora und Ektomykorrhiza eines schlechtwüchsigen 50jährigen *Quercus petraea* Bestandes auf einer pseudovergleyten Moder-Parabraunerde. Im Zuge der Erhebungen wurden insgesamt 260 verschiedene Pilzarten vorgefunden, von denen 196 für die Studie berücksichtigt wurden. Diese wurden in die ökologische Gruppe der obligaten und der fakultativen Mykorrhizapilze sowie in die ökologi-

sche Gruppe der saproben und parasitischen Pilze unterteilt. Erstere umfaßte 58 % der gefundenen Arten, letztere, die entweder auf Humus und Streu bzw. Holz und Rinde vorkommen, 42 % der Arten.

Tendentiell war eine drastische Abnahme der gesamten Pilzartenfunde, vor allem bei der Gruppe der obligaten Mykorrhizapilze, nach erfolgter Ausbringung von KSn feststellbar. Mit zunehmender Ausbringungsmenge nahmen die Pilzfunde bei der Gruppe der obligaten Mykorrhizapilze ab. Die Gruppen III *Hydnum*, *Cantharellaceae*, IV *Boletaceae*, V *Hygrophorus*, *Tricholoma*, VI *Entoloma*, *Amanita*, VII *Cortinarius (Hydrocybe)*, *Dermocybe*, *Rozites*, VIII *Cortinarius (Phlegmacium, Myxacium)*, XI *Russula* und X *Lactarius* wurden schon durch die schwache KSn-Gabe massiv gestört.

Die *Boletaceae* oder Röhrlinge reagierten sofort auf die Beschlammung. Noch nach zehn Jahren waren auf den beschlammten Flächen keine Fruchtkörper zu sehen. Die anderen Gruppen wurden durch die Beschlammung von starkem Vorkommen auf sporadisches Erscheinen und vereinzelt Fruchtkörperbildung reduziert. Einzelne Arten der *Corthinariaceae* wie *C. hinnuleus* oder *C. uraceus* waren während der Versuchsdauer in der Lage Carpophore vollständig zu entwickeln. Bei den *Russulaceae*, die ca. die Hälfte der gefundenen Pilze bei den obligaten Mykorrhizapilzen darstellten, nahmen beide Gattungen, *Lactarius* und *Russula*, signifikant mit steigender KSn-Rate ab. Einzelne Arten dieser Gruppen konnten noch in den stark beschlammten Flächen vorgefunden werden. Ca. 26 % der Arten der *Russulaceae* wurden auf der mit $400 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche festgestellt.

Bei den fakultativen Pilzen war nur eine schwache Hemmung durch den KSn erkennbar. Neun der 13 untersuchten Arten wurden auf den beschlammten Flächen häufig vorgefunden, wobei einzelne Arten für die Fruchtkörperbildung besonders stark durch den KSn stimuliert wurden. Besonders *Laccaria laccata* fand auf den stark behandelten KSn-Flächen, $400\text{-}800 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ passende Bedingungen dafür vor. Dieser dürfte auf Grund seiner Eigenschaften als Pionierpilz die ökologischen Nischen der KSn-Flächen ausgenutzt haben. Diese waren durch den Ausfall der konkurrenzierenden, obligaten Mykorrhizapilze im Wurzelraum sowie die KSn-Deckschicht entstanden.

Auch die Funde an saproben Pilzen nahmen auf den beschlammten Flächen im Vergleich zur Kontrolle, wenngleich deutlich schwächer ausgeprägt, ab. Der KSn ließ mit steigender Ausbringungsmenge einen negativen Effekt auf im Humus und im Holz vorkommende Arten erkennen. Die $200 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ Gabe bewirkte eine Reduktion der Arten und Funde um 30-50 %. Bei den höheren Ausbringungsmengen waren die negativen Effekt deutlich abgeschwächt. Dagegen war ein deutlich erhöhtes Vorkommen von *Armillaria mellea* erkennbar, das auf das erhöhte Angebot durch die Nährstoffe im Klärschlamm zurückzuführen sein dürfte.

Unter Berücksichtigung der Niederschläge fällt auf, daß niederschlagsreiche Jahre mit verregnetem Frühling und Sommer pilzarme Jahre, niederschlagsarme Jahre mit rechtzeitigen Niederschlägen pilzreiche Jahre verursachen. Die Ergebnisse lassen aber deutlich erkennen, daß die Ausbringung von $200 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ eine signifikante qualitative Reduktion der Pilzflora bewirkte. Diese Verminderungen blieben in regenreichen und -armen Jahren unverändert, wobei die Ausfälle vor allem auf die obligaten Mykorrhizapilze (s. oben) zurückzuführen waren. Diese negativen Effekte des Klärschlammes blieben langfristig bis zum Ende der Untersuchungsdauer aufrecht.

Hinsichtlich der Phänologie, also dem Beginn und Ende der Fruchtkörperausbildung, konnte bei den fakultativen Mykorrhizapilzen keine wesentlichen Veränderungen festgestellt werden. Allerdings dauert die Phänologie von *Laccaria lactata* von Mitte August bis Mitte Dezember an. Auch bei den obligaten Mykorrhizapilzen wurden keine klärschlammbedingten Verschiebungen der Phänologie und Änderungen der Fruchtkörperproduktivität festgestellt. Die Phänologie der saproben Pilze wurde ebenfalls kaum verändert.

Allerdings zeigte sich bei den parasitischen Pilzen im Gegensatz zu den zuvor genannten ökologischen Gruppen eine stark veränderte Phänologie von *Armillaria mellea* auf den beschlammten Flächen. Die Fruktifikation unbehauelter Pilze erfolgt lediglich in der ersten Oktoberhälfte. Dagegen begann *Armillaria mellea* auf den beschlammten Flächen um 2,5 Monate früher, auf den mit 400-800 mm KSn.ha⁻¹ behandelten Flächen ab Mitte Juli, zu fruktifizieren. Die Fruchtkörperbildung dauerte außerdem um zwei Wochen länger.

Im Zusammenhang mit Literaturdaten konnten die Autoren die negativen Auswirkungen des KSn auf obligate Mykorrhizapilze vor allem mit der hohen N- und Ca-Fracht im Klärschlamm in Verbindung bringen. Demnach bewirkt eine hohe N- und Ca-Zufuhr einen deutlichen Rückgang in Bezug auf die Häufigkeit der Ektomykorrhiza. Optimal funktionierende Ektomykorrhizastrukturen werden von qualitativ minderwertigen Typen, z.B. der Ektendo-Mykorrhiza abgelöst. Hohe N-Frachten lassen aber auch eine erhöhte Fruchtkörperbildung, z.B. von *Laccaria*, zu und erhöhten die Frostresistenz des Wirtsbaumes.

Die Ausbringung von KSn in Waldbeständen bewirkt im allgemeinen eine rasche Mineralisation von Streu und Humus, sodaß ein reduziertes Vorkommen von obligater und fakultativer Mykorrhiza erkennbar ist. Die pH-Wert-Erhöhung durch den KSn in der Auflage und im obersten Mineralboden bewirkt u.a. eine verminderte Fruchtkörperproduktion der obligaten Mykorrhizapilze, sowie eine Reduktion der physiologischen Aktivität der obligaten und fakultativen Mykorrhiza- und saproben Pilze. Ein hoher pH-Wert fördert aber auch das verstärkte Auftreten von Kernfäulepilzen, speziell *Armillaria mellea*. Letzterer kann durch schlecht behandelte Klärschlämme und unausgereiftem MK besonders leicht durch die organische Fraktion der organischen Derivate in den Wald eingeschleppt werden.

7.3.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Die Ausbringung von mächtigen, anaeroben KSe-Gaben im Sommer und Winter auf einer Schlagfläche und in einem 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand ließ deutlich Unterschiede in Bezug auf die Bodenbiologie erkennen (EDMONDS und MAYER, 1981). Untersucht wurde in diesem Zusammenhang die Entwicklung von Bakterien und Pilzen sowie der Milbenpopulation. Insgesamt zeigte sich auf allen Varianten im Wald eine deutlich höhere Aktivität durch Pilze und Bakterien als auf den behandelten und unbehauelten Schlagflächen. Mit Hilfe der Plate-Count-Methode wurden allerdings nur die sporenbildenden Pilze erfaßt.

500, 1000 und 2000 m³ KSe.ha⁻¹ wurde auf beiden Flächen zu beiden Zeitpunkten ausgebracht. Auf der Schlagfläche wurden noch eine KSe:Boden-Behandlung sowie eine KSe:Sägespäne-Behandlung ausgebracht. Beide Behandlungen wurden im Verhältnis 2:1 und 4:1 volumsbezogen gemischt.

Der mit Wasser noch stark gesättigte KSe wird von anaeroben und fakultativ anaeroben Bakterien dominiert, während in den Kontrollböden der Abbau durch Pilze dominiert. Änderungen bei den Bodenmikroorganismen bzw. ihren Populationen würden daher einen Hinweis für einen Wechsel zu normalen pedogenen Bedingungen darstellen.

Die anfangs im KSe vorhandenen Bakterienpopulationen waren im Vergleich zu den beiden Kontrollböden deutlich höher. Diese nahmen in den ersten drei Monaten auf der mit 1000 m³ KSe.ha⁻¹ behandelten Schlagfläche stärker ab, blieben leicht erhöht, zeigten jedoch in der Folge in ihrer Entwicklung einen tendentiell ähnlichen Verlauf wie die Kontrolle. Im Wald nahmen die Bakterien dagegen in der 1000 m³ KSe.ha⁻¹-Schicht nicht ab und stiegen sogar noch stärker an. Die Bakterienpopulation war sowohl auf der Kontrolle als auch der KSe-Fläche im Wald deutlich höher als auf der behandelten und unbehauelten Schlagfläche. Diese Entwicklung scheint die tendentielle Entwicklung des pH-Wertes (s. Kap. 7.4) wiederzuspiegeln. Der im Wald länger über 7,0 stark erhöhte pH-Wert dürfte daher für die Entwicklung der Bakterien günstiger gewesen sein.

Bei den Pilzen, die im Klärschlamm anfangs deutlich weniger waren, zeigte sich von Anfang an eine rasche Besiedelung. Die Populationen waren sich nach sechs Monaten in ihrer Anzahl auf den Kontrollen und den mit $1000 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Flächen sehr ähnlich. Im Unterschied zu den anderen Varianten stieg die Pilzpopulation auf der beschlammten Waldfläche weiter an und lag nach einem Jahr mit $10^6 \text{ Stück} \cdot \text{g}^{-1}$ um eine Zehnerpotenz über den anderen Varianten.

Interessanterweise spiegeln die erhöhten Pilz- und Bakterienpopulationen im Wald die Abbaurate des Klärschlammes nicht wieder. Allerdings ließen die anfänglich temperaturbedingt günstigeren Bedingungen auf der beschlammten Schlagfläche eine raschere Entwicklung der Pilzpopulation zu, die vermutlich in dieser Phase den verstärkten KSe-Abbau verursacht hatte. Außerdem konnte auf der behandelten Schlagfläche unmittelbar nach der Sommer-Ausbringung eine deutlich rascher ansteigende CO_2 -Produktion als im behandelten Bestand gemessen werden (EDMONDS, 1979).

Bei den Winter-Ausbringungen auf dem Kahlschlag zeigte sich, daß die Populationen der Pilze und Bakterien auf der mit der 2:1 KSe:Boden Mischung bzw. der 2:1 KSe-Sägespäne-Mischung behandelten Fläche rascher anstiegen als auf der mit $1000 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche. Schon nach drei Monaten erreichten beide Mischungen ähnliche Organismenzahlen wie die Kontrolle.

Die Milbenpopulation, die zu den Destruentenfressern gehören und Bodenpilze bzw. Bakterien bevorzugen, erreichte auf der im Winter mit $1000 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Schlagfläche nach drei Monaten eine ähnliche Organismenzahl wie die Kontrolle. Auch in diesem Fall dürfte die rasch angewachsene Population auf der beschlammten Schlagfläche ein Hinweis für den rascheren KSe-Abbau sein.

Dagegen erreichte die Milbenpopulation der mit $1000 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche im Wald nie die Kontrolle und blieb um durchschnittlich eine halbe Zehnerpotenz unter der unbehandelten Fläche mit $\geq 10^4 \text{ Organismen} \cdot \text{m}^{-2}$.

7.3.3 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

MacCONNELL et al. (1986) untersuchten nach der Ausbringung von $48,5 \text{ t Ind.-KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ in Form von $630 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ die Auswirkungen auf die in der Auflage und dem obersten Mineralboden lebende Mesofauna eines 27jährigen *Pinus taeda* Bestandes. Die Mesofauna wurde in die Gruppe der Milben, der Kollombolen sowie anderer Bodentiere unterteilt.

Auf der beschlammten Fläche konnten zwei bis drei Jahre nach der Behandlung im Vergleich zur Kontrolle deutlich erhöhte Populationszahlen festgestellt werden. Während auf der Kontrolle nach zwei Jahren auf einer Fläche von 20 cm^2 durchschnittlich ca. 300 Bodentiere gezählt wurden, konnten auf der beschlammten Fläche bei gleicher Einheit bis zu 450 Bodentiere gezählt werden. Die mit KSn behandelten Flächen (s. oben) enthielten nach zwei Jahren dagegen deutlich weniger Tiere als die Kontrolle bzw. unterschieden sich von letzteren nach drei Jahren nur noch geringfügig.

Die mit Ind.-KSe behandelten, 27jährigen *Pinus taeda* Flächen ließen während der Untersuchungsdauer signifikant mehr Milben als die Kontrolle und die mit KSn behandelten Flächen erkennen. Die Kontrollen selbst waren durch eine signifikant höhere Milbenanzahl als die mit KSn behandelten Flächen gekennzeichnet. Zwei bis zweieinhalb Jahre nach der Beschlämmung war die Anzahl der Kollombolen auf den mit Ind.-KSe behandelten Flächen signifikant höher als auf den anderen Flächen. Die anderen Flächen waren statistisch nicht voneinander zu unterscheiden.

THIEL et al. (1989) untersuchten im Zusammenhang mit wildökologischen Fragen die Auswirkungen eines dioxinhaltigen Klärschlammes der Zellstoff- und Papierindustrie auf Regenwürmer und Wirbellose in beschlammten *Pinus resinosa* Beständen. Beide Gruppen stellen eine wichtige Nahrungsquelle für Kleinsäuger oder höhere trophische Gruppen, aber auch für Vogelarten wie beispielsweise *Turdus migratorius* dar.

Ein halbes Jahr nach der Beschlammung konnte auf den behandelten Flächen mit $16,8 \text{ g.m}^{-2}$ eine signifikant ($p < 0,1$) größere Regenwurmbiomasse als auf den Kontrollen mit 3 g.m^{-2} festgestellt werden. Außerdem waren die Regenwürmer auf den behandelten Flächen in der obersten 3,5 cm Schicht des Mineralbodens konzentriert und damit als Beute für andere Tiere wesentlich leichter verfügbar als auf den Kontrollflächen, wo die Würmer in tieferen Bodenhorizonten aufzufinden waren.

Chemische Analysen der Regenwürmer ergaben einen mittleren TCDD-Gehalt von 35,8 ppt, während in den Regenwürmern der Kontrollen kein Dioxin nachgewiesen werden konnte. Unter Verwendung der TCDD-Gehalte des Bodens und der Regenwürmer, 10,8 ppt bzw. 35,8 ppt wurde ein Biokonzentrationsfaktor für den Pfad Boden-Regenwurm von 3,3 X kalkuliert.

Bei den gleichzeitig untersuchten Wirbellosen konnten in Bezug auf die Artendiversität und die Häufigkeit im Auflagehumus, der Streu sowie der Ind.-KS-Schicht keine Unterschiede festgestellt werden. Erste Beobachtungen deuteten aber eine größere Häufigkeit auf den behandelten Flächen an, die möglicherweise auf Feuchtigkeitsunterschiede zwischen den Flächen zurückgeführt werden könnte.

Im Mineralboden dagegen war auf den unbehandelten Flächen eine deutlich größere Artendiversität und Häufigkeit als auf den beschlammten Flächen zu erkennen. Diese, wenngleich nicht signifikante, aber negative Auswirkung dürfte auf die geschlossene Deckschicht des Klärschlammes zurückzuführen sein, die die Belüftung und die Bodenfeuchte im Oberboden beeinflusst hatte.

7.4 Bodenphysik

7.4.1 Naßschlamm (KSn)

HILDEBRAND (1985) untersuchte sieben bis neun Jahre nach erfolgter Ausbringung von $100 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $500 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 90jährigen artenarmen *Fagus sylvatica* Bestand auf feinlehmächtiger Parabraunerde aus Lößlehm die Auswirkungen auf die Bodenfeuchte.

Die Parabraunerde des Versuchsgebietes war im A_1 -Horizont auf Grund biogener Aktivität außerordentlich grobporenreich. Im A_1 -Horizont konnte daher ein steiler Anstieg der Wassergehalte bei Wasserspannungen unter 30 cm WS festgestellt werden. Der B_1 -Horizont war dagegen durch fehlende Makroporen gekennzeichnet. Daher wurden deutlich niedrigere Wassergehalte bei Wasserspannungen von 300-2000 cm WS im Bereich der Mittelporen bzw. von 2000 bis > 15000 cm WS im Bereich der engen Mittelporen gemessen werden.

Sieben Jahre nach der Ausbringung von Klärschlamm konnte auf Grund von Bodenfeuchtemessungen in einem niederschlagsarmen Sommer ein deutlicher Verdunstungsschutz im Vergleich zur Kontrolle festgestellt werden, der mit steigender KSn-Beschichtung zunahm. Derselbe Effekt war in niederschlagsreicheren Perioden nur angedeutet. Solcherart sank die Bodenfeuchte auf den unbehandelten Flächen bis unter 25 cm Bodentiefe auf unter 22 Vol.-% Wasser ab, während die mit 5 cm KSn behandelte Fläche bei gleicher Zeit und Bodentiefe Wassergehalte von 22-26 % Wasser erkennen ließ.

Die Beschlämmung und die daraus resultierende KSn-Auflage bewirkte andererseits eine starke Hemmung der Infiltration von Niederschlagswasser in den Mineralboden, sodaß die Ansammlung von Wasser in kleinen Depressionen nach erfolgten Niederschlägen beobachtet wurde. Dementsprechend kam es im Zuge der Herbst- und Winterniederschläge zu einer Umkehr der Bodenfeuchte. Die Kontrollen ließen im Oberboden ein Ansteigen der Wassergehalte auf 34 Vol.-% erkennen, während auf der am stärksten behandelten Fläche maximale Wassergehalte von nur 28-30 Vol.-% gemessen wurden.

Wie die Beobachtungen im Freiland zeigten, kam es im Zuge der Erstentwässerung des Naßschlammes zu einer Volumsabnahme und zur Ausbildung einer geschlossenen, relativ dichten und fast grobporenfreen Sperrschicht. Erst bei weiterführender Entwässerung kam es zum Aufbrechen dieser Schicht in grobe Schollen, die lediglich durch einzelne grobe Risse unterbrochen waren. Demnach muß unter diesen unaufgebrochenen KSn-Teilen mit einer weiteren Beeinträchtigung des Lufthaushaltes gerechnet werden. Selbst sieben Jahre nach der Beschlämmung konnte im Versuchsgebiet eine 7 cm mächtige KSn-Schicht an der Bodenoberfläche vorgefunden werden, die kaum durchwurzelt war und keine Anzeichen einer biogenen Umsetzungstätigkeit erkennen ließ.

KOBEL-LAMPARSKI et al. (1985) untersuchten zwei Jahre nach der Ausbringung von $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem vor der Ausbringung durchforsteten 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand die morphologischen Auswirkungen auf die Oberbodenstruktur einer mäßig frischen Mull-Parabraunerde. Die auf der beschlämmten und der unbehandelten Fläche durchgeführten Durchforstungen bewirkten außerdem eine starke Störung der Struktur im Oberboden, sodaß die Variabilität im Oberboden für den Biokreislauf, die physikalische Wirksamkeit der KSn-Schicht von besonderer Bedeutung war.

Die zwar erwünschte, jedoch in der Praxis auf Grund kleinstandörtlicher Unebenheiten kaum realisierbare, gleichmäßige Ausbringung führte zu einer kleinräumigen unterschiedlichen Verteilung des Klärschlammes. Geringe KSn-Auflagen führten daher zu einer Anregung der biologischen Aktivität im Boden, während große KSn-Auflagen hemmend wirkten.

Voruntersuchungen zeigten, daß wenig Klärschlamm in Auflagen mit einem lockeren A_{hr} -Horizont und rascher biogener Umsetzung hängenblieb und sich bis in den oberen A_{hr} -Horizont verteilte. Dagegen neigten Auflagen mit stark verlangsamter Abbautätigkeit und mit eher schichtigen L- und F-Horizonten zur Ausbildung von schichtigen Blatt-KSn-Blatt-Schichten mit absperrender Wirkung. D.h. der Großteil des ausgebrachten Klärschlammes blieb in diesen Auflagehumusschichten hängen.

Zwei Jahre nach der Ausbringung war der KSn unter günstigen Bedingungen wie lockerer, unverdichteter Humusaufgabe rasch in den Biokreislauf integriert worden, förderte in verstärktem Maße die biologische Aktivität und bewirkte eine Verschiebung des F-Mulls hin zum L-Mull. Humusprofile solcher Kleinstandorte ließen in der A_{hr} - und KS-Schicht viele frische Regenwurmexkreme, die auf Grund von Farbe und Struktur auf den aufgearbeiteten KSn hinwiesen, erkennen. Die Untersuchungen zeigten aber auch, daß die Detritophagen den KSn im Gegensatz zur Buchenstreu bevorzugten. Die derart entstandene F-Schicht war an der stark klärschlammhaltigen Regenwurmlosung von *Dendrobaena rubida tenuis* und *Lumbricus rubellus* sowie groben Buchenblattresten erkennbar.

Unter ungünstigen Bedingungen, d.h. dem Vorhandensein von schichtigen, verdichteten Humusaufgaben mit verzögerter biologischer Aktivität, bewirkte die Entstehung der KSn-Sperrschicht eine Milieuänderung der normalerweise stark belebten F-Schicht. In der Folge kam es zur Ausbildung von völlig unbelebten, begrabenen, weil vom KSn überdeckten L- und F-Horizonten. Frische Regenwurmexkreme wurden nur in der neugebildeten F+KS-Schicht gefunden, d.h. der KSn wurde ausschließlich von oben nach unten abgebaut. Unter der F+KS-Schicht lag die Sperrschicht, die sich aus vollständigen, also nicht abgebauten Blättern sowie dem Klärschlamm zusammensetzte, sowie die reliktsche F-, zum Teil auch H-Schicht. In letzteren wurden unzersetzte Regenwurmexkreme gefunden. Auf den Kontrollen oder nicht beschlammten Flächen wird die L-Schicht normalerweise von unten her von den Detritophagen angegriffen und in die F-Schicht übergeführt.

Drei Jahre nach der Klärschlammausbringung wurde auf der KSn-Fläche eine doppelt so mächtige Humusaufgabe beobachtet. 95 % der ursprünglichen KSn-Menge war bereits biologisch abgebaut worden und aggregiert. Da die KSn-Sperrschicht von oben abgebaut wurde, wurde der KSn in Form von Exkrementen der Detritophagen nach oben weitergegeben, sodaß der in der neugebildeten L-Schicht vorkommende KSn-Gehalt darauf zurückzuführen war. Eine biogene Durchmischung des KSn mit dem A_{hr} -Horizont erfolgte nur dann, wenn durch die Aktivität von *Lumbricus rubellus* ein A_{hr} -Horizont gebildet wurde. Sofern an dem Abbau die kleinere Regenwurmart *Dendrobaena rubida tenuis* verstärkt beteiligt war, kam es zur Ausbildung von schwächeren bzw. feineren Aggregaten, die dem A_{hr} -Horizont auflagen.

Um den Abbau des Klärschlammes besser untersuchen zu können, wurden noch zwei nicht durchforstete Flächen, eine nicht durchforstete $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ sowie eine $500 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ Fläche herangezogen (KOBEL-LAMPARSKI et al., 1985). Bei diesen Flächen konnte daher eine fehlende Störung der Oberbodenstruktur wegen nicht durchgeführter Durchforstungen angenommen werden.

Im Unterschied zur durchforsteten und beschlammten Fläche wurde auf diesen Flächen nach drei Jahren ein deutlicher Unterschied bezüglich der biologischen Umsetzung des Klärschlammes festgestellt. Bei beiden Flächen konnten in den neugebildeten L-Horizonten praktisch keine KSn-Proben sowie keine A_{hr} -Horizonte, wo es zu einer Durchmischung des KSn mit dem A_{hr} -Horizont infolge der Aktivität von *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena rubida tenuis* gekommen wären, gefunden werden. Folglich waren beide Flächen durch eine äußerst geringe biologische Aktivität gekennzeichnet.

Auf der mit $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche waren erst 70 % des Klärschlammes zogen aufgearbeitet bzw. lagen noch 30 % als dicke Sperrschicht unaufgearbeitet über der begrabenen F-Schicht. Auf der noch stärker beschlammten Fläche waren gar erst 25 % der

begrabenen F-Schicht. Auf der noch stärker beschlammten Fläche waren gar erst 25 % der ausgebrachten Menge koprogen aggregiert.

Nach Meinung der Autoren dürfte das durch die Durchforstung geschaffene, verbesserte Mikroklima zu diesem verstärkten Klärschlammabbau beigetragen haben. In der Folge kam es zu einer stärker entwickelten Krautschicht, die die KSn-Sperrschicht verstärkt aufriß und damit den biologischen Abbau beschleunigte.

7.4.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

EDMONDS und MAYER (1981) untersuchten die Auswirkungen mächtiger, mit Wasser stark gesättigter und daher anaerober KSe-Gaben, die im Sommer bzw. Winter auf einer Schlagfläche sowie in einem 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand oberflächlich ausgebracht worden waren, auf das Abbauverhalten derselben sowie ihre einwirkenden Faktoren.

500, 1000 und 2000 m³ KSe.ha⁻¹ wurde auf beiden Flächen zu beiden Zeitpunkten ausgebracht. Auf der Schlagfläche wurden noch eine KSe:Boden-Behandlung sowie eine KSe:Sägespäne-Behandlung ausgebracht. Beide Behandlungen wurden im Verhältnis 2:1 und 4:1 volumsbezogen gemischt.

Die Faktoren Temperatur, Feuchtigkeit des KSe, pH-Wert und C/N-Verhältnis stellen entscheidende Einflußfaktoren für den Abbau mächtiger und anaerober KSe-Gaben dar. Ihre Auswirkungen und Veränderungen in den ersten ein bis zwei Jahren nach der Beschlämmung werden in der Folge beschrieben.

Temperaturuntersuchungen zwischen dem KSe und den Kontrollböden ließen zu beiden Zeitpunkten keine großen Unterschiede erkennen. Einzig im Sommer wurden auf der Schlagfläche die größten Temperaturen im Klärschlamm gemessen. Demnach lag die maximale Temperatur bei der 2000 m³ KSe.ha⁻¹-Variante bei 51 °C, während die des Kontrollbodens nur 45 °C erreichte. Dagegen lagen die minimalen Temperaturen im Winter auf beiden Flächen bei -3 °C.

Im Bestand machte sich sowohl auf der behandelten als auch der unbehandelten Fläche der ausgleichende Einfluß des Kronenschirmes deutlich erkennbar. Die Temperaturen lagen im Sommer auf beiden Flächen bei 24 °C, im Winter zwischen 0 °C und -2 °C.

Dieser positive Einfluß des Kronenschirmes bewirkte dadurch eine deutlich langsamere Entwässerung und Austrocknung und damit Abbau des KSe im Wald. Die Feuchtegehalte blieben bis ca. ein Jahr nach der Ausbringung im Sommer bei den zwei stärkeren Varianten mit durchschnittlich 25–35 % deutlich im Vergleich zur Kontrolle erhöht und sanken erst im zweiten Jahr kontinuierlich auf die Kontrollwerte ab. Die 500 m³ KSe.ha⁻¹ Variante erreichte die Kontrolle annähernd nach einem Jahr.

Auf der mit 500 m³ KSe.ha⁻¹ behandelten Schlagfläche kam es ein Monat nach der Ausbringung im Sommer zu einer starken Entwässerung und drastischen Reduktion der Feuchte von ca. 80 % auf knapp 15 %. Im Winter kam es dagegen auf Grund der schlechten Zersetzung zu einer Wiederbefeuchtung, wobei der Wassergehalt wieder auf knapp 60 % anstieg. Die beiden starken KSe-Gaben blieben fast unverändert, lagen ein Jahr nach der Beschlämmung mit der kleinen KSe-Variante bei ca. 45 % und mit ca. 10-15 % über der entsprechenden Kontrolle. Die Winter-Varianten blieben bis zum Sommer auf stark erhöhten Niveau und verhielten sich wie die Sommer-Varianten.

Die KSe-Gaben hatten einen deutlichen Einfluß auf den pH-Wert. Dieser nahm auf der mit 1000 m³ KSe.ha⁻¹ behandelten Schlagfläche infolge verstärkter Mineralisation und Nitrifikation rasch von 7,8 auf 5,6 ab, während der pH-Wert im Wald auf Grund der deutlich langsameren Umsetzung konstant auf hohem Niveau blieb.

Ein weiterer entscheidender Punkt für den Abbau stellt der N-Gehalt im KSe dar, der bei dem im Sommer ausgebrachten KSe bei 3,1 % und im Winter bei 2,55 % lag. Ein niedriges C/N-Verhältnis im KSe von unter 10 sowie günstige Bedingungen fördern einen starken Klärschlammabbau verbunden mit starker Produktion und Auswaschung von Nitrat. Die Klärschlammisierungen mit Boden bzw. Sägespäne bewirkten keine Veränderungen bei den C/N-Verhältnissen und stiegen im Falle der KSe:Sägespäne-Mischung im Verhältnis 2:1 auf maximal 13 an.

Bei den Ausbringungen im Sommer zeigte sich, daß der größte Abbau an KSe auf der Schlagfläche auf der mit $1000 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelten Fläche mit 14 % nach zwei Jahren erfolgte. Der Großteil davon wurde innerhalb des ersten Monats nach der Beschlämmung abgebaut, da die Behandlung und Stabilisierung des KSe in der Kläranlage nur teilweise erfolgt war. Die beiden anderen KSe-Varianten waren durch einen wesentlich langsameren Abbau gekennzeichnet, da die $500 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante infolge stärkerer Entwässerung zu trocken und die $2000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante umgekehrt zu feucht war.

Im *Pseudotsuga menziesii* Bestand, dessen KSe-Gaben durch niedrigere Temperaturen und höhere Wassergehalte gekennzeichnet waren, konnte dagegen ein deutlich langsamerer Abbau des KSe festgestellt werden. Am schnellsten wurden daher die 500 und $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante mit ca. acht Prozent, die $2000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante dagegen mit nur vier Prozent abgebaut.

Diese Ergebnisse lassen deutlich erkennen, daß der Abbau von mächtigen KSe-Gaben im Wald und auf der Schlagfläche sehr langsam erfolgt. Entsprechend dem Abbaumodell nach OLSEN (1963) würde es 33-125 Jahre dauern, bis der KSe zu 99 % in der schnellsten Variante und der langsamsten Variante abgebaut wäre.

Der Vergleich der Winter- und Sommer-Behandlungen ließ die stärksten Unterschiede im Wald, besonders bei der 500 und der $2000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Variante, erkennen. Bei der schwächeren Rate waren nach zwei Jahren bei der Sommer-Variante knapp 10 %, bei der Wintervariante maximal zwei Prozent abgebaut. Umgekehrt waren die Ergebnisse bei der stärkeren Variante, wo nach zwei Jahren bei der Winter-Variante ca. acht Prozent, bei der Sommer-Variante weniger als fünf Prozent abgebaut worden waren.

7.4.3 Müllkompost (MK)

Die Ausbringung von 4,4, vor allem aber von $44 \text{ t MK} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einer dreijährigen *Pinus elliotii* Aufforstung verbunden mit gleichzeitiger Einarbeitung in einem stark durchlässigen Sandboden bewirkte in den ersten drei Monaten eine signifikant erhöhte Bodenfeuchte (BENGTSON und CORNETTE, 1973). Die Bodenfeuchte blieb deutlich über dem geschätzten Welkepunkt von 2,5 % bei 15 atm im Boden.

Während die Bodenbearbeitung die Periode mit höherer Feuchte allgemein verlängerte, auch auf der Kontrollfläche, bewirkten die Stickstoffzugaben eine wesentlich raschere Verminderung der Bodenfeuchte, wobei die Varianten ohne Bodenbearbeitung stärker betroffen waren. Die Einarbeitung des Müllkompostes in den Boden führte anfangs durch Störung des Oberbodens zu einer verzögerten Entwicklung der Unkräuter. Die Zugabe von mineralischem Stickstoff verstärkte das Wachstum der Unkräuter und führte damit zu einem stärkeren Verbrauch an Bodenfeuchte.

Verstärkter Regen in der weiteren Vegetationsperiode sowie das Vorhandensein einer üppigen Bodenvegetation in der zweiten Vegetationsperiode ließen auf allen Flächen keine statistischen Unterschiede mehr feststellen.

MOLL et al. (1977) untersuchten die Auswirkungen eines oberflächlich ausgebrachten MK (Variante A) sowie eines eingearbeiteten MK (Variante B) vor der Aufforstung mit zweijähriger *Pinus sylvestris* auf eine sandige, nährstoffarme Podsol-Braunerde.

Die Variante A bewirkte im Oberboden eine deutliche Steigerung des Porenvolumens um 56 %, der maximalen Wasserkapazität um 65 %, der Feldkapazität um 49 % sowie der nutzbaren Feldkapazität um 39 %. Bei der Variante B führte die Einarbeitung des Kompostes in den Oberboden verbunden mit der Zerstörung der gewachsenen Bodenstruktur zu einer enormen Verschlechterung des Wasserhaushaltes. Das Einfräsen des MK bewirkte eine Reduktion des Porenvolumens um 26 %, der maximalen Wasserkapazität um 54 %, der Feldkapazität um 16 % sowie der nutzbaren Feldkapazität um 10 %.

In Bezug auf die untersuchte Gesamttiefe von 40 cm Mineralboden konnten dieselben Parameter bei der Variante A um durchschnittlich 20 % verbessert werden, während sich die der Variante B kaum von den Kontrollen unterschieden.

Während die Kontrollfläche der Variante A im Oberboden durch eine größere Dichte und ein geringeres Porenvolumen und die der Variante B durch eine deutlich bessere (nutzbare) Feldkapazität gekennzeichnet war, dürften die Behandlungsunterschiede weniger auf eine Bodenverdichtung im Zuge des Einarbeitens des Kompostes, als vielmehr wegen der größeren Bestandesdichte, dem höheren Bestandesalter (zwei Jahre) und damit dem größeren Druck der Holzmasse pro Flächeneinheit zurückzuführen sein.

7.5 Ergebnisse von Labor- und Glashausversuchen

7.5.1 Abwasser (AW)

IWATSUBO und NAGAYAMA (1994) untersuchten im Zuge einer 13wöchigen Versuchsdauer mit Hilfe geschlossener Kunststoffbehälter, die keine Nitratauswaschung zuließen und mit frischem Bodenmaterial gefüllt waren, die Auswirkungen unterschiedlicher AW-Gaben auf die gasförmige Verflüchtigung von Ammoniak oder Volatilisation. Dabei zeigte sich, daß sich die große Menge an Ammonium, welches ca. 77 % der N-Fracht im Abwasser ausmachte, im Laufe der Zeit verflüchtigte.

Das Abwasser bewirkte einen pH-Anstieg im Mineralboden von 4,6 auf 5,6. Mit fortgeschrittener Versuchsdauer kam es wieder zu einem Rückgang des pH-Wertes auf 5,0 bei gleichzeitiger Abnahme an Ammonium in den Behältern. Außerdem konnte eine leichte Abnahme an organischem Stickstoff und keine Zunahme an Nitrat festgestellt werden. Folglich wäre die N-Abnahme in den Behältern auf gasförmige Verluste zurückzuführen. Die N-Verluste der mit 378 mg N.kg^{-1} behandelten Böden betragen nach 13 Wochen ca. 56 % der ausgebrachten N-Menge.

Gasförmige N-Verluste werden nach Ansicht der Autoren durch hohe pH-Werte im Boden, sandige Mineralböden, große Düngermengen, Evaporation, hohe Temperaturen und fortwährende Düngierzufuhr gefördert.

7.5.2 Naßschlamm (KSn)

BURTON et al. (1986) verglichen die Auswirkungen einer Beschlammung auf die in Bodenkernen, die sich aus der Auflage und den obersten 10 cm Mineralboden zusammensetzen und in unterschiedlichen Nadel- und Laubwäldern (s. Tab. 37) gewonnen worden waren, ablaufenden Stickstoffprozesse. Die Bodenproben wurden unter standardisierten Bedingungen bei $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ und 80 % Luftfeuchte zufällig zu Versuchsbeginn sowie nach zwei, vier und acht Wochen auf NH_4^+ und NO_3^- hin analysiert. Klärschlamm setzt sich normalerweise je zur Hälfte aus NH_4^+ und organischen N-Verbindungen zusammen. NO_3^- kommt nur in Spuren vor.

Auffallend an den Versuchen war, daß die Bodenkerne aller unbehandelten Standorte trotz stark ansteigender NH_4^+ -Mengen gegen Versuchsende, die mindestens die Hälfte der NH_4^- -Mengen im Vergleich zu den beschlammten Bodenkernen erkennen ließen, kein Nitrat produzierten. Weitere, aber nicht näher definierte Untersuchungen der Autoren erhärten die Vermutung, daß die verstärkte Nitratproduktion in den beschlammten Bodenproben auf die mit dem Klärschlamm ausgebrachten nitrifizierenden Bakterien zurückzuführen war. Ein Naßschlamm mit ähnlichen Eigenschaften und Inhaltsstoffen, der mit dem Ziel, die nitrifizierenden Bakterien abzutöten, durch eine Gefriertrocknung sterilisiert worden war, bewirkte ebenfalls eine nur mangelhafte Nitrifikation. Sowohl die NO_3^- - als auch die NH_4^+ -Mengen der unbehandelten Bodenproben waren während der gesamten Versuchsdauer deutlich niedriger als die der entsprechenden beschlammten Proben.

Die Nitrifikation war im beschlammten Boden des Kiefernstandortes deutlich schwächer als in jenen der beschlammten Eichen-, Laubmisch- und Pappelstandorte. Tendentiell lagen die produzierten NO_3^- -Mengen der Kontrolle im Verlauf der Untersuchung um mindestens 50 % unter jenen der beschlammten Vergleichsstandorte. Die NO_3^- -Mengen des Kiefernstandortes unterschieden sich zwei Wochen nach Versuchsbeginn signifikant ($p < 0,05$) von jenen des Laubmisch- und des Eichenbestandes sowie nach acht Wochen von jenen aller anderen Standorten.

Die produzierten NH_4^+ -Mengen der Bodenproben des Kiefernstandortes lagen dagegen ab der zweiten Woche deutlich über denen der anderen Standorte, speziell dem Pappel- und

dem Laubmischbestand. Ab der zweiten Woche waren die NH_4^+ -Mengen im Boden des Kiefernstandortes signifikant höher als die der anderen Standorte. Einzig der Boden des Eichenstandortes ließ nach acht Wochen keinen statistischen Unterschied mehr erkennen. Die Böden der anderen drei Standorte ließen ebenfalls im Versuchsverlauf stark steigende NH_4^+ -Mengen erkennen, wobei die Böden des Pappelstandortes nach zwei Wochen sowie die des Eichenbestandes nach vier Wochen die höchsten NH_4^+ -Mengen erkennen ließen.

Die deutlich schwächere Nitrifikation im Boden des Kiefernstandortes, der durch weite C/N-Verhältnisse in den Humushorizonten sowie einen niedrigen pH-Wert (H_2O) von 4,2 im obersten Mineralboden gekennzeichnet war, dürfte vor allem auf die saureren Bedingungen zurückzuführen sein.

Die NH_4^+ -Gehalte nahmen in allen beschlammten Auflagen tendentiell mit der Zeit ab, wobei dieser Rückgang durch die Nitrifikation, d.h. durch erhöhte gasförmige Verluste vor allem aus der oberflächlichen KSn-Schicht, die durch hohe pH-Werte gekennzeichnet ist, verursacht worden sein dürfte.

Nach Meinung der Autoren dürfen die deutlich höheren NH_4^+ -Gehalte im Boden des beschlammten Kiefernstandortes mit der größeren Azidität der Auflagen zusammenhängen, was der N-Verflüchtigung entgegenwirken würde. Außerdem konnte beobachtet werden, daß der KSn auf dem Kiefernstandort tiefer in den Mineralboden eindringen konnte. Zusätzlich dürften die sauren Bedingungen die biologische Aktivität im Oberboden erniedrigt haben, was wiederum die Immobilisierung des Stickstoffs verstärkt haben könnte. Die höheren NH_4^+ -Gehalte im Mineralboden des Kiefernstandortes dürften auf die größere Eindringtiefe des Klärschlammes in den Boden zurückzuführen sein, während der KSn auf dem Eichen- und Laubmischbestand von den mächtigeren Auflagen stärker zurückgehalten wurde. Die erhöhten NO_3^- -Gehalte in den Böden der anderen drei Standorte am Ende des Versuches wurden mit den steigenden NH_4^+ -Gehalten in Verbindung gebracht, da mehr organischer Stickstoff im Boden mineralisiert wurde. Zusätzlich stiegen die nitrifizierenden Bakterienpopulationen stark an, da immer mehr NH_4 verfügbar wurde.

Deutliche Unterschiede in Bezug auf die Wasserspeicherung, die Wasserleitfähigkeit sowie die Luftkonvektion konnten zwischen verschiedenen mächtigen KSn-Auflagen und dem H-Horizont eines Podsolis festgestellt werden (HILDEBRAND, 1985).

Bei einem ähnlichen Gesamtporenvolumen von ca. 80 Vol.-% der beiden Substrate zeigte sich, daß der H-Horizont im Unterschied zum KSn-Material deutlich grobporenreicher und der KSn vor allem durch Mittel- und Feinporen gekennzeichnet ist. Demnach konnte der H-Horizont ca. 40 Vol.-% an locker gebundenem Wasser speichern. Ferner wurde bei der KSn-Auflage mit $0,45 \text{ g.cm}^{-3}$ die doppelte Lagerungsdichte im Vergleich zum H-Horizont mit $0,25 \text{ g.cm}^{-3}$ gemessen. Die Gesamtporenverteilung und Lagerungsdichte sollten daher die Wasserleitfähigkeit und die Oberbodenbelüftung der KSn-Auflagen ungünstig beeinflussen.

An Bodensäulen mit ungestörter L- und F-Schicht konnte weiters festgestellt werden, daß die Wasserleitfähigkeit mit zunehmender KSn-Beschichtung stark absinkt. Während die Perkolationsgeschwindigkeit von unbehandelten Bodensäulen bei ca. $3,5 \cdot 10^{-2} \text{ cm.s}^{-1}$ liegt, wurde diese bei einer 5 cm mächtigen KSn-Beschichtung um das 20fache auf $2,0 \cdot 10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$ verringert. Im allgemeinen wurde die Wasserleitfähigkeit erst ab einer 2 cm mächtigen KSn-Auflage negativ beeinflusst, wobei eine geringere KSn-Schicht auf Grund der Rauigkeit der Bodenoberfläche keine negativen Effekte verursachte.

Die Ausbringung von Klärschlamm verursachte ferner deutliche Effekte auf den Lufthalt. Bei einer gewählten Fließstrecke von 4 cm und einem Druckgradienten von $3,92 \text{ dyn.cm}^{-2}$ konnte eine Luftströmung in den KSn-Auflagen erst bei einem $\text{pF} > 2,2$ gemessen werden, während dieselbe in der unbehandelten H-Schicht bereits bei einem pF von

0,6 auftrat. Ab einem pF von 2,2 kam es zur Ausbildung von Schrumpfrissen in den KSn-Auflagen bzw. zum Ablösen von den Stechzylindern.

Unter Freilandbedingungen kam es zuerst zu einer Entwässerung des frischen KSn, sodaß die Volumsabnahme dem Verlust an Wasser entsprach. Die daraus resultierenden Spannungen bewirkten die Entstehung von Schwundrissen und damit das Aufbrechen der KSn-Schicht. Untersuchungen im Gelände zeigten, daß es anfangs zur Ausbildung von großen Rissen, bei weiterführender Entwässerung aber nicht zur Bildung kleinerer Risse kam. Die solcherart entstehenden Schollen beeinträchtigten nachwievor den Lufthaushalt der darunterliegenden begrabenen Auflagehumushorizonte bzw. des Oberbodens.

7.5.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Die Netto-N-Mineralisierung ergab bei einem 40tägigen Inkubationsversuch im Freiland keine signifikanten Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den mit $6000 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ beschlammten, den anorganisch gedüngten ($1082 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ oder $1582 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$) und den unbehandelten Flächen (PRESCOTT et al., 1993). Dagegen wurde im Zuge der Inkubation im Labor signifikant weniger Stickstoff in den beschlammten Auflagen der KSe-Flächen mineralisiert. Die mit anorganischem Stickstoff gedüngten Versuchsflächen zeigten ebenfalls signifikant ($p < 0,10$) niedrigere N-Mineralisierungsraten.

ZASOSKI (1981) untersuchte die Alterung von KSe, einer KSe-Boden-Mischung (1:3) sowie von KSK im Zusammenhang mit gepflanzten Nadelhölzern in Pflanzbeeten. Die Untersuchung zeigte dabei sehr deutlich, daß der hohe Salzgehalt im Klärschlamm innerhalb von zwei Jahren abgenommen hatte, wobei die niedrigsten Gehalte im Klärschlamm-Boden-Gemisch und dem KSK infolge der für das Bodenwasser verbesserten Versickerungseigenschaften festgestellt werden konnten. Der Salzgehalt lag bei diesen beiden Varianten nach zwei Jahren nur noch zwischen $0,43\text{-}0,58 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ im Vergleich zur reinen Klärschlammvariante mit $1,49 \text{ mmhos}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Die pH-Werte der reinen KS Variante sanken in diesem Zeitraum von 6,0 auf 5,2, die der Klärschlamm-Boden-Mischung von 5,7 auf 5,4, während sich die des KSK von 4,7 auf 4,9 leicht erhöht hatten. Nach ZASOSKI besteht daher die Möglichkeit, daß derart behandelte Böden diesbezüglich wieder auf ihr chemisches Ausgangsniveau zurückkehren könnten.

7.5.4 Müllklärschlammkompost (MKK)

Bodenchemische Analysen am Ende eines einjährigen Gefäßversuches, bei dem zweijährige *Picea abies* und *Pinus nigra var. austriaca* mit MKK verschieden behandelt worden waren, zeigten im Vergleich zu den Analysen am Anfang des Versuches nur geringfügig veränderte pH-Werte, N- und P-Gehalte sowie Mn-, Fe-, Zn- und Cu-Gehalte (KRAPPENBAUER et al., 1979). Die verwendeten Substrate bzw. MKK-Behandlungen werden in Tab. 37 kurz dargestellt.

Dagegen nahmen die Ca- und Mg-Gehalte im Zuge des Bewässerns der beiden MKK-Bodensubstrat Varianten, der reinen MKK-Variante sowie der Kontrollvariante auf Karbonat durch Auswaschen stärker ab. Kalium und Chlorid wurden ebenfalls verstärkt ausgewaschen. Der K-Gehalt war in den Substraten, außer bei der reinen, weil sehr sauren und damit kaliumarmen Silikat-Variante, bedingt durch die verstärkte Pflanzenaufnahme sowie durch Auswaschung stark zurückgegangen.

7.5.5 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Die Verregnung von industriellem Stärkeabwasser, das durch einen hohen Gehalt an Nährstoffen und an leicht abbaubaren Proteinstickstoff gekennzeichnet war, in einem Eichen-Birken-Buchen-Wald bewirkte eine deutlich veränderte Stickstoffmineralisation in der Auflage und dem Oberboden (ESSER et al., 1983).

Die Mineralisation verlagerte sich von der für die sauren Kontrollflächen typischen Ammonifikation durch die Verregnung zur Nitrifikation. Inkubationsversuche im Labor zeigten eine deutliche Nitratfreisetzung der verregneten Substrate, wobei durchschnittlich $21 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ N}$ pro Woche, vereinzelt sogar $37 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ N}$ pro Woche freigesetzt werden, während auf den Kontrollen im Durchschnitt nur $14 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ N}$ pro Woche mineralisiert werden. Bei den Kontrollen lag die Mineralisierung von NH_4 deutlich über der von NO_3 , während die NH_4 -Mineralisierung der verregneten Substrate gleich null war.

7.5.6 Biokompost (BK)

Am Ende einer 200 Tage dauernden Inkubation, die konstant bei 16°C im Labor durchgeführt wurde, waren bei der reinen Grünabfall-Variante sechs Prozent des N_{ges} -Vorrates, bei der reinen Grünabfallkompost-Variante vier Prozent des N_{ges} -Vorrates sowie bei der Buchenstreu, die durch einen deutlich höheren N_{ges} -Gehalt im Ausgangsmaterial gekennzeichnet war, neun Prozent mineralisiert worden (MEIWES und BAUHUS, 1992; BAUHUS und MEIWES, 1991).

Der Grünabfall setzte sich aus Garten- und Parkschnitt einer ländlichen Gemeinde zusammen, während der Grünabfallkompost aus kommunalen, kompostierten Garten- und Parkabfällen bestand. Der Grünabfall war lediglich geschreddert und stellte das Ausgangsmaterial für die Kompostierung dar, während der Grünabfallkompost nach neunmonatiger Behandlung einen Reifkompost und damit pflanzenverträglicheren Kompost darstellte. Am Ende der Inkubation war daher im Grünabfall mit 124 mg C.g^{-1} deutlich mehr organische Substanz mineralisiert worden als bei der Buchenstreu mit 63 mg C.g^{-1} bzw. dem Grünabfallkompost mit nur 27 mg C.g^{-1} .

Der Nitrifikationsgrad des Grünabfalls, der einen pH-Wert (CaCl_2) von 6,3 hatte, lag bei 81 %, der des Grünabfallkompostes mit einem pH-Wert von 6,8 bei 59 %. Die saure Buchenstreu erzielte bei einem pH-Wert von 3,5 einen deutlich geringeren Nitrifikationsgrad von 37 %. Demnach wäre das Potential für eine NO_3 -Auswaschung durch das Sickerwasser im Freiland bei den beiden Kompost-Varianten größer. Eine Kalkzugabe bewirkte bei den beiden Biokompost-Varianten keine erhöhte Nitrifikation, während die gekalkte Buchenstreu die Nitrifikation deutlich auf 57 % ansteigen ließ.

Den Angaben der Autoren zufolge stellen die erhöhten atmosphärischen Stickstoffeinträge in Deutschland, die die aufgenommene Menge durch die Bestände pro Jahr deutlich übersteigen, ein ernstes Problem dar. Letztere könnten daher in Kombination mit Biokompostgaben die Nitrat Auswaschung mit dem Sickerwasser deutlich erhöhen.

7.6 Zusammenfassung der strukturellen, chemischen, biologischen und physikalischen Auswirkungen auf den Auflagehumus und den Mineralboden

7.6.1 Auflagehumus

7.6.1.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Die Untersuchungen bezüglich der Verwertung von Klärschlamm in Waldbeständen betreffen vor allem Klärschlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von unter 10 %. Dazu gehören in erster Linie Naßschlämme, aber auch Abwässer und industrielle Klärschlämme. Wenige Untersuchungen wurden mit Klärschlamm- und Müllklärschlammkompost sowie Komposten durchgeführt.

Besonders deutlich wird die schwerpunktmäßige Untersuchung bezüglich der Ausbringung von Naßschlamm im Wald bei der Schwermetallproblematik, also dem Verhalten der mit dem Klärschlamm ausgebrachten Metalle und ihrer möglichen Verlagerung in den Oberboden oder mit dem Sickerwasser in tiefergelegene Bodenhorizonte. Keine Studien wurden bezüglich der organischen Schadstoffe im Klärschlamm und ihrem Verhalten in der organischen Auflage durchgeführt.

Abgesehen von den Untersuchungen von REITER (1995) in Starnberg und von KEßLER-PRUSKO (1989) in Geisenfeld mit Naßschlamm bzw. von PRESCOTT (1993) mit entwässertem Klärschlamm handelt es sich im überwiegenden Fall um kurzfristige Untersuchungsergebnisse.

7.6.1.2 Strukturelle Auswirkungen von Naßschlamm auf die Auflagehumushorizonte

Allgemein betrachtet ist der qualitative Zustand der Auflagehumushorizonte zum Zeitpunkt der Naßschlammgabe von entscheidender Bedeutung für die Auswirkungen derselben auf die Struktur und Morphologie der Auflagen. Diese strukturellen Effekte stehen in einem starken Zusammenhang mit den physikalischen und biologischen Auswirkungen in der Auflage sowie dem obersten Mineralboden. Neben diesen Aspekten ist noch die Größe der Naßschlammgabe von enormer Bedeutung. Als geringe Naßschlammgabe kann eine solche mit maximal 10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ bezeichnet werden.

Biologisch aktive Böden mit Mullhumusdynamik ließen in der Regel bei der Ausbringung von 150–200 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ bzw. 7,5–10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ eine rasche Aufarbeitung des Naßschlammes zu. Die lockere Lagerung der L- und F-Schicht ermöglichte ein rasches Einsickern des Klärschlammes in den zumeist ebenfalls grobporenen Oberboden. Gleichzeitig wurde die Ausbildung von bodenphysikalisch und bodenbiologisch negativ wirkenden Blatt-Klärschlamm-Blatt-Schichten verhindert.

Die Zufuhr von geringen Naßschlammengen bewirkte eine Ankurbelung der biologischen Aktivität, auch bei Böden mit verzögertem Streuabbau, verbunden mit einer raschen Umsetzung und Mineralisierung der organischen Bestandteile des Klärschlammes. Dieser Prozeß war mit der kurz- bis mittelfristigen Agradierung von Humusformen mit schlechter biologischer Aktivität (Moder bis Rohhumus) in Richtung Mull verbunden. Die Ausbringung von Naßschlamm bewirkte einen signifikanten Streuabbau und mittelfristig erhöhte Humusvorräte in der F- und H-Schicht.

Weiters wurde bei gleicher Ausbringungsmenge auf Kahlschlägen oder Jungwuchsflächen ein deutlich schnellerer Humus- und Klärschlammabbau mit größerer N-Freisetzung beobachtet.

Werden dagegen Naßschlammgaben von mindestens 300 m³.ha⁻¹ bzw. 15 t Trockensubstanz.ha⁻¹ auf biologisch aktiven Böden bzw. Böden mit schichtigen, schlecht zersetzten Auf-

lagen ausgebracht, kam es in der Regel zu einer deutlichen Verschlechterung der Humusqualität. Die Folge waren schichtige Blatt-Naßschlamm-Blatt-Schichten, die eine absperrende Wirkung für das Bodenleben, den Luft- und Wasserhaushalt (s. unten) etc. ausübten. Deutsche Untersuchungen zeigten, daß sich diese Auflagen, morphologisch betrachtet, in eine neugebildete L-Schicht, die Blatt (alte L-Schicht)-Klärschlamm-Schicht sowie in die darunter liegenden begrabenen F- und H-Schichten untergliederten.

Die Beschlämmung bewirkte die Verfüllung von Lücken und Hohlräumen im Auflagehumus verbunden mit einer direkten Zerstörung von Lebensräumen für das Bodenleben durch Strukturveränderungen. Die Effekte waren umso stärker ausgeprägt, je größer die Naßschlammgabe war. Da in der Praxis eine gleichmäßige Ausbringung von Naßschlamm im Wald selbst bei ebenem Relief nicht durchführbar ist, kam es zum Zusammenfließen des Klärschlammes in kleinen Standortsdepressionen, an Baumstümpfen usw. Im Zuge der Entwässerung kam es zur Ausbildung von langfristig, stark unlöslichen Klumpen.

Die Umsetzung und Mineralisierung der organischen Substanz des Naßschlammes sowie der Auflage wurde mit steigender Ausbringungsmenge mittelfristig verstärkt gedrosselt. Die Agradierung von Humusformen mit schlechter biologischer Aktivität in Richtung erhöhter biologischer Aktivität lief deutlich langsamer als bei schwächer beschlammten Waldböden ab. Je nach Ausbringungsmenge war mittel- bis langfristig die Schaffung von getrennten, zogen inaktiven Schichten – eine Klärschlamm-Blatt-Schicht, begrabene F- und H-Schichten - beobachtbar. Deutsche Untersuchungen zeigten, daß diese Schichten durch das festgestellte Ausfallen der Bodenfauna von oben her aufgearbeitet wurden. Weiters wurde bei großen Naßschlammgaben mittel- bis langfristig unzersetzter Klärschlamm gelagert.

Deutsche, mittel- bis langfristige (13-18 Jahre) Untersuchungen zeigten, daß die Beschlämmung einen stark ausgeprägten, echten Humusabbau erzielte. Dieser Abbau bewirkte jedoch keine signifikant erhöhten Humusvorräte im Oberboden. Der Humusabbau war in der Fraktion < 2 mm der F- und H-Schicht am stärksten, in der Fraktion 2–5 mm ebenfalls deutlich ausgeprägt.

7.6.1.3 Chemische Auswirkungen von Naßschlamm auf Auflagehumushorizonte

Wie bei den Auswirkungen auf die Struktur und Morphologie des Auflagehumus hängen die chemischen Auswirkungen in den Auflagehumushorizonten sehr stark von der Ausbringungsmenge an Naßschlamm sowie den darin enthaltenen Frachten an Nähr- und Schadstoffen ab. Die Humusqualität des behandelten Waldstandortes zum Zeitpunkt der Ausbringung spielt mittelfristig ebenfalls eine besondere Rolle in Hinblick auf die zu erwartenden chemischen Effekte. Im allgemeinen kommt es auf Böden mit Moder- oder Rohhumusaufgabe bei größeren Ausbringungsmengen zu einer deutlich verzögerten Mineralisierung verbunden mit schwächeren Effekten auf den Nährstoffhaushalt.

Die Ausbringung von Naßschlamm bewirkte infolge der starken Stickstoff- und Phosphorzufuhr durch den Naßschlamm eine Agradierung von Moder oder Rohhumus, erkennbar an einer Verbesserung der C/N- und C/P-Verhältnisse in den Humushorizonten. Dieser Effekt ist bei geringen Naßschlammgaben rascher beobachtbar. Naßschlammgaben von mindestens 300 m³.ha⁻¹ bzw. 15 t Trockensubstanz.ha⁻¹ verursachten in Verbindung mit echtem Humusabbau sinkende Gehalte und Vorräte an Stickstoff in der F- und H-Schicht, vor allem in der Fraktion < 2 mm. Die Literaturergebnisse zeigten weiters, daß Phosphor generell auf Grund der starken Bindung an die organische Substanz bzw. an Eisen oder Aluminium in der Auflage festgehalten und folglich bei keinen Untersuchungen eine Verlagerung in den Mineralboden festgestellt wurde.

Die Ausbringung von Naßschlamm bewirkte in der Regel auf Grund des zumeist alkalischen Klärschlammes eine kurz- bis mittelfristige Erhöhung des pH-Wertes in der L-, F- und H-Schicht. Dieser Anstieg war jedoch bei verstärkter und länger wirksamer Nitrifikation bei

stärkeren Naßschlammengen wieder rückläufig. Weiters bewirkte die Ausbringung von Naßschlamm eine starke Erhöhung der Basensättigung, die in der Regel auf die hohe Calciumfracht im Klärschlamm zurückzuführen ist.

Die Gehalte und Vorräte von Kalium und Magnesium, die auf Grund der geringen Konzentrationen im Naßschlamm zumeist nur in Spuren vorhanden sind, blieben in den Humushorizonten fast durchwegs unverändert oder nahmen sogar ab. Ein verbessertes Nährstoffangebot wurde in keiner Studie nachgewiesen.

Kleine bis mäßige Naßschlammgaben bis maximal $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder 15 t Trockensubstanz $\cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkten langfristig erhöhte Gehalte und Vorräte an Stickstoff, Phosphor und Calcium in der L-, F- und H-Schicht. Die erhöhten Nährstoffgehalte in der L-Schicht waren auch auf das beschleunigte Wachstum und die verbesserte Ernährung der Baumschicht sowie der Kraut- und Strauchsicht nach erfolgter Beschlämmung verbunden mit erhöhtem Streufall und erhöhten Nährstoffgehalten im Bestandesabfall zurückzuführen.

Generell führten die Naßschlammgaben langfristig zu einer außerordentlich starken Akkumulierung der anorganischen Schadstoffe im Auflagehumus oder dem noch unzersetzten Klärschlamm. Schwermetallgehalte und -vorräte waren fast immer mit der Schwermetallfracht im Klärschlamm korreliert und nahmen im ungünstigsten Fall um mehr als das 100fache zu. Die Verlagerung der Schwermetalle in die obersten 10 cm Mineralboden erfolgte langfristig nur sehr langsam.

Deutsche Studien zeigten deutlich, daß die Verlagerung sehr stark von der Humusform zum Zeitpunkt der Beschlämmung sowie der Ausbringungsmenge abhing. Die Verlagerung der Schwermetalle erfolgte auf Waldstandorten mit hoher biologischer Aktivität (Mull) und einer Naßschlammgabe von maximal $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder 10 t Trockensubstanz $\cdot \text{ha}^{-1}$ zoogen durch Einarbeitung der Auflage sowie der organischen Substanz im Klärschlamm in den Mineralboden. Auf stärker behandelten Flächen mit Mullhumus oder Flächen mit niedriger biologischer Aktivität (Moder, Rohhumus) wurden die Schwermetalle auf Grund der ausfallenden oder stark gedrosselten biogenen Umsetzung und der Ausbildung einer Klärschlamm-Blattschicht durch Lösungsvorgänge in den obersten Mineralboden eingebracht.

7.6.1.4 Chemische Auswirkungen von industriellem Papierschlamm und Kompost auf Auflagehumushorizonte

Amerikanische Untersuchungen mit Papierschlamm aus der primären Abwasserreinigung, der durch ein extrem weites C/N-Verhältnis gekennzeichnet ist, ließen keine verbesserte Mineralisierung der damit behandelten Bestände erkennen. Die Folge einer Beschlämmung war ein stark gedrosselter Abbau des Papierschlammes sowie der Auflagehumushorizonte. Zusätzlich wurde eine starke Immobilisierung von Stickstoff beobachtet.

Die Ausbringung von Papierschlamm aus der sekundären Abwasserreinigung, der durch ein enges C/N-Verhältnis gekennzeichnet ist, gemeinsam mit Primärschlamm oder die Ausbringung von reinem Sekundärschlamm bewirkten dagegen eine rasche Umsetzung des Klärschlammes und der Humusaufgabe, wobei es je nach Schlammgabe zu einer schwachen bis sehr starken Stickstofffreisetzung kam.

Deutschen Untersuchungen mit Bio- und Müllkompost zufolge wurde im allgemeinen eine erhöhte biologische Aktivität der behandelten Waldflächen verbunden mit verstärkter Mineralisierung der Auflagehumushorizonte sowie der Kompostgaben festgestellt. Damit war auch eine Agradierung der Humusformen von Rohhumus zu Mull, erkennbar an einer Einengung des C/N-Verhältnisses, verbunden. Die Kompostgaben bewirkten kurz- bis mittelfristig einen erhöhten pH-Wert in der Auflage.

Schwächere Biokompostgaben von $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ verursachten eher eine Verbesserung der Stickstoffvorräte als größere Gaben. Letztere konnten sogar Stickstoffverluste bewirken. Ka-

lium wurde zumeist sofort aus der Auflage verdrängt und ausgewaschen, während die Vorräte an Calcium und Magnesium zumindestens kurzfristig – es liegen noch keine längeren Untersuchungen vor - stark erhöht wurden.

Mit Kompost behandelte Waldflächen ließen ebenfalls eine starke Anreicherung mit anorganischen Schadstoffen in den Auflagen erkennen. Die Schwermetallvorräte wurden in der L-Schicht am stärksten erhöht. Die erhöhten Schwermetallgehalte in der Streu waren auf die erhöhten Schwermetallgehalte im Bestandesabfall durch die erhöhte Aufnahme seitens der Vegetation zurückzuführen. Keine Verlagerung und Anreicherung wurde in den obersten 10 cm Mineralboden festgestellt.

7.6.1.5 Forschungsbedarf

Generell fällt an Hand der ausgewerteten internationalen Literatur auf, daß sich die Studien überwiegend mit den kurzfristigen Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf den Auflagehumus befassen. Einzelne Untersuchungen befassen sich mit den Auswirkungen nach 13 bis 18 Jahren, die jedoch im Vergleich zur Umtriebszeit, z.B. eines Fichtenbestandes von 120 Jahren eine relativ kurze Zeitspanne darstellen. Es wäre daher in Hinblick auf eine bessere Beurteilung der Auswirkungen von organischen Abfallstoffen notwendig, derart behandelte Flächen einem langfristigen Monitoring zu unterziehen.

Derzeit liegen keine Forschungsergebnisse bezüglich dem Verhalten von organischen Verbindungen nach erfolgter Ausbringung von Klärschlamm in Waldbeständen vor. Auch gibt es kaum „langfristige“ Untersuchungen bezüglich der Schwermetалldynamik im Auflagehumus. Außerdem stehen keine detaillierten Untersuchungsberichte in Hinblick auf die Anteile der verfügbaren, austauschbaren, komplexierten, okkludierten usw. Schwermetallfraktionen an den Gesamtvorräten zur Verfügung. Des weiteren sind die Auswirkungen von organischen und anorganischen Schadstoffen auf Bodentiere, Bodenmikroorganismen und andere wichtige ökologische Gruppen (s. unten) noch nicht ausreichend untersucht. Bei großen Beschlämmungen, die zu einem verlangsamten Abbau an Streu bzw. Humus durch die Ausbildung von Sperrschichten führen, kommt es fast immer nur zu geringen Differenzierungen zwischen den einzelnen Schichten (neu gebildete L-, ev. auch F-Schicht, Naßschlamm-Blattschicht, begrabene F- und H-Schicht).

Des weiteren ist anzumerken, daß die Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf einer Vielzahl an Waldstandorten (s. unten), z.B. auf Kalk, Dolomit, nährstoffarmen Flugsanden usw., noch nicht untersucht wurden. Ein dringender Forschungsbedarf besteht in Hinblick auf folgende Klärschlamm- und Kompostarten:

- Entwässerter Klärschlamm
- Müllklärschlammkompost
- Klärschlammkompost
- Industrieller Klärschlamm
- Getrockneter Klärschlamm oder Klärschlammgranulat
- Spezielle Klärschlammisierungen
z.B Zugabe von Mineräldüngern, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw., um die Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm, vor allem von Kalium, aber auch Magnesium etc., auszugleichen.
- Bio-, Müll- und industrielle Komposte

7.6.1.6 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der strukturellen und chemischen Auswirkungen auf den Auflagehumus

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

In Anbetracht der obengenannten Ergebnisse müssen vor der Ausbringung von Naßschlamm der Ernährungszustand des behandelten Bestandes sowie die standorts- und humusbezogenen Kenngrößen berücksichtigt werden. Die Ausbringungsmenge sollte derart kalkuliert werden, daß es langfristig zu einer verbesserten Humusqualität kommt, ohne negative Auswirkungen wie Verlust an organischer Substanz, an Stickstoff, Kalium oder Magnesium zu riskieren.

Eine einmalige Naßschlammgabe von $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder 10 t Trockensubstanz $\cdot \text{ha}^{-1}$, deren Stickstofffracht mit maximal 400 bis $500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ begrenzt wurde, führte kurzfristig zu keinen negativen Auswirkungen (z.B. Stickstoffverluste).

Zudem sollte der Naßschlamm eine geringere Schwermetallbelastung aufweisen, auch wenn die Aufstockung der Schwermetallgehalte nach erfolgter Ausbringung von Naßschlamm auf schlecht zersetztem Auflagehumus infolge der hohen Trockensubstanzmenge eher gering ist, wie in Kap. 10.2 gezeigt wird.

Die beschriebenen Nährstoffungleichgewichte im Naßschlamm, vor allem von Kalium und Magnesium, aber auch an Spurenelementen, sollten durch beigemischte Tonminerale, Mineräldünger etc. behoben werden.

7.6.2 Bodenchemismus

7.6.2.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Die vorliegenden Untersuchungen in Bezug auf bodenchemische Auswirkungen in Waldböden nach erfolgter Klärschlammausbringung betreffen in erster Linie kommunale Klärschlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von unter 10 %.

Wesentlich seltener wurden die Auswirkungen von Abwasser, entwässerten, kompostierten, getrockneten und industriellen Klärschlämmen sowie von Bio- und Müllkomposten untersucht.

Bei den Standorten fällt auf, daß sich die Untersuchungen überwiegend auf saure, nährstoffarme Waldstandorte mit sandigen bis sandig-lehmigen, stark durchlässigen Mineralböden konzentrieren. Dazu gehören folgende Bodentypen nach FINK (1969) bzw. U.S. Soil Taxonomy (siehe Anhang):

- Semipodsole & Podsole
- Saure, durchlässige Braunerden
- Psamments
- Spodosols
- Ultisols

In Deutschland und der Schweiz wurden auch Waldböden mit schlechterer Wasserleitfähigkeit und deutlich höherer Wasserspeicherkapazität auf Grund lehmiger bis toniger Textur untersucht. Folgende Bodentypen nach FINK (1969) wurden dabei mit Klärschlamm behandelt:

- Parabraunerde
- pseudovergleyte Parabraunerde

Diese Standorte wurden insgesamt jedoch in einem deutlich geringerem Umfang untersucht, wobei die untersuchten Standorte ausschließlich mit Naßschlamm (KSn) behandelt wurden.

In Bezug auf das geologische Ausgangsmaterial fällt auf, daß es keine Untersuchungen auf Kalk oder Dolomit gibt. Lediglich ein paar Laborversuche wurden mit karbonatischem Bodenmaterial durchgeführt. In den USA, z.B. Washington oder Michigan, wurde ein Großteil der Untersuchungen auf stark durchlässigem Ausgangsmaterial, z.B. Fluß- und Gletscherablagerungen wie Schotterkörper, Kiese und Sande, durchgeführt. Die wenigen Untersuchungen in Deutschland und der Schweiz wurden auf Lößlehm, verdichtetem Moränenmaterial, Sandstein usw. durchgeführt.

An dieser Stelle sollte darauf aufmerksam gemacht werden, daß in der internationalen Literatur große Auffassungsunterschiede in Bezug auf den Nährstoffhaushalt von Waldstandorten bestehen. Im U.S. Bundesstaat Washington werden Böden mit einem pH-Wert von 5,5 als saure, nährstoffarme Waldböden bezeichnet, während in Mitteleuropa auf Grund der Jahrhunderte dauernden und vielfältigen anthropogenen Einflüsse saure, nährstoffarme Böden zumeist einen pH-Wert um 4,0 aufweisen.

Weiters bestehen große Unterschiede betreffend der atmosphärischen Stickstoffeinträge. Diese sind im U.S. Bundesstaat Washington im Vergleich zu Mitteleuropa deutlich geringer und stellen daher in Kombination mit der Stickstofffracht im Klärschlamm keine so großen Risiken dar.

7.6.2.2 Chemische Auswirkungen von Naßschlamm im Oberboden

Generell muß gesagt werden, daß die Auswirkungen auf die Gehalte und Vorräte der Nähr- und Schadstoffe im Mineralboden von den jeweiligen Konzentrationen im Naßschlamm sowie der Ausbringungsmenge selbst stark abhängen. Naßschlämme sind allgemein durch eine hohe Stickstofffracht, je nach Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung durch eine hohe Phosphor- und Calciumfracht, aber auch durch niedrige Kalium-, oft auch Magnesiumkonzentrationen gekennzeichnet.

Der im Naßschlamm enthaltenen Stickstoffmenge kommt eine vorrangige Bedeutung zu. Niedrige Kaliumkonzentrationen im Naßschlamm können beispielsweise bei starken Ausbringungsmengen Nährstoffungleichgewichte im Boden verursachen und dadurch Nährstoffmängel auslösen.

Einen weiteren wesentlichen Einfluß auf die Langzeitwirkung einer Beschlämmung üben die Textur und die Sorptionskapazität des behandelten Oberbodens aus. Bodentypen mit überwiegend lehmiger bis lehmig-toniger Textur, wie z.B. Parabraunerden, reagierten auf die Beschlämmung langfristig auf Grund der deutlich größeren Sorptionskapazität mit einer stärker erhöhten Basensättigung. Böden mit überwiegend sandiger Textur wie Podsole, Semi-podsole, sandige Braunerden oder Psamments (U.S. Soil Taxonomy) ließen langfristig auf Grund der geringeren Sorptionskapazität nach erfolgter Ausbringung nur eine schwach erhöhte Basensättigung erkennen.

Der zumeist alkalische Naßschlamm bewirkte kurzfristig erhöhte pH-Werte. Mittel- bis langfristig kam es wieder zu einem Absinken der pH-Werte im Mineralboden. Durch sehr hohe Naßschlammgaben, die weit über der Aufnahmefähigkeit des Bestandes lagen, wurden sogar nachhaltig wirksame Versauerungsschübe ausgelöst (s. unten). Die erhöhte Basensätti-

gung steht in direktem Zusammenhang mit der Calciumfracht im Naßschlamm. Die zumeist kurz- bis mittelfristig stark ausgeprägte Erhöhung der Basensättigung war im allgemeinen auf den Oberboden beschränkt. Der Grad der Wirkung sowie die Dauer hängt sowohl bei der Basensättigung als auch dem pH-Wert von der Sorptionskapazität des Bodens ab.

Die Untersuchungen ließen teilweise auf Grund hoher Salzkonzentrationen im Naßschlamm unmittelbar nach der Beschlämmung im Oberboden eine erhöhte elektrische Leitfähigkeit erkennen. Die Salze wurden rasch ausgewaschen.

Die Naßschlammgaben bewirkten nur in den ersten Jahren erhöhte Stickstoffgehalte und -vorräte. Langfristig kam es auf Grund verstärkt einsetzender Nitratauswaschung nur zu tendenziell erhöhten bis gleichbleibenden Stickstoffvorräten im Oberboden. Die Beschlämmung bewirkte im allgemeinen langfristig eine Einengung der C/N- und C/P-Verhältnisse und damit eine Agradierung der humosen Bodenhorizonte.

Die Ausbringung von Naßschlamm erzielt nur anfangs erhöhte Kaliumgehalte. Die Kaliumgehalte und -vorräte bleiben jedoch langfristig im Vergleich zu unbehandelten Oberböden unverändert bzw. ließen einen sinkenden Trend erkennen. Naßschlammgaben von $350 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $18 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkten stark erhöhte Ca-Vorräte auf Kosten der Al-Vorräte sowie je nach Konzentration im Naßschlamm auch erhöhte Mg-Vorräte. Die Wirkung reichte bei sorptionsstarken Böden bis in 20 cm Tiefe.

Untersuchungen im U.S. Bundesstaat Washington mit extrem hohen Naßschlammgaben in Form mehrerer $1000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$, die im Zuge der einsetzenden Mineralisierung mehr Stickstoff freisetzen als die behandelten Bestände aufnehmen konnten, lösten langfristig auf Grund starker Nitrifikation und Nitratauswaschung Versauerungsschübe im Mineralboden aus. In der Folge kam es zu einer nachhaltigen Verschlechterung der Nährstoffversorgung. Das Nitrat wurde gemeinsam mit den basischen Kationen Kalium, Calcium und Magnesium ausgewaschen, wobei die Sättigungsgrade der basischen Kationen zu Gunsten von Aluminium und Eisen stark abnahmen. Derartige Verluste können Versorgungsengpässe bzw. Nährstoffmängel bei den Baumarten auslösen.

Des weiteren führte die Ausbringung von Naßschlamm, dessen Stickstofffracht die Aufnahmefähigkeit des Bestandes weit übertraf, zu einer hohen Stickstoffausgasung in Form von Ammoniak aus dem Mineralboden. Dieselbe war bei dem in den Mineralboden eingearbeiteten Naßschlamm deutlich niedriger als bei oberflächlich ausgebrachtem Naßschlamm.

Die Anreicherung mit Schwermetalle im Oberboden ist im allgemeinen von der Fracht im Klärschlamm sowie der Art der Mineralisierung der Ausbringungsmenge abhängig.

Im Prinzip kam es im Unterschied zu den Auflagen zu einer deutlich schwächeren Bindung der Schwermetalle im Oberboden. Die Verlagerung derselben aus der Auflage lief sehr langsam ab, wobei die Akkumulation auf die obersten 10 cm beschränkt war. Langfristige Untersuchungen von mehr als 13 Jahren ließen eine langsame Anreicherung bis in 20 cm Tiefe erkennen. Wie Studien in Amerika, Kanada und Deutschland zeigten, gelangten maximal 10-15 % der ausgebrachten Schwermetallfracht in den Oberboden. Eine mögliche langfristige Verlagerung der Schwermetalle in den Oberboden könnte mit dem Rückgang der pH-Werte in den sauren bis stark sauren Bereich zusammenhängen.

Deutsche Untersuchungen zeigten, daß Schwermetalle in Böden mit hoher biologischer Aktivität nach der Ausbringung von maximal $150\text{-}200 \text{ m}^3 \text{ Naßschlamm} \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $7,5\text{-}10 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ zoogen in den Oberboden eingearbeitet wurden. Auf stärker beschlämmten Böden mit oder ohne niedrige biologische Aktivität, bei denen es zur Ausbildung einer zoogen inaktiven Naßschlamm-Blatt-Schicht mit absperrender Wirkung kommt, gelangten die Schwermetalle nur durch Lösungsvorgänge in den obersten Mineralboden.

Auf Parabraunerden mit hohem Grob- und Mittelporenanteil im Oberboden kann es im Zuge der Ausbringung des Naßschlammes zum raschen Einsickern von organischen und anorga-

nischen Bestandteilen, Schwebstoffen usw. des Naßschlammes und zum Verschlämmen der Poren kommen. Derart könnten Schwermetalle sofort in größeren Mengen in den Oberboden, aber auch bis in 50 cm Tiefe, wo diese Poren auslaufen, gelangen.

7.6.2.3 Chemische Auswirkungen industrieller und kompostierter Klärschlämme sowie Komposte im Oberboden

Die Ausbringung von industriellem, schwermetallreichem Klärschlamm bewirkte im Oberboden ebenfalls eine deutlich schwächere Schwermetallanreicherung als in der Auflage.

Experimente im Labor ließen erkennen, daß wiederholte Gaben auf Grund verstärkter Mineralisierung rascher zu höheren Schwermetallgehalten und -vorräten im Oberboden als eine entsprechende gleichgroße, jedoch einmalige Schlammgabe führen kann.

Die Einarbeitung von Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost bewirkte in Abhängigkeit der Einarbeitungstiefe stärker erhöhte Schwermetallgehalte im Oberboden als die oberflächliche Ausbringung derselben Schlammmenge. Mittelfristig wurden die Schwermetalle nicht in tieferliegende Horizonte verlagert, sondern blieben in der Einarbeitungsstufe gebunden.

Die Ausbringung von Bio- und Müllkompost bewirkte kurzfristig – es liegen keine längeren Studien vor - einen erhöhten pH-Wert im Oberboden. Deutsche Untersuchungen mit Müllkompost ließen bis in 10 cm Tiefe erhöhte austauschbare Gehalte von Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium erkennen. Müllkompostgaben mit einer Stickstofffracht von über $1000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, die die Aufnahmefähigkeit des behandelten Bestandes überstieg, konnten zu verstärktem Humusvorratsabbau in den A-Horizonten von versauerten und humusarmen Böden führen.

Die Ausbringung von Biokompost bewirkte in 15–30 cm Tiefe deutlich erhöhte Vorräte von Calcium, Magnesium und Kalium. Letzteres wurde zur Gänze aus der Auflage verdrängt. In den darüberliegenden Horizonten, für Podsole typische A_e - und B_s -Horizonte, die durch geringe Sorptionskapazität gekennzeichnet sind, wurden keine erhöhten Vorräte nachgewiesen. Aluminium wurde durch die hohe Zufuhr an basischen Kationen mit dem Kompost massiv vom Austauscher verdrängt. Auch die Ausbringung von Kompost bewirkte eine nur geringe, kaum merkbare Verlagerung der Schwermetalle in den obersten Mineralboden.

7.6.2.4 Chemische Auswirkungen von Naßschlamm im Unterboden

Allgemein betrachtet wurden im Mineralboden beschlammter Waldböden unterhalb von 20 cm Tiefe kurz- bis mittelfristig nur noch schwache Effekte festgestellt. Die Beschlämmung verursachte keine Effekte auf die pH-Werte, Stickstoffgehalte und -vorräte.

Deutschen Studien zufolge wurde längerfristig noch ein Einfluß der Textur und der Sorptionskapazität in 20-30 cm Tiefe, wenngleich deutlich schwächer als im Oberboden, festgestellt. Die Basensättigung wurde dagegen in dieser Tiefenstufe bei tonigen, sorptionsstarken Böden leicht erhöht. Tendentiell waren noch erhöhte Calciumgehalte bzw. -vorräte, in sorptionsstarken Böden auch von Magnesium erkennbar. Dagegen blieben die Gehalte und Vorräte von Calcium und Magnesium sowie die Basensättigung bei sorptionschwachen, sandigen Böden unverändert.

Naßschlammgaben mit extrem hoher Stickstofffracht, die weit über der Aufnahmefähigkeit des Bestandes lagen, verursachten langfristig bis in 180 cm Tiefe keine erhöhten Stickstoffgehalte und -vorräte. Bilanzierungen ergaben dagegen Stickstoffverluste von ca. 30 %. Gesunkene pH-Werte sowie veränderte Austauscherkapazitäten im gesamten Tiefenverlauf deuteten auf die Auswaschung von Nitrat hin. Die Anteile der basischen Kationen waren stark gesunken, die von Aluminium und Eisen im Gegenzug angestiegen.

7.6.2.5 Forschungsbedarf

Dringender Forschungsbedarf besteht in Hinblick auf die Dynamik von organischen und anorganischen Schadstoffen in Waldböden. Vor allem sollte diese bei Untersuchungen im Wald einem langfristigen Monitoring unterzogen werden. Wie langfristige Untersuchungen nämlich zeigen, sinken die pH-Werte in beschlammten Böden wieder in den stark sauren bis sauren Bereich ab, sodaß die Verfügbarkeit der anorganischen Schadstoffe wieder stark ansteigen könnte.

Generell besteht ein dringender Forschungsbedarf bei streugennutzten und tiefgründig versauerten Waldstandorten. Die Frage stellt sich, ob solche Standorte durch organische Recyclingsderivate im Zuge einer Bodenmelioration saniert werden könnten. Bei jeder Sanierung muß die Stickstofffrage berücksichtigt werden, da die erhöhten atmosphärischen Stickstoffeinträge in Mitteleuropa gemeinsam mit Klärschlamm- und Kompostgaben zu einer verstärkten Nitrifikation, Versauerung im Boden und weiteren Nährstoffverlusten (Kalium, Magnesium) führen könnten.

Nährstoffarme und versauerte Parabraunerden, aber auch Podsole und Semipodsole wurden im Zusammenhang mit der Ausbringung von Naßschlamm bereits genauer untersucht. Folgende Bodentypen nach FINK (1969) wurden bis jetzt noch nicht untersucht:

- Braunerden
- Semipodsole bis Podsole (alle Klärschlamm- und Kompostarten außer Naßschlamm)
- Pseudogleye
- Parabraunerde (alle Klärschlamm- und Kompostarten außer Naßschlamm)
- Silikatischer Braunlehm
- Rendzina & Karbonatischer Braunlehm
- Rohböden

Folgende Klärschlamm- und Kompostarten müssen auf Grund nahezu fehlender Untersuchungen noch auf ihre Auswirkungen auf Waldböden hin genau untersucht werden:

- Entwässerter Klärschlamm
- Müllklärschlammkompost
- Klärschlammkompost
- Industrieller Klärschlamm
- Getrockneter Klärschlamm oder Klärschlammgranulat
- Spezielle Klärschlammisierungen
z.B Zugabe von Mineräldüngern, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw., um die Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm, vor allem von Kalium, aber auch Magnesium etc., auszugleichen.
- Bio-, Müll- und industrielle Komposte

7.6.2.6 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der strukturellen und chemischen Auswirkungen auf den Mineralboden

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese

Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Vor der Ausbringung von Naßschlamm im Wald ist es unbedingt notwendig, das Nährstoffpotential des zu behandelnden Standortes, d.h. die Nährstoffreserven, aber auch die Düngungswürdigkeit des Bestandes selbst zu überprüfen, um negative ökologische Risiken, wie z.B. erhöhte Nitratproduktion, Eutrophierung usw., zu minimieren. Die Ausbringungsmenge muß daher, sofern diese Faktoren einen Bedarf an einer Behandlung erkennen lassen, derart kalkuliert werden, daß es langfristig zu einer Steigerung bzw. Verbesserung des Nährstoffpotentials im Boden kommen kann. Gleichzeitig sollte aber gewährleistet sein, daß es zu keiner erhöhten Belastung durch organische und anorganische Schadstoffe kommt.

Da die internationale Literatur bis jetzt nur einmalige und keine wiederholten Beschlämmungen untersucht hat, erscheint nach dem derzeitigen Wissenstand nur eine einmalige Ausbringung von Naßschlamm zulässig. Zudem beziehen sich die Studien auf einen Zeitraum von 13 bis maximal 18 Jahre, die unter Berücksichtigung einer durchschnittlichen Umtriebszeit von 120 Jahren einen eher „kurzfristigen“ Charakter bekommen.

Die zuvor dargestellten Forschungsergebnisse zeigen, daß in erster Linie die Stickstofffracht im Naßschlamm das zentrale Kriterium in Bezug auf eine Ausbringung von Klärschlamm im Wald darstellt. Des weiteren müssen bodenstrukturelle Eigenschaften wie die Textur, Struktur, aber auch bodenchemische Eigenschaften wie die Sorptionskapazität berücksichtigt werden. Die Beschlämmung von durchlässigen Böden mit schwacher Sorptionskraft wie saure Braunerden, Semipodsole oder Psammments dürfte zu stärkeren Nährstoffverlusten führen.

Auf sandigen, durchlässigen Böden bewirkte eine einmalige, maximale Naßschlammmenge von 150-200 m³.ha⁻¹ bzw. 10 t Trockensubstanz.ha⁻¹, auf lehmig-tonigen Böden wie Parabraunerden eine einmalige, maximale Naßschlammmenge von 200-250 m³.ha⁻¹ bzw. 15 t Trockensubstanz.ha⁻¹ keine negativen, ökologischen Folgen, wie z.B. erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser über dem derzeit gültigen Trinkwassergrenzwert. Den Erkenntnissen zufolge sollte eine Stickstofffracht von 400-500 kg.ha⁻¹ nicht überschritten werden.

Bei Überschreiten dieser Mengen erhöht sich die Wahrscheinlichkeit für diese negativen Auswirkungen, wobei mit weiter ansteigender Naßschlammmenge diese Folgen immer exzessiver werden dürften. Demnach scheint eine Naßschlammmenge von über 300 m³.ha⁻¹ bzw. 15 t Trockensubstanz.ha⁻¹ langfristig keine erhöhten Stickstoffgehalte und -vorräte im Oberboden zu bewirken und dürfte die Auswaschung von Nitrat bzw. der basischen Kationen fördern.

Wie kalkulatorische Untersuchungen (s. Kap. 10) zeigen, bewirkt die Ausbringung von Naßschlamm selbst unter extremen Voraussetzungen, wie der Eintrag der gesamten Schwermetallfracht in die obersten 10 cm verschiedener Waldböden innerhalb von zehn Jahren, nur eine geringe Aufstockung der Schwermetallgehalte. Allerdings muß die natürliche und anthropogen bedingte Vorbelastung ebenfalls berücksichtigt werden. Trotzdem sollten die Naßschlämme eine eher geringe Schwermetallbelastung aufweisen, um langfristige Verschlechterungen der Bodenqualität vorzubeugen. Da über die Wirkung von organischen Schadstoffen in Waldböden noch keine Untersuchungen vorliegen, sollte auf Naßschlämme, die erhöhte Schadstoffgehalte aufweisen, verzichtet werden.

7.6.3 Bodenbiologie

7.6.3.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Deutlich weniger Untersuchungen wurden im Zusammenhang mit bodenbiologischen Auswirkungen nach erfolgter Ausbringung von Klärschlamm im Wald im Unterschied zu landwirtschaftlichen Untersuchungen durchgeführt. Die wenigen verfügbaren Untersuchungen setzten sich mit Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm auseinander. Die Untersuchung von THIEL et al. (1989) setzt sich als einzige, im Zusammenhang mit Klärschlammversuchen im Wald verfügbare Studie mit der Problematik von organischen Schadstoffen auseinander.

Die Untersuchungen setzen sich u.a. mit den nachstehenden Organismengruppen auseinander:

- Bakterien & Pilze
- Milben, Kollembolen
- Regenwürmer; speziell *Lumbricus rubellus* und *Dendrobaena rubida tenuis*
- Diplopoda, speziell *Polydesmus denticulatus* und Asseln, speziell *Ligidium hypnorum*
- Laufkäfer, speziell *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pterostichus metallicus*, *Abax ater*, *Carabus hortensis*, *Carabus auronitens*, *Trichotichnus nitens*, *Abax ovalis*, *Pterostichus niger*, *Pterostichus melanarius*, *Platynus assimilis*.
- Rüsselkäfer
- Pseudoskorpione, speziell *Neobisium simile* und Weberknechte, speziell *Mitopus morio*

7.6.3.2 Bodenbiologische Auswirkungen von Naßschlamm

Generell üben die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Klärschlammes sowie die Humusform des behandelten Bestandes zum Zeitpunkt der Ausbringung einen großen Einfluß auf die Reaktion der Bodenorganismen aus. Die bei den strukturellen Auswirkungen auf den Auflagehumus zusammengefaßten Ergebnisse, speziell die mögliche Schaffung einer absperrend wirkenden Klärschlamm-Blatt-Schicht, spielen eine entscheidende Rolle bei der Abbauintensität des Klärschlammes.

Wie deutsche Untersuchungen zeigten, ließen Böden mit Mullhumusdynamik und einer Naßschlammgabe von maximal $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $15 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ eine Versickerung des Naßschlammes zu, verhinderten nebenbei die Entstehung dieser Sperrschicht in der Grenzschicht Auflagehumus/Mineralboden und ermöglichten durch Förderung der biologischen Aktivität eine rasche, zoogene Aufarbeitung des Naßschlammes.

Gleiche oder größere Naßschlammgaben auf Böden mit schichtigem Auflagehumus und gedrosselter Mineralisierung bewirkten die Verfüllung von Lücken und Hohlräumen im Auflagehumus, zerstörten dadurch zoogene Lebensräume, führten zu strukturellen Veränderungen und verursachten eine bodenbiologisch und bodenphysikalisch absperrend wirkende Naßschlamm-Blatt-Schicht.

Deutschen Untersuchungen zufolge war bei einer Naßschlammgabe von $500 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $25 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$, unter ungünstigeren Bedingungen sogar von $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, eine langfristige Bildung dieser Schichten möglich. Diese verhinderte das Ausweichen der Bodenfauna in die Tiefe und konnte den völligen Ausfall derselben bewirken. Der Abbau dieser

Schichten erfolgte von oben. Naßschlammgaben von mindestens $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ bewirkten unter ungünstigen Bedingungen die Vernichtung der Bodenfauna.

Allgemein betrachtet kann die Beschlammung je nach Anpassungsfähigkeit und Reaktionsvermögen einer Art eine Förderung oder eine Reduktion bis zum Ausfall der Art bzw. die Verschiebung der Dominanzklassen einer Art - von sporadisch vorkommend hin zu subdominant und umgekehrt – bewirken. Die Klärschlammausbringung bewirkt im allgemeinen daher eine Veränderung der bodenbiologischen Strukturparameter Dominanzindex, Diversitätsindex und Evenness. Allerdings muß beachtet werden, daß eine erhöhte biologische Aktivität in der Auflage und dem Oberboden nicht automatisch höhere Artenzahlen, sondern nur höhere Individuenzahlen einer Art bedeuten kann.

Die Wiederbesiedelung beschlammter Flächen hängt von der Mächtigkeit und Ausbildung der Sperrschicht, dem Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz im Klärschlamm, der artspezifischen Entwicklungsdauer und Einwanderungszeit ab.

Deutsche Untersuchungen in einem Buchenaltbestand ließen eine starke Vermehrung der leicht anpassungsfähigen und pH-toleranten Art *Lumbricus rubellus* sowie eine explosionsartige Vermehrung von *Dendrobaena rubida tenuis*, die faulende organische Substanz bevorzugt, erkennen. Keine Auswirkungen waren nach zwei Jahren auf die Laufkäfer, Rüsselkäfer, Spinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione feststellbar. Eine kurzfristig vorhandene Sperrschicht erzielte infolge der deutlich trockeneren Bedingungen über der Schicht negative Effekte auf die Population der Asseln, die ein feuchtes Milieu bevorzugen. Die Art *Neobisium carcinoides*, die zu den Pseudoskorpionen gehört, bevorzugt Spalten und Ritzen, die jedoch durch die Naßschlammsschicht verfüllt wurden.

Amerikanischen Untersuchungen zufolge kam es in einem 27jährigen *Pinus taeda* Bestand mit schlecht zersetzbarer Nadelstreu und damit langsamer Humusdynamik bei der Naßschlammausbringung von $11,4 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ zu einer starken Reduktion der gesamten Bodenfauna, insbesondere der Milbenpopulation.

Im Zusammenhang mit den Auswirkungen von Naßschlamm auf die Makromycetenflora wurde in einer schweizer Untersuchung festgestellt, daß es zu einer völligen und langfristig wirksamen Vernichtung der obligaten Ektomykorrhiza nach Ausbringung von $400, 600$ und $800 \text{ m}^3 \text{ Naßschlamm} \cdot \text{ha}^{-1}$ gekommen war. Eine deutliche gehemmte Fruchtkörperbildung konnte sogar bei einer Gabe von $200 \text{ m}^3 \text{ Naßschlamm} \cdot \text{ha}^{-1}$ festgestellt werden.

Dagegen bewirkten alle Klärschlammgaben, 200 bis $800 \text{ m}^3 \text{ Naßschlamm} \cdot \text{ha}^{-1}$, eine deutliche Steigerung der saproben und parasitischen Pilze. Die Naßschlammgabe von $400 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. $20 \text{ t Trockensubstanz} \cdot \text{ha}^{-1}$ verursachte eine deutliche Stimulanz von *Armillaria mellea* und *Laccaria laccata*, wobei die Fruktifikationsperiode um bis zu 2,5 Monate früher, schon ab dem Frühsommer, begann und im Herbst länger andauerte.

Die Fruktifikation und das Vorkommen von *Armillaria mellea* wird durch die verstärkte Nährstoffzufuhr besonders gefördert. Dagegen bewirkt dieselbe eine deutliche Reduktion der obligaten Mykorrhiza bis hin zum völligen Ausfall.

7.6.3.3 Bodenbiologische Auswirkungen von entwässertem und industriellen Klärschlamm

Die zuvor zusammengefaßten Kriterien - physikalischen Eigenschaften des Klärschlammes, Klärschlammmenge, Humusform zum Zeitpunkt der Ausbringung, Reaktion der Bodenfauna sowie Parameter für die Wiederbesiedelung beschlammter Flächen - gelten auch für diese Klärschlammarten.

Amerikanische Untersuchungen mit 500 - 2000 m^3 entwässerten Klärschlamm $\cdot \text{ha}^{-1}$ ließen trotz der langsameren Entwässerung und dem langsameren Abbau im Wald als am Schlag

ein deutlich stärkeres Ansteigen der Pilz- und Bakterienpopulationen im entwässerten Klärschlamm erkennen. Dagegen wurde die Milbenpopulation im Klärschlamm auf der Schlagfläche stärker gefördert.

Die Beimischung von Sägespänen oder Bodenmaterial zum Klärschlamm förderte die Entwicklung der Pilz- und Bakterienpopulationen im Winter bei der Ausbringung am Schlag stärker als die reine Klärschlammgabe.

Versuche mit schlecht stabilisiertem, industriellem, entwässertem Klärschlamm zeigten, daß dieser eine bessere Nahrungsquelle für die Bodenfauna, welche unterschiedlich große Bodenaggregate schafft, darstellt. Diese wiederum verbessern die Milieubedingungen für die Bodenfauna. Derart wurden die Individuenzahlen der Bodenfauna auf der beschlammten Fläche, insbesondere Milben und Kollembolen, deutlich gesteigert.

Bei einer amerikanischen Untersuchung mit Papierschlamm wurde eine deutliche Vermehrung der Regenwürmer im Mineralboden beobachtet. Allerdings konzentrierten sich diese auf den beschlammten Flächen in den obersten 3,5 cm Mineralboden und stellten damit eine leichtere Beute für höhere trophische Gruppen dar. Die Belastung des Papierschlammes mit Dioxinen und Furanen konnte in den Regenwürmern nachgewiesen werden. Den deutlich erhöhten TCDD-Konzentrationen in den Regenwürmern der beschlammten Flächen standen unbelastete der unbehandelten Flächen gegenüber.

Die Beschlämmung verursachte in der gleichen Studie keine Effekte auf die Artendiversität und Häufigkeit der Wirbellosen in der Streu, der Auflage und der Klärschlamm-Blatt-Schicht, bewirkte jedoch deutlich weniger Wirbellose im darunter liegenden Mineralboden. Ausschlaggebend sind die stark veränderte Belüftung und Bodenfeuchte im Mineralboden.

7.6.3.4 Forschungsbedarf

Dringender Forschungsbedarf besteht im Prinzip bei allen Klärschlämmen, da unter Berücksichtigung der Waldstandorte (s. oben) kein Schwerpunkt bis jetzt erkennbar war. Ferner liegen bis dato keine Untersuchungen im Zusammenhang mit Bio-, Müll- und industriellen Komposten vor.

Zudem sollte die Problematik der anorganischen und organischen Schadstoffe stärker berücksichtigt und daher untersucht werden. Die verstärkte Aufnahme von kontaminiertem Boden- und KS-Material durch Regenwürmer, Käfer u.a. Faunengruppen, die als Nahrungsquelle für höhere trophische Ebenen dienen, könnte zu einer verstärkten Belastung letzterer führen.

Die recherchierte Literatur befaßt sich fast ausschließlich mit den kurzfristigen Auswirkungen, also den ersten Jahren nach der KSn-Gabe. Daher sollten die Effekte der Klärschlamm- und Kompostgaben auf das Bodenleben, welches u.a. für den Abbau der organischen Substanz von entscheidender Bedeutung ist, langfristig, vor allem unter Berücksichtigung der Umtriebszeit untersucht werden. Dies wäre vor allem auch in Hinblick auf die langfristigen Veränderungen im Zusammenhang mit organischen und anorganischen Schadstoffen, deren Einfluß auf das Bodenleben nach erfolgter Ausbringung bis jetzt nur in geringem Ausmaß untersucht worden war, von enormer Bedeutung.

7.6.3.5 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Bodenbiologie

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden

Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Unter ungünstigen Humus- und Oberbodenbedingungen wurden auf Basis der Literaturergebnisse nach erfolgter einmaliger Ausbringung von 100-150 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ oder 5-7,5 t Trockensubstanz.ha⁻¹ keine negativen Auswirkungen beobachtet. Bei günstigen Humus- und Oberbodenbedingungen führte eine Erhöhung dieser einzelnen Naßschlammgabe um 50-100 m³.ha⁻¹ ebenfalls zu keinen negativen Effekten. Bei beiden Angaben wurde der Naßschlamm innerhalb kurzer Zeit biogen aufgearbeitet.

7.6.4 Bodenphysik

7.6.4.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Allgemein betrachtet liegen nur sehr wenige Forschungsergebnisse im Zusammenhang mit bodenphysikalischen Fragestellungen vor. Sofern diese überhaupt untersucht wurden, setzten sich die Untersuchungen mit den Auswirkungen von Naßschlamm und von Müllkompost auf den Mineralboden auseinander. Sehr oft wurden bei bodenphysikalischen Fragen im Zusammenhang mit Klärschlamm Hypothesen ohne entsprechende wissenschaftliche Untersuchungen angegeben. Derartige Angaben beruhen sehr oft auf Ergebnisse im Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Untersuchungen.

7.6.4.2 Bodenphysikalische Auswirkungen von Naßschlamm

Die Humusform und die Oberbodenstruktur zum Zeitpunkt der Naßschlammgabe üben einen großen Einfluß auf die Humus- und Bodenphysik nach erfolgter Beschlammung aus. Die physikalischen Auswirkungen einer Beschlammung stehen in einem starken Zusammenhang mit den strukturellen und biologischen Veränderungen im Auflagehumus und dem obersten Mineralboden. Weiters ist die Größe der Naßschlammgabe von enormer Bedeutung, wobei die negativen Effekte einer Beschlammung mit steigender Naßschlammmenge verstärkt zunehmen.

Deutsche Studien zeigten, daß grobporenreiche, biologisch aktive Oberböden mit lockerer Mullaufgabe bei einer Naßschlammgabe von 150–200 m³.ha⁻¹ bzw. 7,5–10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ ein rasches Einsickern und eine zügige Aufarbeitung des Klärschlammes ermöglichten. Bei derartigen Ausbringungsmengen blieb wenig Naßschlamm in der Auflage hängen, sodaß die absperrend wirkende Naßschlamm-Blatt-Schicht, verhindert wurde.

Böden mit schichtigen, strukturarmen Auflagen und damit stark reduzierter Mineralisierung ermöglichten durch das schlechte Einsickervermögen des Naßschlammes die Ausbildung von absperrend wirkenden Klärschlamm-Blatt-Schichten. Dadurch kam es zur Verfüllung von Lücken und Hohlräumen in der Humusaufgabe verbunden mit einer direkten Zerstörung von Lebensräumen durch Strukturveränderungen.

Deutsche Untersuchungen zeigten, daß Naßschlammgaben von 300 m³.ha⁻¹ oder 15 t Trockensubstanz.ha⁻¹ bei Rohhumus- oder Moderaufgabe zumindestens kurzfristig die Ausbildung von absperrend wirkenden Naßschlamm-Blatt-Schichten bewirkten. Stärkere Naßschlammgaben von mindestens 500 m³.ha⁻¹ oder 25 t Trockensubstanz.ha⁻¹ bewirken langfristig eine Bildung von dichten und fast grobporenenfreien Naßschlamm-Blatt-Schichten.

Diese Sperrschichten stellen ein Hemmnis für versickernde Niederschläge dar, wirken sich negativ auf den Luft- und Feuchtehaushalt im Mineralboden sowie die Wasserleitfähigkeit im Auflagehumus aus, behindern den Gasaustausch und wirken durch leicht oxidierbare Substanzen im Klärschlamm sauerstoffzehrend.

Mit steigender Ausbringungsmenge war ein starkes Absinken der Wasserleitfähigkeit in der Klärschlamm-Humus-Schicht erkennbar. Unter ungünstigen Bedingungen, also schichtige Humusaufgaben mit langsamer Mineralisierung, wurde eine einsetzende Beeinträchtigung der Wasserleitfähigkeit ab einer Naßschlammgabe von $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, eine außerordentlich starke Beeinträchtigung ab einer Naßschlammgabe von $500 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ gemessen werden.

Untersuchungen im Gelände zeigten, daß es im Zuge der Erstentwässerung nach der Beschlämmung nur zur Ausbildung von großen Rissen in der Naßschlammsschicht, bei weiterführender Entwässerung jedoch nicht zur Bildung kleinerer Risse kommt. Diese aufgebrochenen, nur durch Schwundrisse getrennten Schollen beeinträchtigten den Lufthaushalt der darunterliegenden begrabenen Humushorizonte sowie des obersten Mineralbodens.

7.6.4.3 Bodenphysikalische Auswirkungen von Müllkompost

Erste Ergebnisse mit Müllkompost zeigten, daß die oberflächliche Ausbringung ein erhöhtes Porenvolumen und eine Verbesserung des Wasserhaushaltes bewirkte. Die maschinelle Einarbeitung von Kompost in den Mineralboden bewirkte dagegen eine Zerstörung der Struktur im Oberboden, des Porenvolumens und eine deutliche Reduktion der Bodenfeuchte. Zu hohe Kompostgaben, die eine deutlich erhöhte Stickstoffgabe bedeuten, könnten die Entwicklung der Bodenvegetation stark fördern. Diese könnte durch erhöhten Wasserverbrauch im Boden eine sinkende Bodenfeuchte verursachen.

7.6.4.4 Forschungsbedarf

In Anbetracht der zitierten Auswirkungen auf die Humus- und Bodenphysik besteht auf Grund der geringen waldökologischen Untersuchungen ein dringender Forschungsbedarf bei folgenden Klärschlamm- und Kompostarten:

- Entwässerter Klärschlamm
- Müllklärschlammkompost
- Klärschlammkompost
- Industrieller Klärschlamm
- Getrockneter Klärschlamm oder Klärschlammgranulat
- Spezielle Klärschlammisierungen
z.B Zugabe von Mineraldüngern, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw., um die Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm, vor allem von Kalium, aber auch Magnesium etc., auszugleichen.
- Bio- Müllkompost bzw. industrielle Komposte

Auf die noch nicht untersuchten Waldstandorte wurde bereits in den Kapiteln zuvor verwiesen.

7.6.4.5 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Bodenphysik

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese

Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Unter günstigen Humus- und Oberbodenbedingungen wurden auf Basis der Literaturergebnisse nach erfolgter einmaliger Ausbringung von maximal $200 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder ca. 10 t Trockensubstanz $\cdot \text{ha}^{-1}$ keine negativen bodenphysikalischen Auswirkungen beobachtet. Eine Einhaltung dieser Mengen sollte die für den Abbau des Naßschlammes wichtigen Faktoren nicht beeinträchtigen, sodaß eine rasche Mineralisierung der ausgebrachten Menge gewährleistet ist.

Unter ungünstigen Humus- und Oberbodenbedingungen (z.B. Rohhumus sowie A_{hi} -Horizont) bewirkte eine Naßschlammmenge von maximal $100\text{--}150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder $5,0$ bis $7,5 \text{ t}$ Trockensubstanz $\cdot \text{ha}^{-1}$ keine negativen Effekte.

Tab. 46: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Humustrockengewichte, den pH-Wert und die Nährstoffe in der Streu, der KS Schicht und den Auflagen unter Wald

Angaben zum Versuch	Auflagehorizont	Raten	Humusmenge [t.ha ⁻¹]	pH- Wert ¹²¹	Nährstoffe ¹²¹				Anmerkungen	
					kg N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹		
ABWASSER (AW)										
HARRIS und URIE, 1983 5jährige Verregnung Alflic Haplorthod 50jähriger Mischwald aus <i>Acer saccharum</i> , <i>Fagus grandifolia</i> und <i>Acer rubra</i> Keine Angabe der N-Mengen!	<u>L-Schicht: df</u> ¹²² Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche <u>L-Schicht: ndf</u> Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche	Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche	8,9 a	155 a	8 ab				5jährige Verregnung bewirkte signifikant reduzierte Streumengen. Auf den behandelten Flächen kam es zu einer signifikanten Abnahme der N- und P-Gehalte in der Streu.	
			6,5 b	86 b	5 b					
			5,9 b	124 b	7 b					
			9,8 a	206 a	11 a					
			6,4 b	62 b	5 b					
			5,0 b	91 b	4 b					
HARRIS und URIE, 1983 5jährige Verregnung Alflic Haplorthod 50jähriger Mischwald aus <i>Acer saccharum</i> , <i>Fagus grandifolia</i> und <i>Acer rubra</i> Keine Angabe der N-Mengen!	<u>F/H-Schicht: df</u> Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche <u>F/H-Schicht: ndf</u> Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche	Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche	83,4 a	634 a	36 b				Verregnung bewirkte signifikant erhöhte Trockengewichte in den Humusaufgaben. Die Gesamttrockengewichte von Streu und Auflagehumus ließen jedoch keine signifikanten Verluste als Folge der Durchforstung bzw. eine leichte Zunahme als Folge der Verregnung erkennen. Abwasser bewirkte signifikant erhöhten pH-Wert in der Auflage; die Basensättigung wurde signifikant von ca. 32 % auf 69-74 bzw. 75-81 % erhöht.	
			116,1 b	863 ab	46 a					
			105,2 ab	1018 b	48 a					
			81,6 a	574 a	48 a					
			107,0 ab	764 ab	39 b					
			98,0 b	774 ab	41 b					
SOMMER et al., 1975 A) 1964/65 und 1968/69 B) Jänner/März; Rohhumus-Eisenhumuspodsol	<u>Auflagehumus</u> A) Kontrolle Mehrere 1000 mm B) Kontrolle 600 mm	Kontrolle 600 mm	3,1	1700	97	56	212	23	Das alkalische AW bewirkten einen deutlich erhöhten pH-Wert bei beiden Untersuchungen. Das AW bewirkte sinkende C _r -Vorräte (ca. 5 t) sowie nur gering verbesserte N- und P-Vorräte (außer Studie A). Bei Studie B kam es zu einer Anreicherung mit K, Ca und Mg in der Auflage und zu einer nur geringen Bindung von Na in der Auflage.	
			4,1	1800	243	111	632	78		
			3,2	1200	53	38	220	19		
			4,3	1800	74	59	422	51		
NABSCHLAMM (KSn)										
BROCKWAY ¹²³ , 1983 KSn Versuchsdauer 1976-1977 Spodic Udipsamment - Alflic Haplorthod mäßig durchlässig, nährstoffarm, trocken. 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand 36jähriger <i>Pinus strobus</i> Bestand	<u>Auflagehumus</u> Kontrolle 4,8 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ 19,3 t.ha ⁻¹	Kontrolle 4,8 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ 19,3 t.ha ⁻¹	19,0	7,0 a	7,6 a	0,5 a	0,5 a	0,73	14 Monate nach der Ausbringung bildeten der KSn und die Auflage noch immer getrennte Einheiten. KSn bewirkte mit steigender Rate erhöhte Trockengewichte (Auflage + KSn) um maximal 73 % bei <i>Pinus resinosa</i> . Der pH-Wert wurde nach der KSn-Gabe von 4,2 auf max. 6,1 erhöht, sank in der Folge durch Nitrifikation und Auswaschung ab, war aber nach 14 Monaten noch signifikant erhöht. KSn bewirkte einen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit von 0,3 dS.m ⁻¹ auf über 2,2 dS.m ⁻¹ .	
			32,9	9,8 b	11,0 b	5,4 b	5,9 b	0,78		
				12,1 bc	13,3 b	11,5 c	11,2 c			
				13,4 c	13,2 b	12,5 c	14,5 c			
			7,9	10,63	0,77	2,22	9,14	0,63		
			8,2	11,14	0,94	2,43	9,29	0,66		
FAßBENDER und GUSSONE, 1983 Versuchsdauer 1978/79-1981 Mull bis mullartiger Moder; Braunerde schwach podsolig, mäßig nährstoffversorgt Buntsandstein mit Löß in 30-70 cm Tiefe 114jähriger <i>Fagus sylvatica</i> Bestand 180 m ³ KSn.ha ⁻¹ = 19,7 t KSn.ha ⁻¹ TS von 11,0 %.	<u>Streu (1979)</u> Kontrolle 180 m ³ KSn.ha ⁻¹ <u>Streu (1981)</u> Kontrolle 180 m ³ KSn.ha ⁻¹ <u>Auflage</u> ¹²⁴ Kontrolle 180 m ³ KSn.ha ⁻¹	Kontrolle 180 m ³ KSn.ha ⁻¹ Kontrolle 180 m ³ KSn.ha ⁻¹ Kontrolle 180 m ³ KSn.ha ⁻¹	4,2	10,54	0,82	3,14	8,06	0,68	Klärschlammausbringung bewirkte vor allem eine Erhöhung der N-, P- und Ca-Gehalte in der Streu. Bedingt durch die geringen K- und Mg-Konzentrationen im Klärschlamm konnten keine Auswirkungen auf deren Gehalte in der Streu festgestellt werden. KSn bewirkte eine nur geringfügige Gewichtsveränderung der Humusaufgabe, dagegen deutlich erhöhte N-, P- und Ca-Gehalte in den Auflagen. Der hohe pH-Wert des KSn (6,5) verursachte weiters einen erhöhten pH-Wert in der Auflage.	
			6,1	10,71	0,95	3,18	8,73	0,66		
				15,80	1,10	0,97	5,56	0,68		
				18,30	8,40	1,12	23,70	1,39		
NABSCHLAMM (KSn)										

¹²¹ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzkennzeichen werden bei jedem Bericht angegeben.¹²² df = Bestand durchforstet; ndf = Bestand nicht durchforstet.¹²³ Angabe der Trockengewichte und des pH-Wertes beziehen sich auf den *Pinus resinosa* Bestand. Angabe der N- und P-Gehalte getrennt nach Bestand (*Pinus resinosa* Bestand; *Pinus strobus* Bestand).¹²⁴ Angaben beziehen sich auf Analysen der Kontrollfläche (1977) vor der KS Gabe und auf die der KS Fläche selbst (1981).

Angaben zum Versuch	Auflagehorizont		Humusmenge [t.ha ⁻¹]	pH- Wert ¹²¹	Nährstoffe ¹²¹				Anmerkungen	
	<u>L-Schicht</u>	Raten			kg N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹		kg Mg.ha ⁻¹
NGUYEN et al., 1986 KSn Versuchsdauer 1981-1984 Alflic Udipsamment 70jähriger Laubholzschichtbestand	<u>L-Schicht</u>	Kontrolle 8 t.ha ⁻¹	-2,3 a -1,5 a		65,7 a 79,0 a	9,2 19,8	4,3 a 5,4 a	57,5 a 70,9 a	7,2 9,5	Signifikant (p < 0,1) erhöhte Humusvorräte zwei Jahre nach der KSn Gabe, wobei der Anteil der F- und H-Schicht bei ca. 90 % lagen. Die Streuverluste wurden auf den KSn-Flächen vermutlich durch verstärkte Kronenproduktion und damit erhöhten Streufall ausgeglichen. Deutliche Vorraterhöhungen an N, P und Ca in der F- und H-Schicht. Die geringen K- und Mg-Konzentrationen im KSn bewirkten nur geringe K- und Mg-Zunahmen in der Humusaufgabe.
REITER et al., 1995 Starnberg KSn Versuchsdauer 11/1973-1992 Moder; i. psvgl. Parabraunerde 59jähriger <i>Picea abies</i> Bestand	<u>F/H-Schicht (1979)</u>	Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹		[CaCl ₂] 3,1 4,3 5,3	17,3 24,7 18,2	143,5 465,4 856,7	8,9 20,4 34,6	2,1 2,7 2,9	30,0 11,4 3,6	KS bewirkte einen deutlichen pH Anstieg in der Auflage; dieser Effekt war nach 18 Jahren verschwunden; (pH war nur noch auf der mit 305 m ³ .ha ⁻¹ behandelten Fläche um eine Einheit größer). Die hohe Ca-Fracht im KSn bewirkte in der Auflage eine deutlich höhere Basensättigung (fast 100 %). Die Basensättigung lag nach 18 Jahren bei ca. 72-81 % und erreichte bei den Kontrollen ca. 70 %.
	<u>F/H-Schicht (1979)</u>	Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹		3,1 3,4 3,4	11,7 11,4 8,2	76,4 76,4 52,8	7,1 4,9 4,1	0,5 0,3 0,2	3,8 1,7 1,4	KSn bewirkte einen deutlichen Humusabbau verbunden mit geringeren Ca- und Mg-Vorräten in den Auflagen im Vergleich zu den Kontrollen.
REITER et al., 1995 Erlangen KSn Versuchsdauer 3/1980-1992 Rohhumus; Braunerde-Podsol 55jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<u>L/F-Schicht</u>	Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹		[CaCl ₂] 2,7 3,3	6,2 5,8	17,4 49,1	1,5 3,4	0,4 1,6	3,8 2,4	Nach 12 Jahren lag der pH-Wert in den Auflagen der behandelten Fläche noch geringfügig über der Kontrolle. Der 300 m ³ .ha ⁻¹ KSe Gabe ließ einen deutlich größeren Einfluß erkennen. Die Basensättigung war mit 78 % auf der beschlammten Fläche deutlich höher als auf der Kontrolle mit 45 %, aber doch deutlich niedriger als die der mit KSe stark beschlammten Fläche (97 %).
KEßLER-PRUSKO, 1989 Geisenfeld Versuchsdauer 1975-1988 Rohhumusartiger Moder als Humusform Braunerde-Podsol bis Podsol-Braunerde 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<u>L-Schicht</u>	Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	Humusgehalte ¹²⁵ 898 b 877 c 865 a	C/N	47 44 36	11 a 12 a 14 a	0,63 b 0,77 ab 0,99 a	1,2 b 1,6 ab 2,0 a	0,36 b 0,42 ab 0,55 a	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. KSn bewirkte eine beschleunigte Mineralisierung der organischen Substanz, erkennbar an den verringerten Humusgehalten, vor allem in der F- / H-Schicht (< 2mm). In der Folge kam es zu reduzierten Humusvorräten, wobei die Verluste bei den großen im Vergleich zu den kleineren KSn-Gaben stärker waren.
	<u>F/H-Material (< 2 mm)</u>	Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	876 b 841 c 824 a	3,0 3,1 3,3	27 25 24	12 a 14 a 13 a	0,65 b 0,55 b 0,85 a	2,9 b 4,2 a 4,7 a	0,60 b 0,70 b 0,96 a	Der alkalische KSn bewirkte anfangs deutlich höhere pH-Werte in den Auflagen. Der Effekt war nach 13 Jahren kaum noch erkennbar. Mit zunehmender N-Zufuhr kam es zu einem abnehmenden N-Vorrat. Phosphor dürfte auf Grund des pH-Wertes und der Ca- und Fe-Gehalte vor allem als Eisenphosphat vorliegen. KSn bewirkte erhöhte P-, Ca- und Mg-Vorräte in den Auflagen.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)										
REITER et al., 1995 Erlangen Versuchsdauer 3/1980-1992 Rohhumus; Braunerde-Podsol 55jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand	<u>L/F-Schicht</u>	Kontrolle 300 m ³ KSe.ha ⁻¹		[CaCl ₂] 2,7 4,3	6,2 5,8	17,4 81,8	1,5 6,0	0,4 1,5	3,8 0,3	Die starke KSe Behandlung bewirkte einen deutlichen Anstieg des pH Wertes und der Basensättigung. Der pH Wert der mit 50 m ³ .ha ⁻¹ behandelten Fläche lag bei 3,3. Diese Fläche war durch eine etwas geringere Basensättigung als die mit 300 m ³ KSn.ha ⁻¹ behandelte Fläche gekennzeichnet.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)										

¹²⁵ Humusgehalte in mg.g⁻¹.

Angaben zum Versuch	Auflagehorizont Streufall (links) <u>L/F-Schicht</u> (rechts)	Humusmenge [t·ha ⁻¹]	pH- Wert ¹²¹	Nährstoffe ¹²¹			Anmerkungen
				mg N·g ⁻¹	mg P·g ⁻¹	mg N·g ⁻¹	
PRESCOTT ¹²⁶ et al., 1993 KSe Versuchsdauer 1980-1990 Inceptisol Sehr stark durchlässig; 70jähriger <i>Pseudotsuga menziesii</i> Bestand	Streufall ca. 1,45 ca. 1,90 ca. 1,35 ca. 1,40	Streufall ca. 1,45 ca. 1,90 ca. 1,35 ca. 1,40		6,9 7,5* 7,1 7,4*	1,3 0,9* 1,2 1,0*	19,4 18,9 20,0 20,9	(*) Signifikanter Unterschied zwischen den unbehandelten und den beschlammten bzw. mineralgedüngten Flächen bei p < 0,05. Die Beschlämmung verursachte eine erhöhte Kronenproduktion und dadurch erhöhten Streufall. Der KSe bewirkte signifikant größere N- und niedrigere P-Gehalte in der Streu sowie erhöhte P-Gehalte in der Auflage. Kaum Unterschiede waren in Bezug auf die N-Nachlieferung durch den Streufall auf den behandelten Flächen erkennbar.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)							
BROCKWAY, 1983 Ind.-KSn Versuchsdauer 1976-1977 Spodic Udipsamment - Alfic Haplorthod nährstoffarm, gut bis mäßig durchlässig 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand	<u>Auflagehumus</u> Kontrolle 4,0 t·ha ⁻¹ 8,0 t·ha ⁻¹ 16,0 t·ha ⁻¹ 32,0 t·ha ⁻¹	20,6 49,8		9,3 a 13,2 b 15,2 b 17,8 c 19,6 c	mg P·g ⁻¹ 0,7 a 1,6 a 2,1 a 3,4 b 3,7 b	mg K·g ⁻¹ mg Ca·g ⁻¹ ca. 0,25 ca. 0,65	14 Monate nach der Ausbringung bildeten der KSn und die Auflage noch immer eigene Einheiten. Ind.-KSn verursachte mit steigender Rate deutlich erhöhte N- und P-Gehalte, Trockengewichte (KS+Auflage) sowie ein engeres C/N-Verhältnis. Der anfangs erhöhte pH-Wert war nach 14 Monaten durch Versauerung abgesunken, jedoch noch immer signifikant erhöht. Die elektrischen Leitfähigkeit stieg durch die KSn-Gabe von 0,3 dS·m ⁻¹ auf über 2,2 dS·m ⁻¹ . Die langjährige Verregnung bewirkte eine starke Regenwurmaktivität. Folglich war eine Agradierung von Rohhumus zu Mull und mullartigen Moder und ein 15-20 cm mächtiger A _{h0} -Horizont erkennbar. Die Verregnung bewirkte ein verbessertes C/P-Verhältnis in der Auflage und C/N-Verhältnis in der H/A _h -Schicht. Das Ind.-AW führte zu einem signifikanten erhöhten pH-Wert, einer deutlich verstärkten Ca-Bindung in der Auflage und veränderten Gehalten an austauschbaren basischen Kationen.
ESSER et al., 1983 20jährige Verregnung Rohhumus; Braunerde-Podsol stark podsoliert Natürlicher Eichen-Birken-Buchenwald; teilweise sekundär <i>Pinus sylvestris</i> .	<u>Auflagehumus</u> Kontrolle Ind.-KSn ¹²⁷		2,8 4,9	C/N 625 100	C/P 25,7 11,7	mg Ca·g ⁻¹ ca. 0,6 ca. 4,0	Die langjährige Verregnung bewirkte eine starke Regenwurmaktivität. Folglich war eine Agradierung von Rohhumus zu Mull und mullartigen Moder und ein 15-20 cm mächtiger A _{h0} -Horizont erkennbar. Die Verregnung bewirkte ein verbessertes C/P-Verhältnis in der Auflage und C/N-Verhältnis in der H/A _h -Schicht. Das Ind.-AW führte zu einem signifikanten erhöhten pH-Wert, einer deutlich verstärkten Ca-Bindung in der Auflage und veränderten Gehalten an austauschbaren basischen Kationen.
MÜLLKOMPOST (MK)							
GRÜNEKLEE ¹²⁸ et al., 1993 MK Versuchsdauer 1978--1988 Rohhumus; Braunerde-Podsol; oligotroph	<u>H-Horizont</u> Kontrolle 400 m ³ ·ha ⁻¹ 800 m ³ ·ha ⁻¹		[H ₂ O] 3,8 6,2 6,6	C/N 27,9 15,9 15,6	mg N·g ⁻¹ 10,4 6,5 6,2	kg N _{min} ·ha ⁻¹ 27,4 8,4 11,4	Die MK-Gaben bewirkten eine erhöhte biologische Aktivität verbunden mit verstärkter Mineralisierung. Entsprechend dem C/N-Verhältnis kam es zu einer Verschiebung der Humusformen von Rohhumus zu mullartigen Moder. Außerdem bewirkte die MK-Behandlung einen starken erhöhten pH-Wert auf den behandelten Flächen.
MOLL et al., 1977 MK Versuchsdauer 1969-1975 Podsol-Braunerde; nährstoffarm, sauer	<u>L-Horizont</u> Kontrolle 800 m ³ ·ha ⁻¹ oberflächlich		[KCl] 3,7 4,0	mg N·g ⁻¹ 0,58 0,51	mg P·g ⁻¹ 13,99 14,47	mg Ca·g ⁻¹ 2,9 14,7	Die MK-Gabe bewirkte vermutlich durch erhöhte Nadelproduktion der Kiefer eine Zunahme der Streumächtigkeit von 1 auf 3 cm sowie eine Einengung des C/N-Verhältnisses von 41,4 auf 35,0. Außerdem konnten erhöhte Gehalte an basischen Kationen festgestellt werden.
BIOKOMPOST (BK)							

¹²⁶ 1977 Ausbringung von 95 t KSe·ha⁻¹ und 1980 von 47 t KSe·ha⁻¹ auf den gleichen Flächen. Mineraldüngervarianten: A) (NH₄)₂HPO₄; (NH₄)₂SO₄; H₂N-CO-NH₂ (insgesamt 1082 kg N·ha⁻¹; 470 kg P·ha⁻¹; 1035 kg S·ha⁻¹) von 1953 bis 1973 und B) NH₄NO₃; H₂N-CO-NH₂ (insgesamt 1568 kg N·ha⁻¹) von 1950 bis 1982

¹²⁷ Stärkeabwasser; Schwermetalle, toxische Chemikalien und pathogene Keime fehlen; 67 % der Trockensubstanz ist Stärke; 25 % Eiweiße sowie 8 % Mineralstoffe. Durch hohe Stickstofffracht (700 mg·l⁻¹) und organische Belastung (BSB₅ von 4529-6900 mg·l⁻¹) gekennzeichnet.

¹²⁸ Angaben bez. dem C/N Verhältnis beziehen sich auf den H Horizont; alle anderen auf die F und H Schicht (inkl. der Y Schicht für die MK Gabe).

Angaben zum Versuch	Auflagehorizont <u>L-Horizont</u> Raten	Humusmenge ¹²¹ [t·ha ⁻¹]	pH-Wert ¹²¹ [CaCl ₂]	Nährstoffe ¹²¹	Anmerkungen																				
DESCHAUER, 1995 BK Versuchsdauer 1991-1993 Rohhumus - Podsol-Braunerde, nährstoffarm, durchlässig	Kontrolle 50 m ³ ·ha ⁻¹ 100 m ³ ·ha ⁻¹	13,5 13,4 13,3	5,37 c* 4,81 b* 3,28 a*	<table border="1"> <tr> <td>t N·ha⁻¹</td> <td>C/N</td> <td>keq Ca·ha⁻¹</td> <td>keq Mg·ha⁻¹</td> <td>keq K·ha⁻¹</td> </tr> <tr> <td>0,57 c*</td> <td>23 a*</td> <td>22,7 c*</td> <td>2,05 c</td> <td>0,67</td> </tr> <tr> <td>0,48 b*</td> <td>28 b*</td> <td>15,7 b*</td> <td>1,51 b</td> <td>0,71</td> </tr> <tr> <td>0,36 a*</td> <td>37 c*</td> <td>3,4 a*</td> <td>0,47 a</td> <td>0,67</td> </tr> </table>	t N·ha ⁻¹	C/N	keq Ca·ha ⁻¹	keq Mg·ha ⁻¹	keq K·ha ⁻¹	0,57 c*	23 a*	22,7 c*	2,05 c	0,67	0,48 b*	28 b*	15,7 b*	1,51 b	0,71	0,36 a*	37 c*	3,4 a*	0,47 a	0,67	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05 und p < 0,01 (*). Die BK-Gaben bewirkten eine verstärkte Mineralisierung der organischen Substanz. Dieser Abbau wurde durch die Zufuhr an organischer Substanz durch den BK ausgeglichen. Außerdem wurden die Vorräte von Ca und Mg deutlich erhöht. Kalium wurde innerhalb von zwei Jahren auf der stark behandelten Fläche vollständig ausgewaschen. Die BK-Gaben hatten keine Effekt auf die F/H-Schicht.
t N·ha ⁻¹	C/N	keq Ca·ha ⁻¹	keq Mg·ha ⁻¹	keq K·ha ⁻¹																					
0,57 c*	23 a*	22,7 c*	2,05 c	0,67																					
0,48 b*	28 b*	15,7 b*	1,51 b	0,71																					
0,36 a*	37 c*	3,4 a*	0,47 a	0,67																					

Tab. 47: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Spurenelemente und Schwermetalle in der Streu und den Auflagen unter Wald

Angaben zum Versuch		Auflagehorizont Gaben	pH- Wert ¹²⁹	Spurenelemente und Schwermetalle ¹²⁹							Anmerkungen
NABSCHLAMM (KSn)											
		Auflagehumus	µg Zn.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Pb.g ⁻¹	µg Cr.g ⁻¹	µg Ni.g ⁻¹			
BROCKWAY, 1983 KSn		Kontrolle 4,8 t.ha ⁻¹	58 a	0,8 a	4 a	68 a	2 a	3 a	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05.		
Versuchsdauer 1976-1977		9,7 t.ha ⁻¹	527 b	51,9 a	97 b	165 a	78 a	17 b	Die Beschlämmung bewirkte vor allem in den beiden stärker beschlämmten Flächen signifikant erhöhte Schwermetallgehalte. Zwischen diesen beiden Flächen waren keine statistischen Unterschiede absicherbar.		
Spodic Udipsamment - Alfic Haplorthod 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand		19,3 t.ha ⁻¹	1060 c	110,0 b	210 b	283 b	173 b	33 c			
			1150 c	117,0 b	230 b	297 b	190 b	37 c			
FAßBENDER und GUSSONE, 1983 KSn ¹³⁰		Kontrolle 180 m ² .ha ⁻¹	83	0,4	19,5	23,5	7,5	7,5	Die Beschlämmung bewirkte stark erhöhte Schwermetallgehalte, vor allem von Zn, Cd und Cu, in den Auflagen. Zwei Jahre nach der KSn-Gabe war es noch zu keiner auffälligen Verlagerung der Metalle in den Oberboden gekommen.		
Versuchsdauer 1978/79-1981			67	1,0	10,8	13,2	5,5	5,5			
Mull bis mullartiger Moder; Braunerde schwach podsolig, mäßig nährstoffversorgt 114jähriger <i>Fagus sylvatica</i> Bestand		Auflage Kontrolle 180 m ² .ha ⁻¹	132	0,9	28,7	184,9	295,5	109,1	KSn bildete nach der Austrocknung mit dem Auflagehumus eine Sperrschicht, die durch eine verlässliche Umsetzung gekennzeichnet war und eine Hemmnis für versickerndes Wasser darstellte.		
			1122	27,7	227,0	185,8	187,6	108,8			
HARRIS und URIE, 1986 KSn		Auflage Kontrolle 11,5 t.ha ⁻¹	5250	1200	110	10	5	3	Der KSn ließ stark streuende Schwermetallkonzentrationen in den Ausbringungsjahren erkennen, z.B. reichte die Zn-Fracht bei der stärksten KSn-Rate von 88-192 kg Zn.ha ⁻¹ .		
Versuchsdauer Herbst 1975 (Teilflächen 2. Gabe im Frühjahr '76)-Herbst 1980		23,0 t.ha ⁻¹	16800	900	390	95	70	25	Wenige Monate nach den KSn-Gaben kam es in kleinen Hangdepressionen im Zuge der Erstenwässerung des KSn zur Klumpenbildung. Diese war auf den stärker beschlämmten Flächen deutlicher ausgeprägt. Die Klumpen waren noch nach vier bis fünf Jahren erkennbar und fixierten die Schwermetalle längerfristig.		
Alfic Haplorthod		46,0 t.ha ⁻¹	24500	1140	940	220	100	55			
Simulierter Kahlschlag (nach 6jährigem Pappelbewuchs)		11,5+11,5 t.ha ⁻¹	31600	1050	1420	305	160	85			
		23,0+23,0 t.ha ⁻¹	23600	1150	720	180	130	60			
			45000	1240	1720	280	330	150			
HARRIS und URIE, 1986 KSn		Auflage Kontrolle 11,5 t.ha ⁻¹	5650	1120	85	7	7	3	Die Schwermetallgehalte waren auf allen behandelten im Vergleich zu den unbehandelten Flächen signifikant erhöht, wobei die Unterschiede zwischen den Gehalten der einzelnen KSn-Raten statistisch absicherbar waren. Flächen mit zwei KSn-Gaben ließen teilweise Schwermetallgehalte zwischen der Einzel- KSn-Rate und der nächst größeren Einzelrate erkennen.		
Versuchsdauer Frühjahr '77-Herbst 1980		23,0 t.ha ⁻¹	20800	1210	805	120	285	90			
Alfic Haplorthod		46,0 t.ha ⁻¹	33800	1250	1510	220	535	165			
6jähriger Pappelbestand			51000	1400	2010	375	650	250			
HARRIS und URIE, 1986 KSn		Auflage Kontrolle 11,5 t.ha ⁻¹	5420	1350	85	10	8	3	Auf diesen zweimal behandelten Flächen war es zu einer verstärkten Mineralisation der organischen Substanz gekommen. Die Schwermetallbindung stieg mit steigender KSn-Rate auf dem frischen Kahlschlag von ca. 50 % auf über 85 %, auf der simulierten Schlagfläche von ca. 60 % über 85 % auf knapp 90 % und in dem sechsjährigen Pappelbestand von 65 % auf 80 % an.		
Versuchsdauer Frühjahr '78 (Teilflächen 2. Gabe im Frühjahr '79)-Herbst 1980		23,0 t.ha ⁻¹	9800	750	325	55	105	50			
Alfic Haplorthod		23,0 t.ha ⁻¹	15400	840	590	105	275	90			
Früher Kahlschlag (nach Unwald)		23,0+23,0 t.ha ⁻¹	30800	900	1000	215	405	120			
KEßLER-PRUSKO, 1989 Geisenfeld		L-Schicht Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹	0,49 a	0,77 a	47 a	9,3 a	11 b	28 b	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05.		
Versuchsdauer 1975-1988		296 m ³ .ha ⁻¹	0,77 a	0,54 b	51 ab	12,0 a	32 a	140 a	KSn bewirkte erhöhte Fe-Gehalte, dagegen reduzierte Mn-Gehalte in den Auflagen. Die Beschlämmung verursachte durch die Bindung an den Humus eine deutliche Erhöhung der Cu-Mengen (> 50 %) in den Auflagen. Von den zugeführten Zn-Mengen wurden bedingt durch die hohe Mobilität nur ca. 20 % in der Auflage festgehalten. Starke Erhöhung der Cr- und Ni-Gehalte; jedoch mehr als durch den KSn ausgebracht wurde. Die Cd- und Pb-Fracht im KSn war sehr gering.		
Rohhumusartiger Moder		FH-Schicht (< 2 mm) Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹	0,92 a	0,89 a	61 b	11,0 a	33 a	102 a	Außerdem konnte eine enge Korrelation zwischen der Zufuhr an Fe _{ges} , Mn _{ges} , Zn _{ges} , Cu _{ges} und deren Vorräten in der Auflage beobachtet werden.		
Braunerde-Podsol bis Braunerde-Podsol 90jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand		296 m ³ .ha ⁻¹	5,1 b	0,47 b	48 b	2,4 b	138 a	884 b			
			6,5 c	0,29 c	51 b	21,0 c	200 b	1092 a			
			8,2 a	0,41 a	84 a	40,0 a	179 ab	1075 a			

¹²⁹ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.

¹³⁰ KSn durch überaus hohe Ni, Zn und Cd Gehalte gekennzeichnet; lagen 1982 deutlich über den tolerierbaren Grenzwerten bez. einer KS Gabe auf forstl. genutzten Böden. Die Cd Fracht von 1170 g Cd.ha⁻¹ > dreifache des natürlichen Hintergrundwertes für Cd auf Versuchsflächen des Sollings unter Fi und Bu bis 50 cm Tiefe.

Angaben zum Versuch	Auflagehorizont Gaben	pH-Wert ¹²⁹	Spurenelemente und Schwermetalle ¹²⁹					Anmerkungen	
NABSCHLAMM (KSn)									
NGUYEN ¹³¹ et al., 1986 KSn Versuchsdauer 1981-1984 Alfio Udipsamment 70jähriger Laubholzschichtbestand	Streu Kontrolle 8 t.ha ⁻¹		kg Mn.ha ⁻¹ 8,8 a 9,6 a	kg Zn.ha ⁻¹ 0,27 0,62	kg Cu.ha ⁻¹ 0,04 0,21	kg Ni.ha ⁻¹ 0,009 a 0,021 b	kg Cr.ha ⁻¹ 0,010 0,044	In der Streu kam es durch den KSn nur zu signifikant (p < 0,1) höheren Ni-Vorräten. Die Vorräte von Cr, Cu, Zn und Fe wurden stärker, aber nicht signifikant erhöht. Die KSn-Gabe bewirkte signifikant (p < 0,1) erhöhte Gehalte und Vorräte von Fe, Zn, Cd, Cu und Cr in der F- und H-Schicht. Die Gehalte und Vorräte von Al und Mn wurden in den beschlammten Auflagen ebenfalls deutlich angehoben. Von den ausgebrachten Mengen wurden 73 % Fe, 59 % Zn, 50 % Cu und 40 % Al in der gesamten Auflage festgehalten.	
	F/H-Schicht Kontrolle 8 t.ha ⁻¹		kg Mn.ha ⁻¹ 97,8 a 121,4 a	kg Zn.ha ⁻¹ 1,8 a 7,4 b	kg Cu.ha ⁻¹ 0,3 a 3,2 b	kg Ni.ha ⁻¹ 0,15 a 0,35 a	kg Cr.ha ⁻¹ 0,14 a 0,63 b		
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn Versuchsdauer 1979-1982 Aufnahmezeitpunkt (Streu): 1981 Aufnahmezeitpunkt (F-Schicht): 1982 Mull-Parabraunerde 90jähriger <i>Fagus sylvatica</i> Bestand	Streu Kontrolle 300 m ² .ha ⁻¹ 500 m ² .ha ⁻¹	KCl	µg Mn.g ⁻¹ 2765 3027 3400	µg Zn.g ⁻¹ 30 35 37	µg Cu.g ⁻¹ 5,4 3,9 4,4	µg Cr.g ⁻¹ 2,8 2,4 2,2	µg Ni.g ⁻¹ 6,8 6,5 6,3	Ein bis dreieinhalb Jahre nach der KSn-Gabe wurden in der Buchenstreu keine erhöhten Schwermetallgehalte gemessen. Dagegen konnten tendenziell erhöhte Mn-Gehalte in der Buchenstreu der beschlammten Bestände festgestellt werden. Dreieinhalb Jahre nach der KSn-Ausbringung wurde eine starke Bindung der Schwermetalle in den Auflagen festgestellt. Eine Verlagerung in den F/A ₀ - bzw. A ₀ -Horizont fand in sehr begrenztem Umfang vor allem auf der 100 m ² .ha ⁻¹ Fläche auf Grund zoogener Umsetzung statt. Auf der stark behandelten Fläche waren erst 25 % des KSn zoogen aufgearbeitet.	
	F-Horizont Kontrolle 300 m ² .ha ⁻¹ 500 m ² .ha ⁻¹		µg Mn.g ⁻¹ ~ 100 ~ 800 ~ 1500	µg Zn.g ⁻¹ ~ 12 ~ 21	µg Cu.g ⁻¹ ~ 200 ~ 470	µg Cr.g ⁻¹ n.n. ~ 140 ~ 270	µg Ni.g ⁻¹ ~ 32 ~ 48 ~ 70		
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)									
FISKELL et al., 1990 Ind.-KSn Versuchsdauer 5 Jahre Ulric Haplaquod 5jährige <i>Pinus elliotii</i> Kultur	FH-Schicht Kontrolle 5,5 t.ha ⁻¹ 11,0 t.ha ⁻¹ 22,0 t.ha ⁻¹		µg Zn.g ⁻¹ 2,0 2,0 11,5 10,9	µg Cr.g ⁻¹ 0,8 10,4 58,0 107,0	µg Cu.g ⁻¹ 0,4 1,0 4,2 15,7	µg Cd.g ⁻¹ < 0,1 0,4 2,0 3,2	µg Pb.g ⁻¹ 49 86 120	5 Jahre nach der Beschlämmung waren immer noch signifikant erhöhte Gesamtgehalte an Zn, Cu, Cd und Cr in der Auflage festzustellen. Die mit 1 M KCl extrahierbaren Zn- und Cd-Gehalte wurden mit steigender Ind.-KS-Rate in der Auflage signifikant erhöht. Bei der 22 t.ha ⁻¹ Rate waren > 50 % der Cd- und Zn-Gesamtgehalte mit 1 M KCl extrahierbar. Durch den Ind.-KSn kam es zu einer starken Anreicherung im Rohhumus vor allem mit Zn, Cu und mit Pb. Die Metalle Cd, Ni und Cr waren noch zur Gänze in der KS-Schicht gebunden. Pb und Zn wurden sogar bis in eine Tiefe von 50 cm stärker verlagert. 1,5 Jahre nach der Ind.-KS Gabe wurden stark erhöhte Konzentrationen von ca. 500 µg Zn.l ⁻¹ im Grundwasser der Untersuchungsflächen festgelegt.	
	Rohhumus Kontrolle 800 m ² .ha ⁻¹ KS Schicht!		µg Zn.g ⁻¹ 39 3360 3920	µg Cr.g ⁻¹ 0,8 1,2 13,6	µg Cu.g ⁻¹ 2,3 120,0 150,0	µg Cd.g ⁻¹ 2,7 48,0 1760,0	µg Pb.g ⁻¹ 1,1 6,0 18,0		
MÜLLKOMPOST (MK)									
MOLL et al., 1977 Versuchsdauer 1969-1975 Podsol-Braunerde; nährstoffarm, sauer	L-Horizont Kontrolle 800 m ² .ha ⁻¹ oberflächlich		µg Zn.g ⁻¹ 115 1058	µg Cu.g ⁻¹ 20 195	µg Pb.g ⁻¹ 300 350			Die MK-Gabe bewirkte erhöhte Schwermetallgehalte in der Streu; vor allem von Cu und Zn. Zunahme bei Zn und Cu um fast das 10fache. Der MK bewirkte außerdem deutlich höhere Gehalte von Al (um das doppelte) und von Fe (um das dreifache).	
BIOKOMPOST (BK)									
DESCHAUER, 1995 Moder; Podsol-Braunerde 80-100jähriger <i>Pinus sylvestris</i> Bestand streugenutzt	L-Schicht Kontrolle 50 m ² .ha ⁻¹ 100 m ² .ha ⁻¹	[CaCl ₂]	µg Zn.g ⁻¹ 38,7 79,0 96,3	µg Cu.g ⁻¹ 5,5 22,1 28,0	µg Pb.g ⁻¹ 32,6 57,2 53,6	kg Zn.ha ⁻¹ 1,14 a 3,20 b 4,88 c	kg Cu.ha ⁻¹ 0,16 a 0,89 b 1,42 c	kg Pb.ha ⁻¹ 0,96 a 2,32 b 2,72 b	Die Behandlung mit Biokompost bewirkte in der Streu signifikant erhöhte Gehalte und Vorräte. In der F- und H-Schicht waren keine Effekte mehr erkennbar. Die verstärkte Bindung war auf den stark angestiegenen pH-Werte in der Auflage sowie die erhöhte Basensättigung zurückzuführen.

¹³¹ Angaben beziehen sich auf Veränderungen der Elementmengen pro Hektar zwei Jahre nach der Beschlämmung.

¹³² Der industrielle Klärschlamm war durch hohe Konzentrationen an Zn (9000 ppm), Cr (1400 ppm) und Pb (250 ppm) gekennzeichnet.

Tab. 48: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die pH-Werte, die Basensättigung (BS) und die Nährstoffgehalte im Oberboden unter Wald

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	pH-Wert ¹³³	BS ¹³³	Nährstoffe ¹³³				Anmerkungen	
				t N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹		kg Mg.ha ⁻¹
ABWASSER (AW)									
SOMMER et al., 1975 AW Verrieselung; 1964/65 bis 1968/69 Rohhumus-Eisenhumuspodsol	0-25 cm Unbehandelt Behandelt	4,1 4,3		3,3 3,2	420 1607	88 304	348 2864	48 317	Bedingt durch die enorm hohen P-, Ca- und K-Konzentrationen im Abwasser bewirkte die Verrieselung (> 1000 mm) signifikant höhere P-, K- und Ca-Vorräte im humusreichen Oberboden. Die Mg-Vorräte wurden ebenfalls erhöht. Na, welches in extrem hoher Konzentration im Abwasser vorhanden war, wurde dagegen nicht so stark angereichert.
NABSCHLAMM (KSn)									
ASCHMANN et al., 1990 KSn (AW) Versuchsdauer 6/1986-4/1988 Typic Hapludult pH-Wert (CaCl ₂) im Oberboden bei 4,6.	0-10 cm Kontrolle 3,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ 12,0 t.ha ⁻¹			> 30 < 30 > 90 > 120	30 25 75 103	2 18 43 52	4 8 13 15		Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Signifikant lineare Zunahme der aust. ¹³⁴ N-Gehalte im Oberboden der stärker beschlammten KSn Flächen mit maximalen N-Gehalte nach 9 Monaten. Die aust. NH ₄ -Gehalte waren im Boden nach 9 Monaten signifikant linear erhöht. Maximale aust. NO ₃ -Gehalte wurden im Boden nach 3 Monaten erreicht, sanken in der Folge stark ab; waren aber 1,5 Jahre lang signifikant erhöht. Die N- und NH ₄ -Gehalte der beiden großen KSn-Gaben waren in 10-20 cm Tiefe deutlich, die NO ₃ -Gehalte signifikant linear erhöht. Letztere blieben etwas mehr als ein Jahr signifikant höher.
BROCKWAY ¹³⁵ , 1983 KSn Versuchsdauer 6/1976-8/1977 Spodic Udipsamment; Alfic Haplorhod mittel durchlässig, nährstoffarm.	0-5 cm Kontrolle 4,8 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ 19,3 t.ha ⁻¹			613 a 667 a 623 a 623 a	0,1 a 0,4 a 0,3 a 1,5 b	14,1 a 21,4 a 10,8 a 19,0 a	109 a 111 a 137 a 146 a		Die NO ₃ -Gehalte waren auf den am stärksten behandelten Flächen signifikant (p < 0,05) erhöht. Die N _{ges} -Gehalte wurden in 0-5 cm Tiefe kaum verändert. Die P _{ges} -Gehalte waren nur auf der mit 19,3 t Ksn.ha ⁻¹ beschlammten <i>Pinus strobus</i> Fläche signifikant erhöht. Der KSn veränderte kaum den pH-Wert, das C/N-Verhältnis, die Basensättigung und die KAK im Oberboden. Die elektrische Leitfähigkeit war anfangs auf den KSn Flächen deutlich erhöht, sank nach Auswaschen der löslichen Salze ab.
FAßBENDER und GUSSONE., 1983 KSn Versuchsdauer 1979-1981 Mull-mull. Moder; Braunerde mäßig nährstoffversorgt; schwach podsolig;	0-10 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹ 10-20 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹	3,7 3,9		1,3 1,2	0,28 0,42	0,06 0,13	0,51 1,52	4,70 3,81	Die Untersuchungsproben waren durch hohe Variationskoeffizienten (20-40 %) gekennzeichnet. Die einzige Ausnahme stellte der pH-Wert dar. Außerdem konnten die Unterschiede zwischen den Behandlungen statistisch nicht abgesichert werden. Die K- und Ca-Gehalte wurden in den obersten 10 cm Mineralboden durch die KSn-Gabe um das zwei- bis dreifache erhöht. Die Al-Gehalte nahmen dagegen durch den KSn deutlich ab.
GÜNTHER, 1980 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1980 Moder-Parabraunerde schwach podsolig u. pseudovergleyt	0-5 cm Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,1 3,4 3,6	18,8 48,7 65,0	900 900 932	239 443 557	3854 3808 3871	660 842 979	301 372 226	Die N-Vorräte wurden u.a. wegen verstärkter Auswaschung kaum verändert. Dagegen waren deutlich erhöhte P-Vorräte bis in 5 cm Tiefe erkennbar. KSn-Gaben ließen nach sechs Jahren deutlich höhere pH-Werte und BS ¹³⁶ erkennen. Die hohe Ca-Fracht im KSn bewirkte erhöhte Ca-Vorräte bis in 10 cm Tiefe. Die K- und Mg-Vorräte wurden wegen der geringen Konzentrationen im KSn kaum verändert.

¹³³ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.¹³⁴ Bodenproben wurden mit 2 M KCl auf austauschbare N, NH₄ und NO₃ Gehalte hin untersucht.¹³⁵ Angaben beziehen sich auf den 36jährigen *Pinus resinosa* Bestand.¹³⁶ BS aus REITER et al.(1995).

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe Raten	pH-Wert ¹³³	BS ¹³³	Nährstoffe ¹³³						Anmerkungen
				NABSCHLAMM (KSn)						
HARRISON et al., 1994a KSn Versuchsdauer 1981-1989/1990 Dystric Xeropsamment Sand; gut mit K und Ca versorgt;	0-6 cm Kontrolle 300 t.ha ⁻¹	5,4 4,5		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	cmol _c K.kg ⁻¹	cmol _c Ca.kg ⁻¹	cmol _c Mg.kg ⁻¹	Trotz der Zufuhr von 8 t N.ha ⁻¹ mit dem KSn war nach acht Jahren keine N-Anreicherung im Oberboden feststellbar. Dagegen kam es zu einer deutlichen Versauerung im Oberboden. K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ wurden gemeinsam mit NO ₃ infolge verstärkter Nitrifikation ausgewaschen. Gleichzeitig kam es auch zur Mobilisierung von Al ³⁺ , Fe ²⁺ , Fe ³⁺ . Gesunkene K- und Ca-, aber deutlich schlechtere Mg-Gehalte waren in den Nadeln von <i>Abies grandis</i> und <i>Pseudotsuga menziesii</i> festzustellen.	
				2,7 2,4	2,2 14,0	7,6 4,0	3,22 0,93	0,90 0,13		
HARRISON et al., 1994b KSn Versuchsdauer 1975-1990 Dystric Xeropsamment	0-7 cm Kontrolle 500,0 t.ha ⁻¹	5,9 4,9		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg K.g ⁻¹	mg Ca.g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	Die N-Zufuhr mit dem KSn bewirkte eine Verbesserung des C/N-Verhältnisses von 20 auf 12. Die Anreicherung mit C, N und P blieb auf die obersten 20 cm beschränkt. Die pH-Werte deuten auf Versauerung vermutlich auf Grund der Nitrat- und Kationenauswaschung im gesamten Profil hin. Die KAK stieg im Oberboden von 18 auf 30 mmol _c .kg ⁻¹ an. Im Unterschied zu K und Mg wurden nur die Ca-Gehalte erhöht.	
				3,4 12,0	2,2 14,0	0,25 0,21	0,61 1,27	0,15 0,19		
HARRISON et al., 1994b KSn KSn-Mengen s. Tab. 35 s. oben	0-27 cm Kontrolle 500,0 t.ha ⁻¹			kg N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹	kg Mg.ha ⁻¹	Die N- und P-Vorräte wurden stark erhöht. Nur 68 % der N-Fracht wurden im Oberboden, 73 % bis in 185 cm Tiefe gefunden. Folglich dürften ca. 30 % ausgewaschen worden sein. Nur 50 % Ca und 10 % K wurde im Oberboden gefunden. Die Mg-Vorräte nahmen im Oberboden auf Grund der geringen Konzentration im KSn sogar ab. Die Verluste waren auf die Auswaschung von Nitrat zurückzuführen.	
				4059 12926	2591 13815	8588 15422	1898 2703	3754 3403		
JUG, 1990 KSn (Geisenfeld) Versuchsdauer 1975-1988 Rohhumusartiger Moder Podsol-Braunerde bis Braunerde- Podsol nährstoffarm; stark durchlässig	0-5 cm Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,0 2,9 3,1	8,3 16,2 14,5	kg N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹	kg Mg.ha ⁻¹	Nach 13 Jahren waren auf den beschlammten Flächen trotz der hohen N-Fracht (317 und 629 kg.ha ⁻¹) keine veränderten N _{ges} -Gehalte und Vorräte vermutlich infolge NO ₃ Auswaschung im humosen Oberboden festzustellen. KSn bewirkte keine Auswirkungen auf die pH-Werte bzw. nur geringe auf die Basensättigung im Oberboden. Die Auswirkungen auf die Gesamtvorräte von Ca und Mg waren nur bis in 10 cm Tiefe festzustellen, wobei die Zunahmen bei Ca deutlich größer als die von Mg waren. Die geringen K-Konzentrationen im KSn bewirkten keine erhöhten K-Vorräte.	
				541 434 661	103 46 132	2363 2193 1934	553 547 580	341 234 316		
NGUYEN et al., 1986 KSn Versuchsdauer 1981-1984 Alfic Udipsamment ¹³⁷ ;	0-20/25 cm Kontrolle 8,0 t.ha ⁻¹	4,2 4,2		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg K _{aust} .g ⁻¹	mg Ca _{aust} .g ⁻¹	µg Mg _{aust} .g ⁻¹	Zwei Jahre nach der Beschlämmung waren keine signifikanten Auswirkungen auf den Oberboden festzustellen. Einzig die Ca-Gehalte waren auf Grund der starken Zufuhr durch den KSn deutlich erhöht.	
				0,60 0,61	0,08 0,10	0,027 0,028	0,062 0,105	0,019 0,024		
REITER et al., 1995 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1992 Moder-Parabraunerde schwach podsolig und leicht pseudovergleyt Austauschbare (aust) Vorräte!	0-5 cm Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,0 3,1 3,2	16,2 27,9 53,1	kg K _{aust} .ha ⁻¹	kg Ca _{aust} .ha ⁻¹	kg Mg _{aust} .ha ⁻¹	kg Na _{aust} .ha ⁻¹	Nach 18 Jahren war ein deutlicher Rückgang der pH-Werte, der BS und der Vorräte im Vergleich zu 1979 (s. GÜNTHER, 1980) zu beobachten. Die KSn-Gaben bewirkten keine langfristig erhöhten pH-Werte im Oberboden. KSn bewirkte eine Al-Verdrängung am Austauscher bzw. einen deutlichen Rückgang der Al-Sättigung auf Grund der starken Ca-Zufuhr. Folglich wurde auf Grund des hohen Lehmannteils infolge der größeren Sorptionskapazität eine deutlich größere BS-Zunahme (s. Standorte Erlangen, Geisenfeld) festgestellt. Die Ca- und Mg-Vorräte wurden deutlich gesteigert. Die K- Vorräte blieben auf Grund der geringen Konzentration im KSn unverändert..		
				13,1 13,1 14,2	61,8 96,3 205,2	8,1 6,6 11,9	1,2 0,8 1,0			
	0-5 cm Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹	3,2 3,2 3,3	7,3 19,1 20,8	kg K _{aust} .ha ⁻¹	kg Ca _{aust} .ha ⁻¹	kg Mg _{aust} .ha ⁻¹	kg Na _{aust} .ha ⁻¹			
				12,1 12,3 12,9	34,2 109,3 252,5	7,0 7,0 13,5	1,8 1,4 1,3			

¹³⁷ Keine genauen Tiefenstufenangaben (in cm); Angaben in Bezug auf den Oberboden schließen den E-Horizont mit ein.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe Raten	pH- Wert ¹³³	BS ¹³³	Nährstoffe ¹³³				Anmerkungen
		[CaCl ₂]		kg K _{ausst.} ·ha ⁻¹	kg Ca _{ausst.} ·ha ⁻¹	kg Mg _{ausst.} ·ha ⁻¹	kg Na _{ausst.} ·ha ⁻¹	
				mg P·g ⁻¹	mg K·g ⁻¹	mg Ca·g ⁻¹	mg Mg·g ⁻¹	
REITER et al., 1995 KSn (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-1992 Rohhumus; Braunerde-Podsol Austauschbare (aust) Vorräte:	0-5 cm Kontrolle 300 m ³ ·ha ⁻¹	2,8 3,4	12,7 39,1	11,2 8,4	18,8 73,8	2,3 5,9	0,7 2,9	0,2 1,1
	5-10 cm Kontrolle 300 m ³ ·ha ⁻¹	3,4 3,8	8,4 15,4	5,4 5,5	5,3 13,2	0,7 2,4	0,5 13,2	0,0 0,0
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn Versuchsdauer 1979-1982 Mull-Parabraunerde	0-4 cm Kontrolle 100 m ³ ·ha ⁻¹ 300 m ³ ·ha ⁻¹ 500 m ³ ·ha ⁻¹	KCl 3,6 4,9 4,0 4,6		1,13 1,99 1,74 1,96	1,45 1,90 1,69 1,66	1,50 3,51 2,00 3,01		
	4-10 cm Kontrolle 100 m ³ ·ha ⁻¹ 300 m ³ ·ha ⁻¹ 500 m ³ ·ha ⁻¹	3,4 3,5 3,4 3,6		0,76 1,05 1,04 0,70	1,58 1,72 1,60 1,80	0,35 0,90 0,70 0,45		
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)								
REITER et al., 1995 KSe (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-1992 Rohhumus; Braunerde-Podsol	0-5 cm Kontrolle 50 m ³ ·ha ⁻¹ 300 m ³ ·ha ⁻¹	2,8 3,2 4,3	12,7 42,2 95,4	11,2 11,1 18,7	18,8 99,2 604,9	2,3 4,5 54,7	0,7 3,6 5,2	0,2 0,7 5,3
	5-10 cm Kontrolle 50 m ³ ·ha ⁻¹ 300 m ³ ·ha ⁻¹	3,4 3,5 3,8	8,4 20,5 63,9	5,4 6,3 7,1	5,3 17,9 141,4	0,7 1,6 4,7	0,5 3,5 3,2	0,0 0,0 0,4
THOMANN, 1984 KSe (nat. entwässert) Versuchsdauer 1979-1982 Chromic Luvisol über Kalk; seicht- gründig (max. 20 cm),	0-20 cm Kontrolle 150 t·ha ⁻¹ 300 t·ha ⁻¹	8,1 7,5 7,2		3,5 7,5 8,1	1,0 8,5 10,6			
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)								
RODE und FAßBENDER, 1983 MKK; eingearbeitet Versuchsdauer 1978-1981 tiefgründige Braunerde; mäßig sau- er, Ap Horizont (40 cm)	0-20 cm Kontrolle 100 m ³ ·ha ⁻¹ 300 m ³ ·ha ⁻¹	4,2 4,6 5,1		0,97 1,03 1,13	0,22 0,29 0,29	29,2 37,2 78,5		
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)								

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	pH-Wert ¹³³	BS ¹³³	Nährstoffe ¹³³				Anmerkungen
				mg N.g ⁻¹	mg P _{aust.} .g ⁻¹	mg K _{aust.} .kg ⁻¹	mg Ca _{aust.} .g ⁻¹	
McINTOSH et al., 1984 KSK Versuchsdauer 1978-1980 Typic Hapludult	0-25 cm ¹³⁸ Kontrolle 150 t.ha ⁻¹ 300 t.ha ⁻¹	[H ₂ O] 6,0 b 6,9 a 7,0 a		0,009 c 0,015 b 0,022 a	0,01 c 0,12 b 0,25 a	0,05 c 0,12 b 0,15 a	0,35 c 1,93 b 3,74 a	Die Nährstoffgehalte wurden mit schwacher Säure auf ihre Verfügbarkeit hin untersucht. Die KSK-Gaben bewirkten signifikant (p < 0,05) erhöhte Gehalte an N _{ges.} , an austauschbarem P sowie an austauschbarem K und Ca im Oberboden. KSK bewirkte einen signifikant (p < 0,01) erhöhten pH-Wert sowie signifikant höhere P- und Mg-Gehalte im Boden. Bedingt durch die geringe K-Fracht im KSK kam es auf den KSK-Flächen zu keinen veränderten K-Gehalten im Boden. Der deutliche pH Anstieg auf den KSK-Flächen verursachte eine reduzierte Verfügbarkeit von Mn und Al, erkennbar an den niedrigeren Mn- und Al-Gehalten in den Blättern von <i>Liriodendron tulipifera</i> .
GOUIN und WALKER, 1977a KSK; gesiebt Versuchsdauer 1973-1974 Pflanzbeet	Kontrolle 112 t.ha ⁻¹ 224 t.ha ⁻¹ 448 t.ha ⁻¹	5,2 c 6,7 b 7,1 ab 7,3 a		0,26 b 0,35 a 0,35 a 0,34 a	0,01 c 0,14 b 0,19 b 0,30 a	0,08 a 0,06 a 0,06 a 0,08 a		
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)								
BROCKWAY, 1983 Ind.-KSn Versuchsdauer 6/1976-8/1977 Spodic Udipsamment; Alfic Haplorthod	0-5 cm Kontrolle 3,6 t.ha ⁻¹ 7,3 t.ha ⁻¹ 14,5 t.ha ⁻¹ 29,0 t.ha ⁻¹			0,63 a 0,69 a 0,60 a 0,70 a 0,68 a	0,1 a 1,3 ab 1,5 ab 4,6 b 19,6 c	7,5 a 13,1 a 15,3 ab 19,7 ab 29,6 ab	0,09 a 0,10 a 0,10 a 0,10 a 0,14 b	Der Ind.-KSn ließ nach 14 Monaten kaum Auswirkungen auf den pH-Wert, das C/N Verhältnis, die BS und die KAK erkennen. Der Ind.-KSn bewirkte signifikant erhöhte NO ₃ - und NH ₄ -Gehalte im Oberboden der stärker beschlammten Flächen. Die NO ₃ - und NH ₄ -Gehalte waren auf Grund der Auswaschung löslicher N-Verbindungen aus der Auflage erhöht. Die NO ₃ - (10,2 mg.kg ⁻¹) bzw. NH ₄ - (18,1 mg.kg ⁻¹) Gehalte waren in 5-10 cm Tiefe nur auf der am stärksten behandelten KSn-Fläche erhöht.
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM								
THOMANN, 1984 Gekalkter KS Versuchsdauer 1979-1982 Chromic Luvisol über Kalk; seichtgründig (max. 20 cm)	0-20 cm Kontrolle 150 t.ha ⁻¹ 300 t.ha ⁻¹	8,1 7,9 7,9		3,5 6,1 8,0	1,0 5,7 7,8			Zwei Jahre nach der Behandlung war ein niedrigerer pH-Wert durch die Produktion organischer Säuren im Zuge der Mineralisierung des KS erkennbar. Die KS-Zufuhr erhöhte die N- und P-Gehalte im Boden, jedoch nicht proportional zur ausgebrachten Menge. Der gekalkte KS bewirkte eine erhöhte KAK, vor allem aber erhöhte austauschbare Mg Gehalte.
MÜLLKOMPOST (MK)								
BENGTSON und CORNETTE, ¹³⁹ 1973 MK Versuchsdauer 1969-1971 Sandboden; stark durchlässig, tiefgründig	0-15 cm Kontrolle 4,4 t.ha ⁻¹ 44 t.ha ⁻¹ ohne E. mit E. ohne N mit N	5,1 5,4 6,3 5,7 5,5 5,6 5,5		0,19 0,21 0,22 0,20 0,21 0,20 0,21	0,68 0,65 0,92 0,77 0,73 0,77 0,73	0,81 1,15 2,34 1,55 1,32 1,40 1,47	0,22 0,24 0,45 0,31 0,30 0,28 0,34	Die MK-Gaben bewirkten einen signifikant (p < 0,01) erhöhten pH-Wert im Oberboden. Vor allem die größere MK Rate erzielte signifikant höhere austauschbare K-, Ca- und Mg-Anteile am Austauscher. Geringe Unterschiede waren zwischen den Varianten (mit/ohne Einarbeitung) erkennbar, die Gehalte waren meist leicht im Vgl. zur kleinen MK-Gabe erhöht, aber deutlich unter der starken MK-Behandlung. Der N-Zugabe zum MK bewirkte einen verstärkten Humusabbau. Auf dieser Fläche wurde deutlich weniger organische Substanz als bei der mit MK stark behandelten Fläche gefunden. Die Unterschiede waren zur Variante (ohne N) gering, im Vergleich zur starken MK-Gabe jedoch deutlich.
MÜLLKOMPOST (MK)								

¹³⁸ N Gehalte beziehen sich nur auf die obersten 15 cm Mineralboden!

¹³⁹ Parallel zu den oberflächlich ausgebrachten MK Gaben wurden noch Behandlungen mit/ohne Einarbeitung (mit/ohne E.) und mit/ohne N Gabe (224 kg N.ha⁻¹) angelegt; Letztere Angaben aber ohne die entsprechende MK Gabe.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe Raten	pH- Wert ¹³³	BS ¹³³	Nährstoffe ¹³³					Anmerkungen
		[KCl]		mg N.g ⁻¹	mg P.g ⁻¹	mg K ¹⁴⁰ .g ⁻¹	mg Ca.100g ⁻¹	mg Mg.g ⁻¹	
KERN, 1984 MK 1978-1983 Versuchsdauer Rohhumus; Braunerde-Podsol; oligotroph, mittelgründig	0-5 cm Kontrolle 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹ 5-10 cm Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹	2,6 7,5 7,5 2,7 6,7		12,4 5,7 6,9 2,7 5,7	0,22 1,70 1,73 0,05 1,15	0,38 2,25 2,01 0,10 1,74	0,229 3,176 3,853 0,054 3,345	0,15 1,77 1,39 0,08 1,55	Der alkalische MK führte zu einem stark erhöhten pH-Wert im Oberboden, vor allem in 5-10 cm Tiefe. Die N-Zufuhr mit dem MK bewirkte einen verstärkten Rohhumusabbau. Dadurch konnte ein starker Rückgang der N-Gehalte in 0-5 cm Tiefe verzeichnet werden. Stark erhöhte austauschbare Gehalte an P, K, Ca und Mg waren eine Folge der Beschlämmung. Diese Auswirkungen konnten auch in 5-10 cm Bodentiefe gemessen werden.
GRÜNEKLEE et al., 1993 MK Versuchsdauer 1978--1988 Rohhumus; Braunerde-Podsol; oligotroph, mittelgründig	A _{eh} Horizont Kontrolle 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹ A _e Horizont Kontrolle 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹			%N	kg N.ha ⁻¹				1676 kg N.ha ⁻¹ und 3351 kg N.ha ⁻¹ wurden mit dem MK ausgebracht. Die MK-Gaben bewirkten eine erhöhte biologische Aktivität und dadurch deutlich höhere N _{ges} -Gehalte im Mineralboden, aber unterhalb der A-Horizonte. Außerdem wurde ein deutlicher Vorratsabbau im A _{eh} -Horizont der mit MK behandelten Flächen festgestellt, während im A _{eh} -Horizont der MK-Flächen deutlich erhöhte N-Vorräte vorhanden waren. Die Ursachen für die verminderten Gehalte und Vorräte von N im A _{eh} -Horizont waren u.a. auf die stark entwickelte Krautschicht und die verstärkte N-Aufnahme zurückzuführen.
MOLL et al., 1977 MK oberflächlich (O); eingearbeitet (E) Podsol-Braunerde; sandige Deck-schichten; nährstoffarm, sauer	0-10 cm Tiefe Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ / O Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ / E			kg N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹	kg Mg.ha ⁻¹	Die Ausbringung oder Einarbeitung von MK bewirkte eine deutliche Vorraterhöhung an Stickstoff, Phosphor, Calcium und Magnesium. Dagegen bewirkten die MK-Gaben keine verbesserten Vorräte an Kalium. Dieselben Effekte waren auch gemittelt über den Profilverlauf, bis in 40 cm Tiefe, erkennbar.
BIOKOMPOST (BK)									
DESCHAUER, 1995 BK Versuchsdauer 1991-1993 Rohhumus; Podsol-Braunerde; nährstoffarm, durchlässig; streuengenutzt	5-15 cm Kontrolle 50 m ³ .ha ⁻¹ 100 m ³ .ha ⁻¹ 15-30 cm Kontrolle 50 m ³ .ha ⁻¹ 100 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,82 3,56 3,70 4,68 a 4,66 a 4,89 b		t N.ha ⁻¹	keq Ca.ha ⁻¹	keq Mg.ha ⁻¹	keq K.ha ⁻¹		Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Infolge von Streunutzung verbunden mit starker Podsolierung konnten die mit dem BK ausgebrachten Nährstoffe keine Verbesserung der Nährstoffsituation im A _{eh} - und B _h -Horizont auf Grund der schwachen Sorptionskapazität bewirken. Die Behandlung bewirkte dagegen im B _s -Horizont in 15-30 cm Tiefe eine Verbesserung der Nährstoffvorräte. Kalium wurde auf der stark behandelten Fläche sofort wieder ausgewaschen. Deutlich erkennbar sind auch die geringen Unterschiede zwischen den BK-Flächen selbst.

¹⁴⁰ Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium wurden mit 2 M HCl auf ihre Austauschbarkeit hin untersucht.

Tab. 49: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Spurenelement- und Schwermetallgehalte im Oberboden unter Wald

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	pH - Wert ¹⁴¹	Spurenelemente und Schwermetalle ¹⁴¹										Anmerkungen
			NABSCHLAMM (KSn)										
FAßBENDER und GUSSONE, 1983 KSn Versuchsdauer 1979-1981 Mull-müll. Moder; Braunerde mäßig nährstoffversorgt; schwach podsolig;	0-10 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹	3,7 3,9	µg Zn.g ⁻¹ 46,1 47,5	µg Cd.g ⁻¹ 0,2 0,2	µg Cu.g ⁻¹ 7,8 7,1	µg Pb.g ⁻¹ 54,9 55,3	µg Cr.g ⁻¹ 7,0 8,0	µg Ni.g ⁻¹ 7,1 10,1					Nur einzelne Untersuchungsproben waren vorhanden. Keine statistische Überprüfung war damit möglich. Zwei Jahre nach der KSn-Gabe waren gering veränderte Schwermetallgehalte im Oberboden sowie eine nur geringe Verlagerung in den Oberboden erkennbar. KSn bewirkte eine enorm starke Anreicherung der Schwermetalle in der Auflage. Letztere war durch eine sehr langsame Umsetzung gekennzeichnet. Durch die geringe Mn- und Fe-Zufuhr mit dem KSn wurden die Gehalte und Vorräte im Oberboden nur gering verändert. Die KSn-Gabe verursachte erhöhte Zn- und stark erhöhte Cu-Gehalte in 0-10 cm Tiefe, wo 25 % der ausgebrachten Cu-Menge festgehalten wurden. Der erhöhte Cu-Vorrat war straff, der von Zn deutlich mit der KSn-Gabe korreliert. Die Beschlammung bewirkte im Oberboden gering erhöhte Gehalte an Zn, Cd, Cu, Cr, Pb und Ni. Am deutlichsten war die Verlagerung der Schwermetalle aus der Auflage in den obersten Mineralboden in dem 6jährigen Pappelbestand ausgeprägt, auf der schwach und der stark behandelten Fläche.
	10-20 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹	4,2 4,2	µg Zn.g ⁻¹ 42,7 46,7	µg Cd.g ⁻¹ 0,2 0,4	µg Cu.g ⁻¹ 5,5 3,1	µg Pb.g ⁻¹ 26,7 28,8	µg Cr.g ⁻¹ 8,4 7,3	µg Ni.g ⁻¹ 10,0 11,5					
GÜNTHER, 1980 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1980 Moder-Parabraunerde schwach podsolig; leicht pseudovergleyt	0-5 cm Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,1 3,4 3,6	kg Zn.ha ⁻¹ 15,0 27,5 19,6	kg Cu.ha ⁻¹ 3,2 4,8 4,0	kg Mn.ha ⁻¹ 84 103 59	kg Fe.ha ⁻¹ 4855 4841 5353							
	0-5 cm	4,9 5,0 5,4 5,5	µg Fe.g ⁻¹ 6600 8890 7070 9020	µg Mn.g ⁻¹ 590 805 700 760	µg Zn.g ⁻¹ 26 33 39 79	µg Cu.g ⁻¹ 4 7 9 18	µg Cr.g ⁻¹ 6 9 10 17	µg Cd.g ⁻¹ 1 6 6 6					
HARRIS und URIE, 1986 KSn Versuchsdauer Frühjahr 78-Herbst 1980 Alfic Haplorthod; Simulierter Kahlschlag	0-5 cm Kontrolle 11,5 t.ha ⁻¹ 23,0 t.ha ⁻¹ 46,0 t.ha ⁻¹	4,6 4,6 5,2	µg Fe.g ⁻¹ 6000 6000 6250	µg Mn.g ⁻¹ 1100 400 600	µg Zn.g ⁻¹ 35 24 67	µg Cu.g ⁻¹ 5 5 13	µg Cr.g ⁻¹ 7 9 24	µg Cd.g ⁻¹ 2 3 9					
	0-5 cm	5,0 5,4 5,5 5,7	µg Fe.g ⁻¹ 5000 10465 5210 6932	µg Mn.g ⁻¹ 685 735 650 760	µg Zn.g ⁻¹ 28 208 50 109	µg Cu.g ⁻¹ 3 33 9 18	µg Cr.g ⁻¹ 5 65 15 31	µg Cd.g ⁻¹ 1 22 6 10	Die zweimaligen KSn-Gaben der simulierten Schlagfläche (11,5+11,5 t KSn.ha ⁻¹ bzw. 23,0+23,0 t KSn.ha ⁻¹) bewirkten deutlich höhere Schwermetallgehalte im Oberboden als die entsprechende einmalige KSn-Rate. Dies war auf die verstärkte Mineralisierung dieser Auflagen zurückzuführen. Nach acht Jahren wurden zwischen den beschlammten Flächen und der Kontrolle keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Tendenziell kam es zu einer deutlichen Abnahme der basischen sowie zu einer Zunahme der sauren Kationen.				
HARRISON et al., 1994a KSn (8,0 t N.ha ⁻¹) Versuchsdauer 1981-1989/1990 Dystric Xeropsamment	0-6 cm Kontrolle 300 t.ha ⁻¹	5,4 4,5	cmol _c Al.kg ⁻¹ 0,90 1,92	cmol _c Fe.kg ⁻¹ 0,002 0,009									
	0-5 cm Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,0 2,9 3,1	kg Zn.ha ⁻¹ 5,96 6,25 10,90	kg Cu.ha ⁻¹ 2,13 0,00 1,76	kg Mn.ha ⁻¹ 81 70 63	kg Fe.ha ⁻¹ 4015 3181 3010							
JUG, 1990 KSn (Geisenfeld) Versuchsdauer 12/1975-1988 Rohhumusartiger Moder Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol	0-20 cm Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	49,31 47,41 86,73	13,77 1,99 15,26	31449 27525 28053									

¹⁴¹ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	pH - Wert ¹⁴¹	Spurenelemente und Schwermetalle ¹⁴¹						Anmerkungen
NABRSCHLAMM (KSn)									
	0-20/25 cm		µg Cu.g ⁻¹	µg Mn.g ⁻¹	µg Fe.g ⁻¹	kg Ni.ha ⁻¹			
NGUYEN et al., 1986 KSn Versuchsdauer 1981-1984 Alfic Udipsamment; teils mit Entic Haplor- thod ¹⁴² ,	Kontrolle 8,0 t.ha ⁻¹	4,2 4,2	0,75 1,03	67,49 60,47	50,88 56,41	19,2 12,4 16,6		Die Analysen erfolgten mit 1 M Ammoniumacetat bei einem pH-Wert von 7,0. Die Angaben betref- fen austauschbare Schwermetallgehalte! Zwei Jahre nach der KSn-Gabe waren keine erhöhten austauschbaren Schwermetallgehalte im Oberbo- den feststellbar. Deutliche Verlagerung der Schwermetalle Zn, Cu und Cd in den humosen Oberboden, möglicher- weise in Verbindung mit dem pH-Rückgang im Oberboden, wodurch mobile Metalle wie Zn oder Cd verlagerbar wurden.	
REITER et al., 1995 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1992 Moder-Parabraunerde schwach podsollig; leicht pseudovergleyt	Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹		0,12 0,25 0,38	7,2 11,5 15,4	28,6 23,3 27,7	kg Cr.ha ⁻¹		Deutliche Verlagerung der Schwermetalle Zn, Cu und Cd in den humosen Oberboden, möglicher- weise in Verbindung mit dem pH-Rückgang im Oberboden, wodurch mobile Metalle wie Zn oder Cd verlagerbar wurden.	
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn Versuchsdauer 1979-1982 Mull-Parabraunerde F/A _n -Horizont untersucht	Kontrolle 100 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹	[KCl] 3,6 4,9 4,0 4,6	< 0,5 ~ 10,0 ~ 5,0 ~ 6,0	< 10 ~ 220 ~ 100 ~ 160	µg Cr.g ⁻¹ < 20 ~ 80 ~ 40 ~ 60	µg Ni.g ⁻¹ < 13 ~ 30 ~ 24 ~ 28		Auf den KSn-Flächen wurde nach 3,5 Jahren nur eine schwache Verlagerung von Schwermetallen in den F/A _n -Horizont festgestellt. Diese war vor al- lem eine Folge zoogener Prozesse. Diese war auf der schwach behandelten Fläche deutlich stärker als auf den anderen KSn-Flächen ausgeprägt. In der Folge wurden in der F/A _n -Schicht dieser Flä- che die höchsten Schwermetallgehalte gemessen	
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)									
THOMANN, ¹⁴³ 1984 Versuchsdauer 1979-1982 Chromic Luvisol über Kalk; seichtgründig (max. 20 cm),	Kontrolle KSe Gekalkter KS		µg Cd.g ⁻¹ 0,9 11,0 116,0	µg Cu.g ⁻¹ 33 614 227	µg Ni.g ⁻¹ 50 73 75	µg Mn.g ⁻¹ 945 222 181		Die Beschlämmung bewirkte deutlich verminderte Mn- Gehalte im Boden. Dagegen konnte eine starke Anreicherung mit Zn, Cd, Cu und Pb fest- gestellt werden. Ni und Cr wurden infolge geringer Konzentrationen im KSe kaum verändert.	
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)									
RODE und FAßBENDER, 1983 MKK eingearbeitet Versuchsdauer 1978-1981 Braunerde; tiefgründig, mäßig sauer, auf nährstoffarmen Sandschichten Ap Horizont (40 cm) nach lw. Nutzung.	Kontrolle 100 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ 0-20 cm Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 4,2 4,6 5,1	µg Cd.g ⁻¹ 0,1 0,1 0,2	µg Cu.g ⁻¹ 2,90 4,25 9,65	µg Cr.g ⁻¹ 0,25 0,30 0,70	µg Ni.g ⁻¹ 0,45 0,45 1,25	kg Ni.ha ⁻¹ 1,00 2,78	Die MKK-Gaben bewirkten vor allem auf der mit 3 cm MKK behandelten Fläche stark erhöhte Schwermetallgehalte. Die Gesamtgehalte von Hg stiegen um das 2-, die von Pb, Cu, Cr und Ni um das 3- und von Zn um das 5fache an. Enorme Vorratszunahmen waren auf der stark behandelten Fläche vor allem bei Zink und Blei zu beobachten.	
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)									
KORCAK et al, 1979 KSK, eingearbeitet Versuchsdauer Typic Hapludult Zn- und Ni-Gehalte ¹⁴⁴ nach 113, 299 und 885 Tagen (Spalten von links nach rechts)!	Kontrolle 56 t.ha ⁻¹ 112 t.ha ⁻¹ 224 t.ha ⁻¹ 448 t.ha ⁻¹	[113 Tage] 6,2 6,3 6,5 6,6 6,7	µg Zn.g ⁻¹ 1,6 7,5 13,9 33,2 119,0	µg Zn.g ⁻¹ 4,2 13,6 22,4 31,8 78,0	µg Ni.g ⁻¹ 0,29 0,68 1,18 1,40 4,02	µg Ni.g ⁻¹ 0,43 0,86 1,59 2,10 3,91		Deutliche Zunahme der pH-Werte im Boden mit steigender KSK-Menge. Die pH-Werte nahmen in der Folge ab, blieben jedoch höher als die der Kontrollen. Die extrahierbaren Zn- und Ni-Gehalte wurden in den Böden mit steigender KSK Menge stark er- höht. Die von Zn nahmen in der Folge ab, lagen immer deutlich über den Kontrollen. Die maxima- len Ni-Gehalte wurden anfangs und nach 885 Ta- gen, erzielt.	
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)									

¹⁴² Angaben in Bezug auf den Oberboden schließen den E-Horizont mit ein.¹⁴³ Keine genaue Angabe der ausgebrachten Mengen; dürfte sich aber jeweils um mittlere Werte der 150 und 300 t.ha⁻¹ Gabe handeln.¹⁴⁴ Die Schwermetalle Zn, Ni, Cd und Cu wurden mit EDTA auf ihre Verfügbarkeit hin untersucht.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	pH – Wert ¹⁴¹ [113 Tage]	Spurenelemente und Schwermetalle ¹⁴¹						Anmerkungen
			µg Cd.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	
KORCAK et al., 1979 KSK, eingearbeitet Versuchsdauer Typic Hapludult Cd- und Cu-Gehalte ⁵⁶ nach 113, 299 und 885 Tagen (Spalten von links nach rechts!)	0-20 cm Kontrolle 56 t.ha ⁻¹ 112 t.ha ⁻¹ 224 t.ha ⁻¹ 448 t.ha ⁻¹	6,2 6,3 6,5 6,6 6,7	0,03 0,29 0,13 0,38 1,37	0,02 0,11 0,22 0,27 0,74	0,03 0,12 0,25 0,36 0,86	1,4 3,6 6,2 13,0 42,7	2,2 4,1 6,6 11,4 24,3	1,7 3,4 7,6 10,8 30,4	Die maximalen extrahierbaren Cu- und Cd-Gehalte wurden 78 bis 113 Tage nach der KSK-Gabe im Oberboden erzielt. Die Gehalte nahmen mit steigender KSK-Menge zu. Die Cd-Gehalte waren nach 113 Tagen auf den KSK Flächen um das 10- bis 45fache, nach 885 Tagen um das 4- bis 22fache höher. Die Cu-Gehalte lagen nach 113 Tagen um das 3- bis 30fache, nach 885 Tagen um das 2- bis 18fache über den Kontrollen. Die KSK-Behandlungen bewirkten einen signifikanten (p < 0,05) Anstieg der Zn-Gehalte im Oberboden beider Flächen bzw. von Cu im Oberboden der schwächer beschlammten Fläche.
McINTOSH et al., 1984 KSK Versuchsdauer 1978-1980 Typic Hapludult; mäßig nährstoffversorgt	0-25 cm ¹⁴⁵ Kontrolle 130 t.ha ⁻¹ 300 t.ha ⁻¹	[H ₂ O] 6,0 b 6,9 a 7,0 a	µg Zn.g ⁻¹ 1,8 b 19,0 a 22,7 a	µg Cu.g ⁻¹ 0,51 b 1,54 a 0,78 b					
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)									
FISKELL et al., 1990 Ind.-KSn Versuchsdauer 5 Jahre Ultic Haplaquod; sandig	0-10 cm Kontrolle 5,5 t.ha ⁻¹ 11,0 t.ha ⁻¹ 22,0 t.ha ⁻¹		kg Zn.ha ⁻¹ 0,61 0,69 0,82 1,62	kg Cd.ha ⁻¹ <0,05 <0,05 <0,05 0,13	kg Cu.ha ⁻¹ 0,27 0,27 0,30 0,30	kg Cr.ha ⁻¹ 0,81 1,21 1,08 2,56			Deutlich weniger Schwermetalle wurden im A-Horizont (0-10 cm) im Vgl. zum L/F-Horizont ange-reichert. Die Metalle Cr und Zn wurden im A-Horizont mit steigender Ind.-KS-Rate stärker festgehalten. Auffallende Vorratsunterschiede waren zwischen der Kontrolle und der größten-Gabe er-kennbar.
MÜLLKOMPOST (MK)									
KERN, 1984 MK Versuchsdauer Rohhumus; Braunerde-Podsol oligotroph, mittelgründig	0-5 cm Kontrolle 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹	[KCl] 2,6 7,5 7,5	µg Zn.g ⁻¹ 9,3 498,0 570,0	µg Cu.g ⁻¹ 9,0 169,0 223,0	µg Cd.g ⁻¹ 0,4 2,8 3,2	µg Pg.g ⁻¹ 9,2 700,0 590,0	µg Cr.g ⁻¹ n.n. 16,0 15,5		Die MK-Gaben bewirkten in 0-5 cm Bodentiefe ei-ne Zunahme der Schwermetallgehalte um ein Vielfaches, z.B. für Zn und Pb um das mehr als 60fache. Eine starke gestiegene Anreicherung war auch in 5-10 cm Tiefe erkennbar. Der stark erhöhte pH bewirkt auch eine starke Bindung der Metal-le.
MOLL et al., 1977 MK oberflächlich (O); eingearbeitet (E) Podsol-Braunerde; sandige Deckschichten; nährstoffarm, sauer	0-10 cm Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ /O Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ /E		kg Fe.ha ⁻¹ 5860 13480 675 13120	kg Mn.ha ⁻¹ 106 314 96 315	kg Cu.ha ⁻¹ 21 174 31 201	kg Zn.ha ⁻¹ 10 795 14 640	kg Pb.ha ⁻¹ 54 354 27 353		Die MK-Gaben bewirkten deutlich erhöhte Vorräte an Spurenelementen und Schwermetallen. Auffal-lend war auch, daß die Vorräte speziell der Schwermetalle bis in 40 cm Tiefe nicht mehr so stark anstiegen.

¹⁴⁵ N Gehalte beziehen sich nur auf die obersten 15 cm Mineralboden!

Tab. 50: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Nährstoffgehalte im Mineralboden unterhalb von 20 cm Tiefe unter Wald

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	pH-Wert ¹⁴⁶	BS ¹⁴⁶	Nährstoffe				Anmerkungen	
				mg N.ha ⁻¹	kg P.ha ⁻¹	kg K.ha ⁻¹	kg Ca.ha ⁻¹		kg Mg.ha ⁻¹
ABWASSER (AW)									
SOMMER und FASSBENDER, 1975 AW Verrieselung; 1974 Rohhumus-Eisenhumuspodsol	0-80 cm Kontrolle 600 mm AW	3,8 3,9		3,9 3,8	974 852	299 205	448 285	53 25	Die Beregnung von 600 mm AW bewirkte eine starke Anreicherung von Na (+108 kg.ha ⁻¹) im Mineralboden, während die Vorräte an K, Ca und Mg stark abnahmen. Letztere dürften mit Nitrat aus dem Mineralboden ausgewaschen worden sein.
NABSCHLAMM (KSn)									
FASSBENDER und GUSSONE, 1983 KSn Versuchsdauer 1979-1981 Mull bis mullartiger Moder; Braunerde; mäßig nährstoffversorgt; schwach podsolig	20-30 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹ 30-50 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹	4,3 4,2 4,3 4,2		0,46 0,48 0,32 0,35	0,20 0,20 0,18 0,13	0,04 0,13 0,06 0,13	0,09 0,14 0,09 0,15	2,69 3,15 2,72 3,18	Die einzelnen Untersuchungsproben schwanken stark. Die Folge waren hohe Variationskoeffizienten (20-40 %). Die Werte waren dadurch statistisch nicht absicherbar. Auch im Unterboden konnten kaum veränderte pH-Werte bzw. N- und P-Gehalte gemessen werden. Dagegen dürfte die KSn-Gabe tendenziell eine Erhöhung der Ca-, Mg- und K-Anteile am Austausch durch Verdrängung von Al bewirkt haben.
HARRISON et al., 1994b KSn Versuchsdauer 1975-1990 Dystric Xeropsamment	0-185 cm Kontrolle 500,0 t.ha ⁻¹			6600 15873	4870 17465	11773 21575	39855 55859	20605 21473	Keine Auswirkungen waren auf die C-, N-, P- und S-Vorräte unterhalb von 27 cm zu erkennen. 50 % der ausgebrachten Ca-, 90 % der K-Menge wurden in den Unterboden verlagert. [Im Oberboden waren erhöhte Vorräte um 50 % und 10 % erkennbar]. 1/3 der ausgebrachten N-Menge war bis in 185 cm Tiefe nicht zu finden und dürfte als Nitrat mit basischen Kationen ausgewaschen worden sein. Die verminderten pH-Werte deuteten darauf hin.
JUG, 1990 KSn (Geisenfeld) Versuchsdauer 1975-1988 Rohhumusartiger Moder Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol; stark durchlässig	20-30 cm Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,9 a 4,2 a 4,1 a	3,0 a 6,2 b 8,8 b	722 591 707	575 445 497	12451 12162 10777	2413 2521 2610	2027 1999 2021	Keine Auswirkungen waren auf die Nährstoffvorräte erkennbar, wengleich die BS signifikant erhöht wurde. Letztere blieb jedoch trotz der KSn-Gaben auf äußerst niedrigem Niveau (s. unten; Standort Starnberg). Die langfristigen Auswirkungen blieben auf den Oberboden beschränkt. Die KSn-Gaben bewirkten eine nachhaltige Reduktion der Al-Sättigung am Austauscher bis in 30 cm Bodentiefe.
NGUYEN et al., 1986 KSn Versuchsdauer 1981-1984 Alfic Udipsamment; teils mit Entic Haplothod ¹⁴⁷	20/25-45 cm Kontrolle 8,0 t.ha ⁻¹	4,7 4,8		0,212 0,213	0,13 0,13	0,015 0,016	0,035 0,036	0,015 0,015	Zwei Jahre nach der KSn-Gabe wurden keine Behandlungseffekte auf die N _{ges} - und P _{ges} -Gehalte im Unterboden festgestellt. Leicht, aber nicht signifikant erhöht waren die austauschbaren (1 M NH ₄ -Acetat) K-, Ca- und Mg-Gehalte im B-Horizont. Die austauschbaren Na-Gehalte waren im Unterboden leicht vermindert.
REITER et al., 1995 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1992 Moder-Parabraunerde schwach podsolig und leicht pseudovergleyt Austauschbare (aust) Vorräte!	20-30 cm Kontrolle 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,9 4,0 4,1	3,81 8,08 20,81	32,99 32,34 27,90	15,68 61,95 190,19	4,90 6,24 12,18	2,08 1,55 2,12		Die starke Behandlung ließ nach 18 Jahren in 20-30 cm Tiefe im Vergleich zur Kontrolle eine deutlich erhöhte BS erkennen. Verbunden damit war ein deutlich, um mehr als das 12fache, höherer Ca-Vorrat. Der Mg-Vorrat war um das ca. dreifache erhöht. Diese deutlichen Veränderungen dürften mit der besseren Sorptionskapazität des Lösslehmes (vgl. dazu Standort Erlangen; bindungsschwaches, sandiges Ausgangssubstrat) zusammenhängen.
REITER et al., 1995 KSn (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-1992 Rohhumus; Braunerde-Podsol Austauschbare (aust) Vorräte!	20-30 cm Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 4,2 4,4	6,52 8,17	5,78 7,46	8,30 4,60	1,08 1,77	0,20 3,29	0,10 0,49	Keine Behandlungseffekte waren auf die BS und den pH-Wert auf der mit 300 m ³ Ksn.ha ⁻¹ behandelten Fläche nach 12 Jahren erkennbar. Die Ca-Vorräte nahmen in 20-30 cm Tiefe ca. um die Hälfte ab, die von K und Mg leicht zu. Ursache für die geringen Effekte war unter anderem die geringe Sorptionskapazität des bindungsschwachen, sandigen Ausgangssubstrates (s. Standort Starnberg).

¹⁴⁶ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzwerte werden bei jedem Bericht angegeben.¹⁴⁷ Keine exakten Angaben der Tiefenstufe; Unterboden beginnt unterhalb des E Horizontes; betrifft daher nur den B Horizont (bis in 45 cm Tiefe).

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe Raten	pH- Wert ¹⁴⁶	BS ¹⁴⁶	Nährstoffe ¹⁴⁶					Anmerkungen
				kg K _{ausst} .ha ⁻¹	kg Ca _{ausst} .ha ⁻¹	kg Mg _{ausst} .ha ⁻¹	kg Na _{ausst} .ha ⁻¹	kg Mn _{ausst} .ha ⁻¹	
REITER et al., 1995 KSe (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-1992 Rohhumus; Braunerde-Podsol	20-30 cm Kontrolle 50 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 4,2 4,3 4,1	6,52 6,60 10,82	5,78 7,48 10,28	8,30 3,71 13,58	1,08 1,27 2,49	0,20 3,97 1,66	0,10 0,29 0,00	12 Jahre nach der KSe Gabe war die BS noch auf der mit 300 m ³ KSe.ha ⁻¹ behandelten Fläche merklich erhöht. Trotz der erhöhten BS waren keine Auswirkungen auf die Bodenazidität erkennbar. Die austauschbaren K-, Ca- und Mg-Vorräte lagen um 50-100 % über den Kontrollen. Die Zunahmen fielen allerdings deutlich geringer als in 0-20 cm Tiefe aus.
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)									
RODE und FAßBENDER, 1983 MKK; eingearbeitet Versuchsdauer 1978-1981 tiefgründige Braunerde; mäßig sauer, A _p -Horizont (40 cm)	20-40 cm Kontrolle 100 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 4,3 4,4 4,5		0,051 0,069 0,064	0,144 0,240 0,197	29,2 29,2 45,5			Die MKK-Gabe bewirkte einen deutlich erhöhten pH-Wert bis in 40 cm Tiefe. Die pH-Werte waren bis in 80 cm Tiefe nur noch leicht erhöht. Die N _{ges} -Vorräte stiegen bei der schwach behandelten Fläche von 2,3 t N.ha ⁻¹ auf 2,5 t N.ha ⁻¹ bzw. bei der stark behandelten Fläche auf 2,7 t N.ha ⁻¹ in 20-40 cm Tiefe. Die N _{ges} -Verluste betragen im Vergleich zur N-Gabe durch den MK bei der kleinen MKK-Gabe 51 %, bei der großen MKK-Gabe 65 % und dürften vor allem auf Nitrat- auswaschung zurückzuführen sein.
MÜLLKOMPOST (MK)									
GRÜNEKLEE ¹⁴⁸ et al., 1993 MK Versuchsdauer 1978-1988 Rohhumus; Braunerde-Podsol; oligotroph, mittelgründig	B_s Horizont Kontrolle 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹ B_v Horizont Kontrolle 400 m ³ .ha ⁻¹ 800 m ³ .ha ⁻¹			0,44 0,76 0,82 0,36 0,50 0,52	492 847 899 877 1169 1230				Die erhöhte biologische Aktivität auf Grund der MK-Gabe bewirkte eine verstärkte Mineralisierung und eine Verschiebung von Rohhumus zu mullartigem Moder. Die MK-Gabe bewirkte stark erhöhte N _{ges} -Gehalte im B _s - und B _v -Horizont. Erhöhte N _{ges} -Gehalte waren im B _v /C _v -Horizont nicht mehr erkennbar. Zwischen den MK-Gaben bestanden nur geringe Unterschiede. Die N _{ges} -Vorräte waren im B _s - und B _v -Horizont deutlich erhöht. Ein Vergleich zwischen dem Gesamt-N-Vorrat in 0-70 cm Tiefe und der N-Zufuhr durch den MK ergab eine deutlich negative N-Bilanz auf den MK-Flächen. Die N-Verluste betragen 10 Jahre nach der MK-Gabe im Mineralboden 654 und 890 kg N.ha ⁻¹ bzw. 891 und 2065 kg N.ha ⁻¹ mit Berücksichtigung der Auflage.
MOLL et al., 1977 MKK oberflächlich (O); eingearbeitet (E) Podsol-Braunerde; sandige Deck-schichten; nährstoffarm, sauer	10-40 cm Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ /O Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ /E			1871 1954 3132 1739	777 1119 878 995	43,2 50,2 48,9 52,8	2,5 7,9 4,9 8,4	3,6 3,7 3,6 4,0	Die MK-Gaben bewirkten im Unterboden, in 10-40 cm Tiefe, keine wesentlich erhöhten Nährstoffvorräte mehr. Die Wirkung blieb deutlich auf den Oberboden (s. oben) beschränkt. Einzig der Vorrat an Calcium konnte gesteigert werden.

¹⁴⁸ Keine Angabe der exakten Horizontstufen vorhanden; aus Abb.: Bs Horizont in 15--25/30 cm; der Bv Horizont in 25/30-50/60 cm Bodentiefe.

Tab. 51: Auswirkungen von Klärschlamm und Kompost auf die Spurenelement- und Schwermetallgehalte im Mineralboden unterhalb von 20 cm Tiefe unter Wald

Angaben zum Versuch		Tiefenstufe	pH - Wert ¹⁴⁹	Spurenelemente und Schwermetalle ¹⁴⁹							Anmerkungen
		Raten		NAßSCHLAMM (KSn)							
				µg Zn.g ⁻¹	µg Cd.g ⁻¹	µg Cu.g ⁻¹	µg Pb.g ⁻¹	µg Cr.g ⁻¹	µg Ni.g ⁻¹		
FASSBENDER und GUSSONE, 1983 KSn; Versuchsdauer 1979-1981 Mull-mull. Moder; Braunerde	30-50 cm Kontrolle 19,7 t.ha ⁻¹	4,3 4,2	[CaCl ₂] 3,9 a 4,2 a 4,1 a	46,5	0,2	4,8	17,1	8,3	11,8	Auf Grund einzelner Untersuchungsproben war keine statistische Überprüfung möglich. Die Schwermetallgehalte wurden im Unterboden nur geringfügig verändert.	
				45,8	0,2	4,6	15,0	10,8	9,7		
JUG, 1990 KSn (Geisenfeld) Versuchsdauer 12/1975-1988 Rohhumusartiger Moder Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol	20-30 cm Kontrolle 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 3,9 a 4,2 a 4,1 a	kg Zn.ha ⁻¹ 40,54 36,50 43,78	kg Cu.ha ⁻¹ 9,65 8,69 8,42	kg Mn.ha ⁻¹ 1004 695 674	kg Fe.ha ⁻¹ 16930 18983 19517	kg Al.ha ⁻¹ 39447 36105 36322	Die KSn-Gaben, speziell die hohe Ca-Fracht, bewirkten eine starke Verdrängung von Al, z. T. von Fe, am Austauscher. Bei Al und Fe wurden gesunkene Vorräte festgestellt. Die signifikante Änderung der Mn-Vorräte war auf Inhomogenitäten im Boden zurückzuführen. Die Frachten im Klärschlamm waren mit 2 bzw. 4 kg Mn.ha ⁻¹ äußerst gering.			
				µg Cu.g ⁻¹ 0,59 0,64	µg Mn.g ⁻¹ 13,56 15,53	µg Fe.g ⁻¹ 44,05 47,96					
NGUYEN et al., 1986 KSn; Versuchsdauer 1981-1984 Alfic Udipsamment; (Entic Haplorthod ¹⁵⁰)	20/25-45 cm Kontrolle 8,0 t.ha ⁻¹	4,7 4,8	µg Zn.g ⁻¹ 3,69 4,21	µg Cu.g ⁻¹ 0,59 0,64	µg Mn.g ⁻¹ 13,56 15,53	µg Fe.g ⁻¹ 44,05 47,96	Zwei Jahre nach der Beschlämmung waren kaum veränderte austauschbare (0,1 M HCl) Gehalte an Zn, Cu bzw. Fe und Mn im Unterboden feststellbar. Bei allen Elementen waren eichte Erhöhung festzustellen.				
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)											
RODE und FAßBENDER, 1983 MKK eingearbeitet Versuchsdauer 1978-1981 Braunerde; tiefgründig, mäßig sauer, auf nährstoffarmen Sandschichten	20-40 cm Kontrolle 100 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹	[CaCl ₂] 4,3 4,4 4,5	µg Zn.g ⁻¹ 3,35 7,45 7,20	µg Cd.g ⁻¹ 0,1 0,1 0,1	µg Cu.g ⁻¹ 1,05 1,85 2,00	µg Pb.g ⁻¹ 6,60 9,00 9,10	µg Cr.g ⁻¹ 0,20 0,20 0,45	µg Ni.g ⁻¹ 0,30 0,30 0,55	Der Einfluß der Beschlämmung war bei den Gehalten und zum Teil auch den Vorräten bis in 40 cm Tiefe erkennbar. Die mit MKK behandelten Flächen waren in 20-40 cm Tiefe durch deutlich höhere Gehalte an Pb, Cu und Zn als die Kontrollen gekennzeichnet. Bei den Metallen Cr und Ni bewirkte nur die starke MKK-Gabe erhöhte Gehalte.		
			kg Zn.ha ⁻¹ 9,7 20,9	kg Cd.ha ⁻¹ 19,1 26,4	kg Cu.ha ⁻¹ 19,1 26,4	kg Cr.ha ⁻¹ 0,58 1,30	kg Ni.ha ⁻¹ 0,87 1,60				
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)											
FISKELL et al., 1990 Ind.-KSn Versuchsdauer 5 Jahre Ultic Haplaquod; sandig	B _h Horizont Kontrolle 22,0 t.ha ⁻¹ Ai-BC Horizont Kontrolle 22,0 t.ha ⁻¹	kg Zn.ha ⁻¹ 1,02 2,80	kg Cd.ha ⁻¹ < 0,05 < 0,05	kg Cu.ha ⁻¹ 0,31 0,31	kg Cr.ha ⁻¹ 1,45 1,46	Die Zn-Vorräte waren auch im BC-Horizont der mit MK stark behandelten Fläche deutlich erhöht. Die Gesamt-vorräte waren bei den meisten Metallen fünf Jahre nach der Behandlung stark erhöht. Von den mit 22 t Ind-KSn.ha ⁻¹ ausgebrachten Mengen wurden ca. 28 % Cd, 71 % Cr, 61 % Cu und ca. 41 % Zn in Auflage und Mineralboden wiedergefunden. Da die Aufnahme durch den Bestand bzw. die Unterschicht außer bei Zn nahezu nicht vorhanden war, könnte ein Teil der Schwermetalle ausgewaschen worden sein.					
			< 0,25 1,88	1,43 9,09	4,53 33,79						
MÜLLKOMPOST (MK)											
MOLL et al., 1977 MKK oberflächlich (O); eingearbeitet (E) Podsol-Braunerde; sandige Deckschichten; nährstoffarm, sauer	10-40 cm Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ /O Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹ /E	kg Fe.ha ⁻¹ 26480 19340 21070 16760	kg Mn.ha ⁻¹ 195 292 270 199	kg Cu.ha ⁻¹ 46 85 67 129	kg Zn.ha ⁻¹ 93 111 113 93	kg Pb.ha ⁻¹ 144 111 8,1 115	Die MK-Gaben bewirkten deutlich höhere Vorräte an Spurenelementen und Schwermetallen. Die Vorräte waren bei den Schwermetalle deutlich niedriger als im Oberboden in 0-10 cm Tiefe.				

¹⁴⁹ Werte mit dem gleichen Buchstaben in der Spalte zeigen bei p < 0,05 keine statistisch absicherbaren Unterschiede. Andere Signifikanzen werden bei jedem Bericht angegeben.¹⁵⁰ Keine exakten Angaben der Bodentiefe; Unterboden beginnt unterhalb des E Horizontes; betrifft daher nur den B Horizont (bis in 45 cm Tiefe)

8 AUSWIRKUNGEN AUF DIE HYDROLOGIE

8.1 Bodensickerwasser

8.1.1 Abwasser (AW)

Sickerwasseruntersuchungen in 120 cm Tiefe nach fünfjähriger Verregnung zeigten auf den behandelten Flächen Nitratkonzentrationen weit unter $5 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, die damit deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert der U.S. EPA von $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ blieben (HARRIS und URIE, 1983). Die Konzentrationen von N_{ges} lagen ebenfalls deutlich unter $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, wobei die größten Konzentrationen noch vor Beginn des Pflanzenwachstums erreicht wurden. Entsprechend den Behandlungen wurden 14 % bzw. 21 % des insgesamt verregneten Stickstoffs bei der 38 bzw. 76 mm Variante ausgewaschen. Zwischen den durchforsteten und nicht durchforsteten Verregnungsflächen konnten keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die NO_3^- - und N_{ges} -Konzentrationen im Sickerwasser festgestellt werden.

Die geringfügig veränderten Ca- und Mg-Konzentrationen im Sickerwasser in 120 cm Tiefe auf den verregneten Flächen zeigten im Vergleich zu denen der Kontrollen, daß beide Elemente verstärkt im Oberboden angereichert wurden. Lediglich die Na-Konzentrationen wurden auf Grund der hohen Konzentrationen im Abwasser im Sickerwasser beträchtlich erhöht. Der Vergleich der Kationenverhältnisse im Sickerwasser veranschaulicht diesen Effekt besonders gut. Während die Verhältnisse von Na:Ca:Mg:K im Abwasser 4:6:2:1 waren, verschoben sich diese im Perkolat bei gleicher Reihenfolge eindeutig zugunsten von Na, nämlich 130:4:1:2.

HART et al. (1988) konnten an Hand einer Untersuchung in verschiedenen Waldtypen (s. Tab. 35), die von der EPA gemeinsam mit nationalen Einrichtungen 1980 in Michigan angelegt wurde, feststellen, daß die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser in 120 cm Tiefe, also unterhalb des Wurzelraums, mit denen früherer Untersuchungen von BROCKWAY und URIE (1983b) übereinstimmten.

Unmittelbar nach der Beschlämmung waren die NO_3^- -Konzentrationen leicht angestiegen. Ein Jahr nach der Ausbringung konnten erhöhte NO_3^- -Konzentrationen über dem Trinkwassergrenzwert der EPA von $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ gemessen werden. Maximale Konzentrationen von $15 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ konnten im Pappel- und Kiefernbestand bzw. von unter $5 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ im Eichen- und Laubmischbestand gemessen werden.

Die gestiegenen NO_3^- -Konzentrationen unmittelbar nach der Klärschlammgabe führten die Autoren auf die Nitrifikation zurück. In der Folge wurde organischer Stickstoff mineralisiert, wobei die freigesetzten Mengen nicht die Aufnahmefähigkeit der Vegetation überschritten. Die Mineralisierung von Stickstoff blieb mindestens drei Jahre lang auf einem höherem Niveau. Die hohe Stickstoffmineralisierung der Auflage dürfte mit der Zufuhr von mineralisierenden und nitrifizierenden Bakterien durch den Klärschlamm zusammenhängen.

In diesem Zusammenhang sollte noch einmal auf ein wichtiges Detail (s. Kap. 7.1.1) verwiesen werden, daß nämlich große Teile der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe und Spurenelemente in den ersten vier Jahren in der Auflage in nicht verfügbarer und unzersetzter Form festgehalten wurden. Es sollte daher längerfristig noch mit erhöhten Nitratbelastungen gerechnet werden, wenn die Mineralisierung des Klärschlammes fortgesetzt bzw. beschleunigt wird.

Die Verregnung von 600 und 1000 mm Abwasser, die durch einen pH-Wert von 7,5 und hohe N-, P-, Cl- und Na-Konzentrationen gekennzeichnet waren, in einem 80jährigen Kiefern-

bestand auf Braunerde-Podsol bewirkte vor allem auf der stärker verregneten Fläche eine signifikante Erhöhung der NO_3^- -, Cl- und Na-Konzentrationen (FASSBENDER et al., 1978). Die NO_3^- -Konzentrationen erreichten bei einer Zufuhr von $700 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ zeitweise $30 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ im Sickerwasser. Die hohe Cl-Fracht von $924 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ mit dem Klärschlamm wurde mit $874 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ fast zur Gänze ausgewaschen. Weiters wurden ca. 60 % des mit dem Abwasser ausgebrachten Natriums, vermutlich gemeinsam mit dem Chlor als NaCl, ausgewaschen.

8.1.2 Naßschlamm (KSn)

ASCHMANN et al. (1992) untersuchten in einem Laubmischbestand aus *Quercus sp.* und *Carya sp.* auf „Typic Hapludult“ die Auswirkungen von unterschiedlich starken Klärschlammgaben auf die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,05$.

Ein Jahr nach der Ausbringung haben die Konzentrationen der schwächsten Variante die Werte der Kontrollen erreicht, während die der beiden größeren Varianten mittlere Konzentrationen von $40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ zeigten. Nach einem weiteren Jahr waren nur die Konzentrationen der stärksten Variante größer als die der Kontrollflächen.

Signifikante Unterschiede konnten während des fast gesamten Untersuchungszeitraumes zwischen den beiden größeren Varianten und der kleineren Variante und der Kontrolle festgestellt werden. Quadratische Auswirkungen wurden zwischen den beiden größeren Varianten festgestellt, wobei entweder kein signifikanter Unterschied gegeben war, oder die Konzentrationen der mittleren Variante die der hohen Variante übertrafen.

Maximale NO_3^- -Konzentrationen konnten bei der mittleren Variante früher als bei der größten Variante festgestellt werden. Die maximalen Konzentrationen wurden bei der mittleren und kleineren Variante schon drei Monate nach der Ausbringung festgestellt. Die maximalen Konzentrationen wurden bei der größten Variante ca. vier Monate später erreicht, waren aber um $20 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ niedriger als der Maximalwert von $90 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ bei der mittleren Variante.

ASCHMANN et al. (1992) führten diese Unterschiede auf die Möglichkeit einer gehemmten Stickstoffmineralisierung bei der höchsten Variante zurück. Demnach waren die NO_3^-/Cl -Verhältnisse bei der am stärksten beschlammten Behandlung signifikant geringer als die der mittleren Variante. Dabei könnte es sich um eine langfristige Hemmung gehandelt haben, da das Verhältnis in den beiden ersten Jahren niedriger blieb. Nach BUNDY et al. (1973; in ASCHMANN et al., 1992) dürfte die Hemmung nitrifizierender Bakterien vor allem von organischen Verbindungen wie chlorierten Purinen oder Pyrimidinen verursacht werden.

In diesem Zusammenhang wurde die elektrische Leitfähigkeit der Sickerwasserproben aus 80 cm Tiefe auf toxische Salzkonzentrationen untersucht. Normalerweise wird ein EC von über $1,0 \text{ S} \cdot \text{m}^{-1}$ als Grenzwert für eine Hemmung der mikrobiellen Tätigkeit angesehen (McCLUNG et al., 1985; in ASCHMANN et al., 1992). Die höchsten Werte wurden mit $0,7 \text{ S} \cdot \text{m}^{-1}$ bei der mittleren Variante gemessen. Messungen von Bodenproben der höchsten Variante und der Kontrolle zeigten zu Versuchsbeginn bei der stärksten Behandlung eine signifikant höhere elektrische Leitfähigkeit.

Während die elektrische Leitfähigkeit des Sickerwassers keine toxischen Konzentrationen erkennen ließ, war der Klärschlamm auf Grund der oberflächlichen Ausbringung auf der Waldbodenoberfläche konzentriert, wodurch in diesem Bereich hohe Salzkonzentrationen vorhanden gewesen sein dürften, die die Mineralisierung hemmten.

TREFZ-MALCHER et al. (1987) untersuchten nach der Ausbringung von $100 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, $300 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ und $500 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 90jährigen *Fagus sylvatica* Bestand auf tief-

gründiger, feinschlammreicher Mull-Parabraunerde auf Lößlehm die Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser in 15 und 50 cm Bodentiefe. Drei Jahre nach der Beschlämmung wurden noch Lysimeter in 90 cm Tiefe auf der mittel behandelten und unbehandelten Fläche installiert.

Kennzeichen der Parabraunerde waren ein hohes Grob- und Mittelporenvolumen sowie eine hohe Leitfähigkeit unterhalb von 15 cm Tiefe, ein hoher Mittelporenanteil im A_v/B_t-Horizont ab 50 cm Tiefe sowie ein starker Rückgang der Mittelporen und der Leitfähigkeit ab 90 cm Tiefe. Nach Meinung der Autoren könnte die Bodenlösung in 15 und 50 cm Tiefe relativ weit vom bodenchemischen Gleichgewicht entfernt sein, da die Verlagerung von KS-Teilen in den Grobporen („Channel-Effekt“) ohne große Wechselwirkung mit der Bodenmatrix erfolgt.

Die NO₃⁻-Konzentrationen stiegen auf den beschlammten Flächen mit steigender KSn-Rate stark an, wobei auf der am stärksten behandelten Fläche im ersten Jahr mittlere Konzentrationen von 297,3 mg NO₃⁻.l⁻¹ und nach ca. 15 Monaten ein mittleres Maximum von 586,9 mg NO₃⁻.l⁻¹ im Sickerwasser gemessen wurden. Einzelne Messungen ließen sogar Konzentrationen bis zu 629 mg NO₃⁻.l⁻¹ erkennen. Die mittel beschlammte Fläche ließ nach 15 Monaten ebenfalls ihr mittleres Maximum von 390,5 mg NO₃⁻.l⁻¹ erkennen. Noch dreieinhalb Jahre nach der Beschlämmung konnten auf der am stärksten behandelten Fläche NO₃⁻-Konzentrationen von > 100 mg NO₃⁻.l⁻¹ festgestellt werden.

Die NO₃⁻-Konzentrationen stiegen in kürzester Zeit in 50 cm Bodentiefe auf allen KSn-Flächen auf mittlere Konzentrationen von ca. 100 mg NO₃⁻.l⁻¹ an. Eineinhalb bis zwei Jahre nach der Beschlämmung konnten auf der mit 300 m³ KSn.ha⁻¹ behandelten Fläche mittlere maximale Konzentrationen von 320,5 mg NO₃⁻.l⁻¹ festgestellt werden. Einzelne Meßwerte ergaben auf den beiden stärker behandelten Flächen maximale Konzentrationen von bis zu 387 mg NO₃⁻.l⁻¹. Stichprobenartige Untersuchungen ließen sogar noch nach fünfzehn Jahren NO₃⁻-Konzentrationen über dem zulässigen Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO₃⁻.l⁻¹ erkennen.

Einzelne Meßwerte in 90 cm Bodentiefe auf der mit 300 m³ KSn.ha⁻¹ behandelten Fläche ergaben NO₃⁻-Konzentrationen von knapp 100 mg NO₃⁻.l⁻¹, während dieselben auf der unbehandelten Fläche bei nur 11-22 mg NO₃⁻.l⁻¹ lagen.

Im ersten Jahr nach der Beschlämmung kam es auf den mit 500 m³ KSn.ha⁻¹ behandelten Flächen zu einem starken Ansteigen der NH₄-Konzentrationen im Sickerwasser in 15 cm Tiefe. Im Mittel wurden Konzentrationen von 15,6 mg NH₄.l⁻¹, bei einzelnen Meßwerten bis zu 28,3 mg NH₄.l⁻¹, festgestellt. Die mit 300 m³ KSn.ha⁻¹ beschlammte Fläche ließ zur gleichen Zeit deutlich geringere Konzentrationen mit 8,0 mg NH₄.l⁻¹ erkennen, war aber im Vergleich zur unbehandelten und schwach behandelten Fläche mit jeweils < 0,8 mg NH₄.l⁻¹ stark erhöht. Eineinhalb Jahre nach der Beschlämmung lagen die Konzentrationen im Sickerwasser der stark behandelten Fläche wieder unter 1 mg NH₄.l⁻¹. In den beiden anderen Tiefenstufen, 50 und 90 cm, konnten keine erhöhten NH₄-Konzentrationen festgestellt werden.

Drei Jahre nach der Beschlämmung wurden im Sickerwasser mit steigender KSn-Rate auf Grund der Nitratbildung deutlich niedrigere pH-Werte im Vergleich zur Kontrolle gemessen. Auf der mit 500 m³ KSn.ha⁻¹ behandelten Fläche wurde dabei ein pH-Wert von 3,85 erreicht.

Die KSn-Gaben bewirkten ein starkes Ansteigen der Mn-, Fe- und Al-Konzentrationen im Sickerwasser. Die Fe-Konzentrationen waren nach 15 Monaten in 15 cm Bodentiefe mit steigender Ausbringungsmenge signifikant erhöht, gingen aber in der Folge wieder auf die Kontrollwerte zurück.

Der KSn bewirkte teilweise reduzierende Bedingungen im Boden, sodaß Mangan verstärkt mobilisiert wurde. In 15 cm Tiefe stiegen die Mn-Konzentrationen nach einem Jahr im Sickerwasser der mittel bzw. stark behandelten Fläche auf maximal 32 mg Mn.l⁻¹ bzw. 24 mg Mn.l⁻¹ an, während die Mn-Konzentrationen auf der Kontrolle bei 2-5 mg.l⁻¹ lagen. In 50 cm Bodentiefe bewirkte die mittlere KSn-Gabe die höchsten Mn-Konzentrationen, wobei die

mittleren maximalen Konzentrationen nach ca. zwei Jahren gemessen wurden und die der Kontrolle um das 30fache übertrafen.

Die stärkste KSn-Gabe bewirkte in den ersten 15 Monaten in 15 cm Tiefe im Vergleich zur Kontrolle und der kleinen KSn-Gabe stark erhöhte Al-Konzentrationen im Sickerwasser. Einzelmessungen ergaben maximale Konzentrationen von 38 mg Al.l^{-1} . Die Al-Konzentrationen der schwächeren KSn-Flächen lagen nach einem Jahr bei 8 mg Al.l^{-1} , wobei die Konzentrationen der mit $300 \text{ m}^3 \text{ KSn.ha}^{-1}$ behandelten Fläche nach weiteren drei Monaten auf $14,75 \text{ mg Al.l}^{-1}$ anstiegen. Die Al-Konzentrationen waren auf den KSn-Flächen noch nach drei und nach vier Jahren leicht erhöht. In 50 cm Tiefe wurden erhöhte Al-Konzentrationen im Sickerwasser als Folge der Beschlämmung festgestellt, wobei diese im Vergleich zur Kontrolle im Mittel um das zehnfache erhöht waren.

Die Klärschlammgaben bewirkten erhöhte Konzentrationen von Cadmium, Nickel und Kupfer im Sickerwasser, während Chrom und Blei auf Grund der starken Bindung an die organische Substanz im Sickerwasser nicht nachgewiesen werden konnten. Bei Zink wurden infolge stark wechselnder Bedingungen keine gesicherten Ergebnisse festgestellt. Letztere stiegen in 15 cm Tiefe mit steigender KSn-Gabe an.

Ein Jahr nach der Beschlämmung wurden auf der am stärksten beschlammten Fläche einzelne maximale Cd-Konzentrationen von $19 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ im Sickerwasser bei einem zulässigen Höchstwert im Trinkwasser von $6 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ gemessen. In den ersten 15 Monaten wurden auf derselben Fläche mittlere Konzentrationen von ca. $12 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ festgestellt. Die beiden schwächer beschlammten Flächen ließen im ersten Jahr mittlere Konzentrationen von 4,6 bis $4,9 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ im Sickerwasser erkennen. Die Cd-Konzentrationen waren im Sickerwasser aller KSn-Flächen noch nach dreieinhalb Jahren im Vergleich zur Kontrolle deutlich erhöht.

In 50 cm Tiefe wurden dagegen auf der mit $300 \text{ m}^3 \text{ KSn.ha}^{-1}$ behandelten Fläche maximale Konzentrationen von $10,35 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ nach eineinhalb bis zwei Jahren erreicht. Einzelne Messungen ergaben Konzentrationen von bis zu $15 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$. Während die am stärksten behandelte Fläche im Mittel nie Konzentrationen $> 2,26 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ erkennen ließ, stiegen die Cd-Konzentrationen auf der schwach beschlammten Fläche im zweiten und dritten Jahr im Mittel auf über $6 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ an. In den folgenden eineinhalb Jahren lagen die mittleren Konzentrationen bei 3,2 bis $4,5 \text{ } \mu\text{g Cd.l}^{-1}$.

Die KSn-Gaben bewirkten deutlich höhere Ni-Konzentrationen im Sickerwasser im Vergleich zur Kontrolle, wobei auf den beschlammten Flächen in 50 cm Bodentiefe die Ni-Konzentrationen wesentlich stärker angestiegen waren als in 15 cm Bodentiefe. In 15 cm Tiefe wurden auf der stark behandelten Fläche in den ersten 15 Monaten Konzentrationen von $37,3\text{-}48,3 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$ gemessen, während die beiden anderen KSn-Flächen im Mittel Konzentrationen von $26,6\text{-}36,5 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$ erzielten. In der Folge erreichten die Konzentrationen wieder die der unbehandelten Fläche von $10\text{-}25 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$.

Wie bei Cadmium waren die Ni-Konzentrationen in 50 cm Tiefe im Sickerwasser der schwächer behandelten Flächen während der gesamten Untersuchung im Mittel deutlich höher als die der stark beschlammten KSn-Fläche. Letztere erzielte mittlere Konzentrationen von unter $50 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$. Dagegen wurden die maximalen mittleren Konzentrationen im Sickerwasser der beiden anderen KSn-Flächen nach eineinhalb bis zwei Jahren erreicht. Die Ni-Konzentrationen stiegen auf der mittleren KSn-Fläche auf $255 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$ und auf der schwachen KSn-Fläche auf $158 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$ an. Einzelmessungen ergaben auf der mit $300 \text{ m}^3 \text{ KSn.ha}^{-1}$ behandelten Fläche Konzentrationen von bis zu $339 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$. Die Konzentrationen waren auf diesen beiden Flächen auch noch nach fünfzehn Jahren mit $50\text{-}65,7 \text{ } \mu\text{g Ni.l}^{-1}$ im Vergleich zur Kontrolle deutlich erhöht.

Wie aus den Untersuchungen von KOBEL-LAMPARSKI (1985) bekannt ist (s. Kap. 7.4), bewirkte die KSn-Gabe von 5 cm eine Sperrschicht, die für die Infiltration von Regenwasser

ein erhebliches Hemmnis darstellte. Die Stofffracht gelangte daher auf dieser Fläche infolge der abdichtenden Wirkung des Klärschlammes deutlich schwächer in die Tiefe. Die zoogene Umsetzung dieser Sperrschicht erfolgte auf dieser Fläche deutlich später, während die 3 cm starke Schicht schon nach zwei Jahren fast vollständig biogen abgebaut war.

REITER et al. (1995) konnten an Hand von Sickerwasserproben in 100 bis 130 cm Bodentiefe dreier Waldstandorte nach unterschiedlicher Klärschlammausbringung feststellen, daß die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser auf den stärker beschlammten Flächen enorm ansteigen können.

In Starnberg bewirkte vor allem die $305 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Gabe einen Anstieg der NO_3^- -Konzentration über den zulässigen Trinkwassergrenzwert von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ nach nur neun Monaten, wobei diese vier Jahre lang bis zum dreifachen über diesem Höchstwert lagen. Die $300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Rate in Erlangen überstieg den gleichen Grenzwert innerhalb kurzer Zeit, sank allerdings nach ca. eineinhalb Jahren auf $30 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ab. In Geisenfeld überstieg die $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ Gabe nur kurzfristig den Höchstwert, blieb aber mit $20\text{-}50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ trotzdem deutlich über der Kontrolle mit $0\text{-}3 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

Während die SO_4 -Konzentrationen in Starnberg drei Jahre nach der Ausbringung und in Geisenfeld nach zwei Jahren anstiegen, waren sie in Erlangen sofort nach Versuchsbeginn erhöht. Der Anstieg der SO_4 -Konzentrationen war in Starnberg deutlich mit dem Absinken der NO_3^- -Konzentrationen, in Geisenfeld in schwächerer Form verbunden.

Die Ca- und Mg-Konzentrationen stiegen in Starnberg eineinhalb Jahre nach der Ausbringung auf das vierfache, auf $30\text{-}40 \text{ mg Ca} \cdot \text{l}^{-1}$ bzw. $10\text{-}13 \text{ mg Mg} \cdot \text{l}^{-1}$ an. In Geisenfeld stiegen die Ca- und Mg-Konzentrationen auf der stark beschlammten Fläche nach ca. zwei Jahren auf das zwei- bis vierfache, d.h. auf $4\text{-}8 \text{ mg Ca} \cdot \text{l}^{-1}$ bzw. $3\text{-}4 \text{ mg Mg} \cdot \text{l}^{-1}$ an. Auf beiden Standorten kam es nur unmittelbar nach der Ausbringung zu erhöhten Na- und Cl-Konzentrationen im Sickerwasser.

JUG (1990) konnte sechs Jahre nach der Ausbringung unterschiedlich hoher KSn-Gaben in einem 90jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf einem Rohhumus-Semipodsol feststellen, daß die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser der beschlammten Flächen in 100-130 cm Bodentiefe in den ersten sechs Jahren auf $20\text{-}50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, kurzfristig sogar auf über $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, angestiegen waren. Die NO_3^- -Konzentrationen sanken auf den schwächer beschlammten Flächen schon nach zweieinhalb Jahren auf unter $25 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ab. Die verstärkte Stickstoffaufnahme durch die Vegetation und den Bestand dürfte ein Grund für die verringerten NO_3^- -Konzentrationen gewesen sein.

Eine verstärkte Auswaschung von Calcium konnte auf den beschlammten Flächen festgestellt werden. Die Ca-Konzentrationen waren im Sickerwasser der mit $148 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche mit maximal $11 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ in den ersten dreieinhalb Jahren größer als die der mit $296 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ beschlammten Fläche. Danach lagen die der höheren Variante bei $5\text{-}10 \text{ mg Ca} \cdot \text{l}^{-1}$ und die der schwächeren bei $2\text{-}7 \text{ mg Ca} \cdot \text{l}^{-1}$.

Neben Calcium wurde auch Natrium verstärkt ausgewaschen, wobei in den ersten zwei Jahren, abgesehen von einzelnen Messungen bis maximal $17 \text{ mg Na} \cdot \text{l}^{-1}$, mittlere Konzentrationen von $5\text{-}11 \text{ mg Na} \cdot \text{l}^{-1}$ erreicht wurden. Die Konzentrationen sanken in der Folge auf maximal $5 \text{ mg Na} \cdot \text{l}^{-1}$ ab und erreichten damit die natürlichen Hintergrundwerte vor Versuchsbeginn. Obwohl die Cl-Konzentrationen im Sickerwasser aller Flächen erhöht waren und somit keine eindeutige Auswirkung des Klärschlammes zu erkennen war, zeigte der Verlauf der Cl-Konzentrationen eine Übereinstimmung mit denen der Na-Konzentrationen an. Chlor dürfte daher vermutlich gemeinsam mit dem Natrium ausgewaschen worden sein. Bei den Kon-

zentrationen von NH_4 , P, K und Mg konnten keine Veränderungen im Sickerwasser durch die Klärschlammgaben erkannt werden.

HÜSER (1977) untersuchte die Auswirkungen einer Ausbringung von $305 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, der ca. 25 % Ammonium bzw. Nitrat nur in Spuren enthielt, auf das Sickerwasser eines 60jährigen *Picea abies* Bestandes auf einer leicht pseudovergleyten, schwach podsoligen Parabraunerde. Da der Klärschlamm auf Grund von Bodenunebenheiten nicht gleichmäßig ausgebracht werden konnte, kam es zur Ausbildung von dickeren Schlammsümpfen.

Die Beschlämmung bewirkte in der Auflage und im humosen Oberboden einen nachhaltigen Mineralisierungsschub und damit eine verstärkte Nitrifikation, die in der Folge zu einer starken Nitratbelastung des Sickerwassers in 100 cm Tiefe führte. Drei Jahre nach der Ausbringung waren die NO_3^- -Konzentrationen auf der beschlämmten Fläche auf bis zu $160 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ angestiegen und lagen damit um mehr als das 50fache über den Kontrollen. Daneben bewirkte die Beschlämmung stark erhöhte Ca-, Mg-, Na- und Cl-Konzentrationen im Sickerwasser. Die Ca-Konzentrationen stiegen ein Jahr nach der Beschlämmung auf über $40 \text{ mg Ca} \cdot \text{l}^{-1}$ stark an und blieben auf hohem Niveau, während die Ca-Konzentrationen im Sickerwasser der unbehandelten Fläche bei unter $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ blieben. Die Mg-Konzentrationen begannen in etwa zur gleichen Zeit zu steigen, wobei mittlere Konzentrationen von $> 10 \text{ mg Mg} \cdot \text{l}^{-1}$ im Bodenwasser erreicht wurden. Während die Mg-Konzentrationen erhöht blieben, lagen sie auf den Kontrollen bei $< 3 \text{ mg Mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Die Na- und Cl-Konzentrationen stiegen im Sickerwasser gleichzeitig ein Jahr nach der Beschlämmung an, wobei auf den behandelten Flächen mittlere Konzentrationen von mehr als $10 \text{ mg Na} \cdot \text{l}^{-1}$ und knapp mehr als $5 \text{ mg Cl} \cdot \text{l}^{-1}$ erreicht wurden. Die Na-Konzentrationen stiegen allerdings deutlich stärker an als die von Chlor. Die Konzentrationen beider Elemente blieben im Sickerwasser der unbehandelten Flächen nahezu unverändert auf niedrigem Niveau. Die NH_4^- , P- und K-Konzentrationen wurden durch die Beschlämmung nicht verändert.

BROCKWAY und URIE (1983b) untersuchten die Auswirkungen auf das Sickerwasser einer mit unterschiedlich hohen Klärschlammraten gedüngten Stockausschlagfläche von *Populus grandidentata* sowie zweier 36jähriger *Pinus resinosa* und *Pinus strobus* Bestände über nährstoffarmen, stark durchlässigen „Spodic Udipsamment“ und „Alfic Haplorthod“. Die erhöhten NO_3^- -Konzentrationen konnten am Anfang und am Ende der Vegetationsperiode im Zuge der Schneeschmelze und bei größeren Niederschlägen beobachtet werden.

Bei *Populus grandidentata* konnten schon nach vier Monaten auf der am schwächsten beschlämmten Fläche signifikant erhöhte Konzentrationen festgestellt werden. Die mit $46,0 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ stärkste Behandlung bewirkte nach fast einem Jahr im Sickerwasser in 120 cm Bodentiefe signifikant erhöhte NO_3^- -Konzentrationen.

Neun Monate nach der Ausbringung, d.h. während der Schneeschmelze waren die NO_3^- -Konzentrationen auf allen behandelten Flächen signifikant erhöht, wobei die Konzentrationen mit steigender Klärschlammrate zunahmen. Die zu diesem Zeitpunkt erreichte Spitzenkonzentration von knapp mehr als $40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ wurde ein halbes Jahr danach bei der stärksten Behandlung noch einmal erreicht. Einzelne Sickerwasserproben erreichten maximale Konzentrationen von $95 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Während die NO_3^- -Konzentrationen der schwächsten Behandlung fast ausnahmslos unter $5 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ blieben und nach eineinhalb Jahren die natürlichen Hintergrundwerte erreichten, waren diese bei den beiden größeren Varianten zwei Jahre lang und während der Schneeschmelze nach fast drei Jahren signifikant erhöht.

Auf den beschlämmten *Pinus resinosa* und *Pinus strobus* Flächen wurden die NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser nur bei der größten Behandlung signifikant erhöht. Diese

signifikanten Unterschiede konnten während der Schneeschmelze nach neun Monaten mit Konzentrationen unter $15 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ für insgesamt eineinhalb Jahre beobachtet werden. Die NO_3^- -Konzentrationen stiegen während der folgenden Schneeschmelze noch einmal auf über $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an. Einzelnen Sickerwasserproben von bis zu $68 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ konnten im ersten Jahr nach der Ausbringung beobachtet werden.

Ferner konnten auf den beschlammten Kiefernflächen verschieden erhöhte NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser der Bodentypen „Spodic Udipsamment“ und „Alfic Haplorthod“ nachgewiesen werden. Diese Konzentrationsunterschiede waren vor allem auf die Textur, aber auch auf die Dauer der Wirkung zurückzuführen. Während auf dem „Spodic Udipsamment“ sehr rasch maximale Konzentrationen von bis zu $40 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ im Sickerwasser erreicht wurden und diese für mehr als ein Jahr bei $20\text{--}30 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ blieben, erreichten die NO_3^- -Konzentrationen auf dem „Alfic Haplorthod“ nur vorübergehend mehr als $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. LUND et al. (1974) erklärten, daß Böden mit zeitweise wassergesättigten Horizonten in und über diesen feinkörnigeren Schichten infolge anaerober Bedingungen durch höhere Niederschläge zu Denitrifikation neigen.

HARRISON et al. (1994a) konnten in einer Christbaumkultur aus *Pseudotsuga menziesii* und *Abies grandis* auf „Dystric Xeropsamment“ über „glacial outwash“ infolge einer Ausbringung von $300 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, der $8000 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ enthielt, eine signifikante Nitrifikation mit entsprechenden Verlusten im Bodenwasser an Nitrat und an basischen Kationen feststellen.

Die Klärschlammzufuhr erhöhte den Stickstoffgehalt im Boden weit über den Bedarf der beiden Baumarten hinaus. Sowohl auf den beschlammten als auch unbehandelten Flächen waren die C-Konzentrationen bzw. die von N_{ges} mit $2,7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ im Vergleich zu $2,4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ fast gleich. Außerdem bestand ein enger Zusammenhang zwischen dem Verlust an Stickstoff und dem der basischen Kationen im Oberboden. Im Gegensatz zu Mg, welches nicht so reichlich am Standort vorhanden war und in der Folge eine mangelhafte Ernährung der Nadeln verursachte, waren die Flächen wesentlich besser mit den Kationen Ca und K versorgt, sodaß es nur zu leicht abgenommenen Konzentrationen derselben in den Nadeln kam.

Ein Jahr nach der Ausbringung von $8 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 70jährigen Laubholzbestand aus *Quercus rubra*, *Quercus alba* und *Acer rubrum* auf einem tiefgründigen, stark durchlässigen „Alfic Udipsamment“ konnte ein Ansteigen der NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser in 120 cm Bodentiefe nach Einsetzen der Schneeschmelze festgestellt werden (NGUYEN et al., 1986). Die höchsten Konzentrationen konnten mit $3 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ nach eineinhalb Jahren festgestellt werden. Der EPA-Grenzwert für Trinkwasser von $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ wurde nicht erreicht.

Untersuchungen von BURTON et al. (1986) ließen in 120 cm Bodentiefe steigende NO_3^- -Konzentrationen nach erfolgter Klärschlammausbringung in verschiedenen Waldbeständen auf „Haplorthod“ und „Udipsamment“ erkennen. Die höchsten Konzentrationen wurden mit $21,1 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ auf dem Pappelstandort und die niedrigsten mit $2,4 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ auf dem Laubmischstandort festgestellt. Die NO_3^- -Konzentrationen lagen im Sickerwasser bei gleicher Bodentiefe auf dem Kiefernstandort bei $15,9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ und auf dem Eichenstandort bei $3,7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Nach Ansicht der Autoren waren die höheren NO_3^- -Konzentrationen des beschlammten Pappel- und Kiefernstandortes im Vergleich zum beschlammten Eichen- und Laubmischstandort auf die Faktoren Baumart, Bestandesalter und -bestockung zurückzuführen. Zudem wurden auf den beiden letzteren Standorten größere KSn-Mengen in den mächtigeren Auflagehumushorizonten zurückgehalten, wo die verstärkten Verluste durch Verflüchtigung die für die Nitrifikation wichtigen NH_4 -Mengen verringert hatten.

Untersuchungen von GRANT und OLESEN (1984) nach der Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf sehr saurem, sandigem Rohhumus-Podsol zeigten, daß der Stickstoff aus dem Klärschlamm und dem Oberboden ausgewaschen wurde. Maximale NH_4^- - und NO_3^- -Konzentrationen von $40 \text{ mg NH}_4^- \cdot \text{l}^{-1}$ und $32 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ wurden im Bodenwasser in 50 cm Bodentiefe schon ein halbes Jahr nach der Ausbringung erreicht. Vor allem die NH_4^- -Konzentrationen sanken innerhalb kürzester Zeit auf unbedenkliche Werte ab. Die NO_3^- -Konzentrationen sanken wesentlich langsamer und erreichten erst eineinhalb Jahre später den Trinkwassergrenzwert der WHO von $10 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

In einem 80jährigen Kiefernbestand auf Podsol-Braunerde mit Rohhumus, der mit KSn in Form von 317 bzw. $630 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ behandelt worden war, löste die Beschlämmung ebenfalls eine starke Nitrifikation aus, die zu erhöhten NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser führte (HÜSER, 1977). Neun Monate nach der Behandlung konnten in 100 cm Tiefe erhöhte NO_3^- -Konzentrationen von über $23 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ im Vergleich zu den Kontrollen mit unter $1 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ festgestellt werden.

8.1.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

RIEKERK und ZASOSKI (1979) untersuchten an Hand einer 10 und 25 cm mächtigen Beschichtung mit KSe, die eine enorme Belastung für das Ökosystem in Form von $8 \text{ t P} \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. ca. $13 \text{ t N} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei der größeren KSe-Gabe darstellten, die Konzentrationen von Schwermetallen, Nitrat und Phosphor im Sickerwasser des jeweiligen Standortes (s. Tab. 35).

Die Untersuchung des Sickerwassers im C-Horizont unterhalb von 60 cm Bodentiefe zeigte bei beiden Standorten eine starke Fixierung von Phosphor, wobei die extreme Belastung von $8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei der 25 cm Variante eine signifikante Erhöhung im Perkolat von $0,03 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$ der Kontrollfläche auf $0,15 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$ darstellte. Die oberflächlich ausgebrachte KSe-Gabe von 10 cm auf dem lehmigen Standort bewirkte eine Verdoppelung der Konzentration auf $0,14 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$.

Hinsichtlich der Belastung des Sickerwassers mit Stickstoff zeigte sich einmal mehr, daß das Nitrat die wichtigste Stickstoffverbindung im Zuge der Auswaschung darstellt. Enorme NO_3^- -Konzentrationen wurden von Anfang an im C-Horizont im Sickerwasser der beiden oberflächlich beschlammten Flächen festgestellt. Die NO_3^- -Konzentrationen stiegen auf der mit 10 cm KSe behandelten Fläche auf $113,6 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ und auf der mit 25 cm KSe behandelten Fläche auf $129,2 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an. Auf der mit 10 cm KSe behandelten Fläche, die in den Mineralboden eingearbeitet worden waren, konnten $76 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ festgestellt werden.

Die hohe Belastung bei der 10 cm Variante (s. Tab. 35) dürfte nach Meinung der Autoren mit dem „channel-effect“ zusammenhängen, der unmittelbar nach der Ausbringung den raschen Abtransport von festen Bestandteilen und gelösten Stoffen durch die Grobporen in den Unterboden darstellt.

Die anfängliche geringere Nitratbelastung im Sickerwasser des lehmigen Standortes B (s. Tab. 35) war im zweiten Jahr nach der Klärschlammgabe auf der unbestockten Fläche durch ähnlich hohe Nitratkonzentrationen von $164,2 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ gekennzeichnet. Erhöhte Schwefelkonzentrationen, 24 - $39 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ bei den 10 cm Varianten bzw. $49 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ bei der 25 cm Variante waren ebenfalls festzustellen.

Eine wesentlich geringere Nitratbelastung konnte hingegen im Sickerwasser der bestockten Flächen festgestellt werden, wobei dies eine Folge der verringerten Perkolatvolumina durch den erhöhten Wasserverbrauch des Bestandes sowie die wasserspeichernde Wirkung des Klärschlammes war.

Bedingt durch die enorm erhöhten Konzentrationen von Nitrat und Sulfat im Sickerwasser bewirkten die Klärschlammgaben ebenfalls ein Ansteigen der dazugehörigen Kationen im Sickerwasser, vor allem von Calcium. Verglichen mit der Kontrollfläche des Standortes A ($4,3 \text{ mg.l}^{-1}$) kam es zu einem Ansteigen der Ca Konzentrationen auf 152, 103 und 144 mg.l^{-1} auf den unbestockten Flächen, die oberflächliche, die eingearbeitete 10 cm und die 25 cm Variante. Auch die Mg Konzentrationen waren enorm erhöht; von $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ auf 50, 22 und 53 mg.l^{-1} .

Der Vergleich der Konzentrationsverhältnisse der Bodenlösung der F-Schicht und des C-Horizontes zeigte, daß zum einen die bestockten Flächen von einer wesentlich größeren Speicherkapazität als die unbestockten Flächen gekennzeichnet waren, und zum anderen der Standort B auf Grund des höheren Tonanteils ebenfalls mehr Nährstoffe speichern konnte als der wesentlich durchlässigere Standort A. Außerdem war das Sickerwasser auf allen Versuchsflächen mit Ausnahme der eingearbeiteten 10 cm Varianten und der 25 cm Behandlung mit zunehmender Bodentiefe von abnehmenden NO_3^- Konzentrationen gekennzeichnet.

Die unmittelbar nach der Beschlämmung durchgeführten Schwermetallanalysen zeigten vor allem erhöhte Zinkkonzentrationen von $2,76 \text{ mg.ml}^{-1}$ im Sickerwasser des mit $1000 \text{ m}^3 \text{ KSe.ha}^{-1}$ behandelten Oberbodens. Die der anderen Schwermetalle wiesen niedrigere Konzentrationen auf, wenngleich auch hier eine Tendenz in Richtung steigender Konzentrationen festzustellen war. Erhöhte Konzentrationen waren im Sickerwasser der darunterliegenden B- und C-Horizonte nicht festzustellen. Die Konzentrationen der Schwermetalle im Sickerwasser nahmen sogar ab.

Höhere Konzentrationen konnten auch im Sickerwasser der mit $2500 \text{ m}^3 \text{ KSe.ha}^{-1}$ behandelten Fläche unmittelbar nach der Ausbringung festgestellt werden, für Zink $20,6 \text{ mg.ml}^{-1}$ oder für Nickel $1,52 \text{ mg.ml}^{-1}$. Diese höheren Konzentrationen könnten mit dem verringerten Lösungsfluß durch diese mächtigere Klärschlammsschicht zusammenhängen, wodurch es zu keiner Verdünnung der Konzentrationen gekommen ist. Auch bei dieser Behandlung kam es in der Folge zu einem Absinken der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser.

Ein Jahr nach der Ausbringung konnten ca. 17% der gesamten ausgebrachten Menge an Zink im A Horizont wiedergefunden werden. Um aber diese Änderung (74 kg Zn.ha^{-1}) entsprechend einer Niederschlagsmenge von 500 mm erreichen zu können, wäre eine Zn Konzentration im Sickerwasser von 15 ppm notwendig. Da diese Konzentrationen nur bei der ersten Probenahme erreicht werden konnten und in der Folge auf 2,7-6,4 ppm absanken, müßte es im Zusammenhang mit der Beschlämmung zum Einspülen von Bodenkolloiden und Klärschlammbestandteilen in den Boden kommen.

Nach ZASOSKI (1981) könnten durch die Ausbringung von großen Klärschlammengen signifikante Veränderungen, d.h. Erhöhungen der Nährstoff- und Schwermetallgehalte, der Salzgehalte und des pH-Wertes im Boden bewirkt werden. Den Annahmen entsprechend wurden die pH-Werte der bestockten und unbestockten, aber beschlämmten Flächen im Vergleich zur Kontrolle erhöht.

In der Bodenlösung waren anfangs die NH_4 -Konzentrationen beträchtlich erhöht, erreichten $790 \text{ } \mu\text{g.ml}^{-1}$ bzw. $1800 \text{ } \mu\text{g.ml}^{-1}$ bei der 10 cm und der 20 cm Variante der unbestockten Fläche bzw. $1100 \text{ } \mu\text{g.ml}^{-1}$ bzw. $1400 \text{ } \mu\text{g.ml}^{-1}$ bei der 10 cm und der 20 cm Variante der bestockten Fläche. Die NO_3^- -Konzentrationen waren anfangs nur geringfügig erhöht. Die Salzgehalte waren auf den beschlämmten Flächen ebenfalls erhöht und reichten von $4,0\text{-}5,0 \text{ mmhos.cm}^{-1}$ im Vergleich zu den $0,1\text{-}0,4 \text{ mmhos.cm}^{-1}$ der Kontrollflächen.

REITER et al. (1995) konnten an Hand von Sickerwasserproben in einem 55jährigen *Pinus sylvestris* Bestandes auf Rohhumus-Semipodsol in 100 cm Bodentiefe einen raschen An-

stieg der NO_3^- -Konzentrationen infolge der Ausbringung von $300 \text{ m}^3 \text{ KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ über den Trinkwassergrenzwert von $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ nachweisen, wobei die Höchstwerte mehr als das dreifache des Grenzwertes betragen. Nach ca. zwei Jahren wurden wieder Konzentrationen von $30 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ erreicht. Die kleinere Klärschlammgabe von $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ überschritt nur zeitweise den Grenzwert.

Die Ca- und Mg-Konzentrationen blieben im Sickerwasser der beschlammten Flächen vier Jahre lang deutlich erhöht, wobei sie mit Konzentrationen von durchschnittlich 15 bis $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ um das zwei- bis dreifache über den Kontrollen lagen. Bei der größeren Variante wurden maximale Konzentrationen von $15 \text{ mg Mg} \cdot \text{l}^{-1}$ bzw. $30 \text{ mg Ca} \cdot \text{l}^{-1}$ erreicht. Neben NO_3^- diente noch SO_4 als wichtiges begleitendes Ion bei der Auswaschung. Dementsprechend erreichte die SO_4 -Konzentration der stärkeren Behandlung im ersten Jahr fast das dreifache und danach das doppelte gegenüber der Kontrolle. Natrium und Chlor wurden im ersten Jahr verstärkt ausgewaschen, die Konzentrationen blieben aber im Vergleich zur Kontrolle erhöht.

VOGT et al. (1981) untersuchten auf einem Kahlschlag und in einem 42jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand die Auswirkungen verschiedenster Beschlämmungen (s. Tab. 35) auf die Nitratbelastung im Sickerwasser. Analysen der Klärschlammvarianten vor Untersuchungsbeginn zeigten, daß sich der Gesamtstickstoff mindestens zu 83 % aus organischem N, zu 14–17 % aus NH_4 und nur in Spuren aus NO_3^- zusammensetzte. Die N_{ges} Mengen im KSe überstiegen ferner die der Bodenkontrollen beider Flächen um das drei- bis 28fache. Die KSe-Mischungen bewirkten im Vergleich zu den reinen KSe-Gaben eine enorme Verdünnung der N_{ges} -Menge im Klärschlamm, überstiegen aber immer noch bei weitem die einer normalen Düngung von maximal $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Die reinen KSe-Gaben bewirkten auf beiden Flächen enorm erhöhte NO_3^- -Konzentrationen, wobei die größere Gabe unmittelbar nach der Beschlämmung mit $420\text{--}490 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ die größten Konzentrationen erreichte. Während dem darauffolgenden Winter sanken die Konzentrationen nicht unter $200 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ab und stiegen im Frühjahr wieder auf $250 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an. Erst nach einem Jahr sanken die NO_3^- -Konzentrationen gegen $20 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ab. Die schwächere KSe-Gabe von $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ erreichte maximal $310 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ und sank danach rasch auf $20 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ab.

Die beiden KSe-Boden-Mischungen, die zwar eine Verdünnung der maximalen N-Menge im KSe bewirkten, konnten keine verminderte N-Freisetzung erreichen. Die 1:2-Mischung bewirkte nach zwei Monaten einen Anstieg auf $680 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, die 1:1-Mischung auf $280 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Die 1:2-Mischung stieg im Frühjahr noch einmal auf $250 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an.

Im Vergleich dazu wurden durch die KSe-Sägespäne-Mischungen, die durch ein höheres C/N-Verhältnis von 19 gekennzeichnet waren, niedrigere, wenngleich im Vergleich zur Kontrolle trotzdem stark erhöhte, NO_3^- -Konzentrationen im Bodenwasser erzielt. Diese erreichten sofort nach der Ausbringung auf allen Flächen maximal $200 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Im folgenden Frühjahr stiegen die NO_3^- -Konzentrationen durch die 1:3 KSe-Sägespäne-Mischung im Wald auf ca. $150 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an, wobei die Konzentrationen in der Folge stark abnahmen. Die NO_3^- -Konzentrationen wurden dagegen bei der 1:1 KSe-Sägespäne-Mischung im Wald längerfristig erhöht und erreichten nach einem Jahr noch einmal ca. $100 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

Die beiden KSe-Boden-Sägespäne-Mischungen ließen Konzentrationen zwischen den beiden Mischungsvarianten mit Boden oder Sägespäne (s. oben) erkennen. Sie erreichten nach der Ausbringung maximale Konzentrationen von $570 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ bei der 2:3:3-Variante bzw. von $360 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ bei der 2:1:1-Variante. Die Konzentrationen nahmen im Winter stark ab und erreichten im Frühjahr maximal $55 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

Eine durchgeführte Bilanzierung zeigte nach einem Jahr, daß die größere KSe-Gabe im Bestand mit $310 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ mehr als viermal so viel Nitrat und mit $420 \text{ kg NH}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$ fast sechs

mal so viel Ammonium wie die gleichgroße Variante auf dem Schlag aus dem KSe in den Mineralboden verloren hatte. Auf der schwächer beschlammten Schlagfläche waren dagegen nur 35 kg $\text{NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ und 12 kg $\text{NH}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$ aus dem KSe in den Mineralboden ausgewaschen worden. Ein auf den Schlagflächen ausgesäter Hafer bewirkte statt einer Reduzierung der NO_3^- -Verluste durch verstärkte N-Aufnahme eine leicht erhöhte NO_3^- -Verlagerung. Auf der schwach behandelten Schlagfläche mit Hafer kam es sogar zu zehnfach höheren Verlagerung von NH_4 aus dem KSe in den Mineralboden.

Bei den mit KSe-Boden behandelten Schlagflächen wurde nach einem Jahr die stärkste Verlagerung von Nitrat in den Mineralboden festgestellt. Im Mittel wurden bei der 1:2-Mischung 405 kg $\text{NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder 8,9 % der N-Fracht verloren. Die 1:1-KSe-Boden-Mischung sowie die beiden KSe-Boden-Sägespäne-Mischungen verloren 140-180 kg $\text{NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder 2,3-5,1 % der N-Fracht. Die NH_4 -Verluste waren bei diesen Behandlungsvarianten deutlich niedriger als die, die bei den reinen KSe-Gaben nachgewiesen wurden.

Die Verluste an Nitrat wurden bei den mit den KSe-Mischungen behandelten und mit Hafer bewachsenen Schlagflächen deutlich um mindestens 50 % reduziert. Einzig die 1:2 KSe-Boden-Mischung sowie die 2:3:3-KSe-Boden-Sägespäne-Mischung ließen eine geringfügig schwächere Nitrat-Verlagerung in den Mineralboden erkennen. Bei der ersteren Variante reduzierte der Bewuchs mit Hafer den N-Verlust auf 7 % der N-Fracht.

Den deutlichsten Effekt in Hinblick auf eine Reduzierung der N-Verluste im Sickerwasser ließen die Sägespäne-Mischungen erkennen. Demnach wurden sowohl im Wald als auch auf der Schlagfläche nach einem Jahr nur 40-52 kg $\text{NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ oder 0,4-1,5 % der N-Fracht verloren. Dagegen wurden allerdings bei allen KSe-Sägespäne-Mischungen, außer der 1:3 Mischung auf der Schlagfläche, mehr Ammonium verloren.

8.1.4 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Die Ausbringung von 800 m³ Ind.-KSn $\cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf einem sehr sauren, sandigen Rohhumus-Podsol verursachte kaum Verlagerungen von Schwermetallen mit dem Sickerwasser. Wie schon berichtet wurde, wurde fast die gesamte Schwermetallfracht in der ausgebrachten Klärschlammsschicht und dem Rohhumus wiedergefunden. Einzig Blei und Zink, die im Sickerwasser in 50 cm Bodentiefe festgestellt werden konnten, ließen eine Verlagerung mit dem Sickerwasser erkennen.

Untersuchungen der Bodenlösung eines mit industriellem Stärkeabwasser 20 Jahre lang verregneten Stieleichen-Birken-Buchenwaldes, teilweise durch sekundäre *Pinus sylvestris* ersetzt, auf stark podsoligen Braunderden bis Podsolen mit 40 cm mächtigen E-Horizonten zeigten deutlich erhöhte Ca-Gehalte im Sickerwasser des Oberbodens bis in 20 cm Tiefe (ESSER et al., 1983). Weiters konnte eine Anreicherung von K in 20-40 cm und von Na in 40-60 cm Tiefe festgestellt werden. Auf den Verregnungsflächen konnten im Unterschied zu den Kontrollen keine freien Al^{3+} -Ionen festgestellt werden, da diese durch den angestiegenen pH-Wert als Aluminiumhydroxide ausgefällt wurden oder mit dem zugeführten Phosphor schwerlösliche Aluminiumphosphatverbindungen eingingen.

HENRY (1991) untersuchte die Auswirkungen verschiedener Papierschlämme, wie Primär- und Sekundärschlamm sowie Mischungen derselben im Verhältnis 1:2 bzw. 2:1, auf das Sickerwasser in 50 cm Bodentiefe eines sandigen, durchlässigen „Dystric Xeropsamment“ und eines tonigen, schlecht durchlässigen „Aeric Glossaqualf“.

Während die NO_3^- -Konzentrationen der Kontrollflächen und der mit Primärschlamm behandelten Flächen beider Standorte, der durch ein weites C/N-Verhältnis von 150 gekennzeichnet war, immer nur in Spuren vorhanden waren, verursachten vor allem die 2:1 Mischung

und der Sekundärschlamm einen signifikanten Anstieg der NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser. Die durchschnittlichen NO_3^- -Konzentrationen lagen auf der mit Sekundärschlamm behandelten Fläche bei 7-29 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ für den sandigen Boden bzw. bei 15-27 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ für den tonigen Boden. Die 2:1-Mischung bewirkte trotz des Anteils an Primärschlamm zeitweise signifikant höhere NO_3^- -Konzentrationen als der Sekundärschlamm, wobei diese von 7-63 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ für den sandigen Boden bzw. von 12-36 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ für den tonigen Boden reichten, während die 1:2-Mischung mit maximal 11 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ bzw. maximal 8 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ doch deutlich darunter lag. Im zweiten Jahr waren die NO_3^- -Konzentrationen auf der mit Sekundärschlamm behandelten Fläche mit maximal 16 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ sowie auf den mit Mischungen behandelten Flächen mit maximal 27 bzw. 10 $\text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ wesentlich niedriger als im Jahr zuvor.

Während auf der unbehandelten und der mit Primärschlamm behandelten Fläche keine Stickstoffverluste durch die Nitratauswaschung festgestellt werden konnten, waren die jährlichen N-Verluste auf den sekundär und mit Mischungen beschlammten Flächen wesentlich größer. Nach zwei Jahren betragen die N-Verluste der sekundär und der mit der 1:2-Mischung beschlammten Standorte 148-165 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ und 214-273 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ oder 5,9 % und 9,1 %, wobei keine statistischen Unterschiede zwischen den Standorten zu erkennen waren.

Nach COMERFORD und FISKELL (1983) wurden in einer mit industriellem Klärschlamm behandelten *Pinus elliottii* Kultur auf sandigem, hyperthermischen „Ultic Haplohumod“ in den ersten zehn Monaten nur geringe Schwermetallmengen mit dem Klärschlamm mineralisiert und folglich in niedrigen Konzentrationen im Sickerwasser festgestellt.

Der pH-Wert in der Bodenlösung blieb während der ganzen Versuchsdauer nahezu unverändert bei ca. 4,0. Die Zn-Konzentration stieg unmittelbar nach Versuchsbeginn auf 0,44 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ an und sank in den folgenden Monaten auf 0,14 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ ab. Die Cr-Konzentrationen erreichten in den ersten Monaten maximal 0,025 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$, wobei die Konzentrationen der stärksten Behandlung von Dezember 1981 bis Februar 1982 und von März bis Mitte April signifikant größer waren als die der kleinen Rate. Die Zn-Konzentrationen waren um das 10fache größer als die von Cr, obwohl die Cr-Fracht im Klärschlamm um das 21fache größer war als die von Zn.

Die höchsten Ni-Konzentrationen, die im Mittel mit knapp mehr als 14 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ sofort nach der Beschlämmung erreicht wurden, wurden gleichzeitig mit denen des parallel ablaufenden Ly-simeterversuchs erreicht und sanken danach stark ab. Die Cd-Konzentrationen erreichten nach sechs Monaten ihr mittleres Maximum von 2,0 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$, blieben ansonsten zwischen 0,6 und 0,3 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$. Die Pb-Konzentrationen waren während der neunmonatigen Versuchsdauer durch stark schwankende Konzentrationen von < 0,5-3,5 $\text{mg Pb}\cdot\text{l}^{-1}$ gekennzeichnet.

8.1.5 Spezielle Klärschlämme

KOTERBA et al. (1979) untersuchten die Auswirkungen auf das Sickerwasser eines ungleichaltrigen Laubmischwaldes auf Haplorthod und Fragiorthod nach erfolgter Beschlämmung mit 25 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ und 125 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ KSe, der infolge der Ausfällung von Eisen und dem Aufkalken auf einen pH-Wert von 11-12 im Zuge der Klärschlammbehandlung durch eine hohe Kalzium- und Eisenzufuhr gekennzeichnet war. Die Sickerwasserproben wurden in 20 bzw. 45 cm Tiefe, unmittelbar über einem „fragipan“, gewonnen. Da deutliche Auswirkungen bei allen untersuchten bodenchemischen Parametern, außer P_{ges} , N_{ges} , NH_4 und NO_3^- , nur bei der stark behandelten Variante festgestellt wurden, werden im folgenden nur die Ergebnisse derselben dargestellt.

Die Beschlämmung bewirkte unmittelbar nach der Ausbringung im Juni ein deutliches Ansteigen der elektrischen Leitfähigkeit von ca. 20 auf maximal $108 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ in 20 cm Tiefe bzw. auf $55 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$ in 45 cm Tiefe. Im Jahr nach der Beschlämmung war die elektrische Leitfähigkeit im Vergleich zur Kontrolle nur noch leicht erhöht. Diese zeigte deutlich die Auswaschung von Anionen und Kationen als Folge des ausgebrachten Klärschlammes an.

Die Cl^- -Konzentrationen stiegen mit sinkender Bodenfeuchte auf Grund erhöhter Evapotranspiration und Entwässerung in 20 cm Tiefe um das 90fache auf $24\text{--}27 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und in 45 cm Tiefe um das 40fache an, waren aber nach dem ersten halben Jahr von den Kontrollen nicht mehr zu unterscheiden. Die rasch sinkenden Konzentrationen waren deutlich auf die erhöhte Bodenfeuchte und das Transpirationseende des Bestandes zurückzuführen. Die SO_4 -Konzentration nahmen vor allem in 20 cm Bodentiefe im Spätsommer zu und erreichten maximale Konzentrationen von $14 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ im November. Im Jahr darauf waren die Konzentrationen nur noch um $2\text{--}3 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ über den Kontrollen.

Die maximalen Konzentrationen von Cl^- und SO_4 wurden zeitlich nacheinander erreicht. Wie die Ionengleichgewichte zeigten, war Cl^- im Spätsommer das dominierende Anion für die Auswaschung der Kationen Ca, Mg und Na, während SO_4 erst Ende Oktober zum dominierenden Anion wurde. Nach LIKENS (1977, in KOTERBA et al., 1979) dürften die SO_4 -Konzentrationen im Gegensatz zu Cl, welches stark von saisonalen Schwankungen der Bodenfeuchte abhängt, mit biologischen und chemischen Prozessen im Boden zusammenhängen.

Demnach könnte SO_4 in den ersten Monaten durch ein Ansteigen der Mikroorganismen im Boden immobilisiert worden sein. Ein Monat nach der Ausbringung war der Klärschlamm von großen Hyphenmassen überzogen. Außerdem war es zu einer mehr als 100fachen Zunahme der Koliformbakterien im Boden gekommen, deren Anzahl normal zwischen $100\text{--}1000\cdot\text{g}^{-1}$ Boden wäre. Im Herbst war es dann zu einem raschen Absterben derselben bzw. zum Steigen der SO_4 Konzentrationen gekommen.

Außerdem dürften die großen Ca und Fe Mengen, die mit dem basischen Klärschlamm ausgebracht worden sind, im Sommer in Verbindung mit der sinkenden Bodenfeuchte zu einer erhöhten SO_4 Adsorption beigetragen haben. Mit zunehmender Bodenfeuchte dürfte dann das Sulfat, das im Boden nur in geringem Ausmaß gebunden wird, ausgewaschen worden sein.

Da mit dem gekalkten KS nur $477 \text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ ausgebracht worden waren bzw. Nitrat im Klärschlamm nur in Spuren vorhanden war und keine erhöhten NO_3^- und NH_4^- -Konzentrationen in der Bodenlösung zu erkennen waren, war die Nitrifikation in den ersten Monaten nach der Beschlämmung nur in geringem Umfang abgelaufen.

Die NO_3^- -Konzentrationen wurden im Sickerwasser der beschlammten Flächen um maximal $1,5 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nur schwach im Vergleich zu den Kontrollen mit $0,2\text{--}1,0 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ erhöht. Im Jahr nach der Behandlung ließ ein einziger Lysimeter NO_3^- -Konzentrationen von ca. $3,2 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in 20 cm Tiefe erkennen, wobei sich diese gegen Sommer auf die Kontrollwerte einpendelten. Die NH_4^- -Konzentrationen waren im Sickerwasser der beschlammten und unbehandelten Flächen $< 0,02 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Lt. KOTERBA et al. (1979) dürften der anfängliche pH-Wert des Klärschlammes, die Lufttemperatur und die Bodenfeuchte die Verflüchtigung von Ammoniak begünstigt haben. Des weiteren dürfte die Aufnahme durch die Vegetation die erhöhte Auswaschung von Stickstoff verhindert haben.

Zu beachten wäre, daß die NO_3^- -Konzentrationen in einem benachbarten Fließgewässer, welches als zusätzliche Kontrolle gleichzeitig untersucht wurde und von den KS-Flächen nicht beeinflusst werden konnte, während der Wintermonate stark anstiegen. Die NO_3^- -Konzentrationen des Fließgewässers lagen im Sommer und Herbst im Bereich der Kontrollwerte sowie der der schwach behandelten Fläche, stiegen im Winter stark an und erreichten ihre maximalen Konzentrationen von ca. $4,0 \text{mg NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$ im April und nahmen anschließend

auf ein Minimum ab. Die Konzentrationen von NO_3^- , aber auch der anderen Stoffe waren ansonsten denen der Kontrollen in 20 bis 45 cm Tiefe vergleichbar. Demnach könnte die Ausbringung von Klärschlamm bei ähnlicher standörtlicher Beschaffenheit die chemische Zusammensetzung eines Fließgewässers kurzfristig, eventuell auch nachhaltig, negativ beeinflussen.

Die geringen P_{ges} -Mengen von $55 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ im Klärschlamm wurden in den Auflagen sofort fixiert und gelangten kaum in die Bodenlösung, u.a. weil Phosphor nur in geringem Umfang in dem Untersuchungsgebiet verfügbar war.

Bei den basischen Kationen war Ca das bestimmende Element im Bodenwasser der stark behandelten Parzellen, sodaß eine Zunahme der Konzentrationen um das fünffache auf maximal $13 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ in 20 cm Tiefe und das zweieinhalbfache in 45 cm Tiefe festgestellt wurde. Nach einem Jahr hatten diese stark abgenommen, lagen aber immer noch über den Kontrollen. Die Mg-Konzentrationen der starken Beschlämmung erreichten im Oberboden mit $2,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ das vierfache, in 45 cm Tiefe das doppelte der Kontrollwerte. Die K-Konzentrationen nahmen im Oberboden der behandelten Flächen um das dreifache, von Na und H um das doppelte zu. In 45 cm Tiefe wurden nur halb so große Konzentrationen erreicht.

8.1.6 Biokompost (BK)

Drei Jahre nach der Ausbringung von Grünabfallkompost bzw. Grünabfall in einem *Fagus sylvatica* Altbestand auf saurer Braunerde wurden keine erhöhten NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser in 100 cm Tiefe festgestellt (MEIWES und BAUHUS, 1992). Eine zusätzlich durchgeführte Kalkung sowie die Beigabe von leicht löslichem Superphosphat sollten die Nitratreproduktion begünstigen, bewirkten aber keine erhöhten Konzentrationen im Sickerwasser. In einem ebenfalls behandelten *Fagus sylvatica* Bestand auf Terra fusca-Rendizna kam es in 10 und 30 cm Tiefe ebenfalls zu keinen erhöhten NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser (BAUHUS und MEIWES, 1992).

DESCHAUER (1995) untersuchte in den ersten zwei Jahren nach der Ausbringung von 50 und $100 \text{ m}^3 \text{ BK} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem streugenutzten 80-100jährigen *Pinus sylvestris* Bestand auf sorptionsschwacher Podsol-Braunerde über Flugsand die hydrologischen Auswirkungen in 40 und 80 cm Tiefe und konnte eine deutliche und nachhaltige Änderung bezüglich der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung feststellen. Zusätzlich wurden ab dem zweiten Jahr unterhalb der Humusaufgabe Streulysimeter beprobt.

Unmittelbar nach der Behandlung kam es im Sickerwasser zu stark erhöhten Konzentrationen von NO_3^- , SO_4^{2-} , den basischen Kationen, aber auch von Aluminium. Die NO_3^- -Konzentrationen stiegen in 40 cm Tiefe auf der stark behandelten Fläche auf über $70 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, die der schwach behandelten Fläche auf knapp $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ an. Die Konzentrationen sanken in der Folge rasch ab und blieben in den folgenden zwei Jahren im Bereich der Kontrollen. In 80 cm Tiefe kam es zeitverzögert vor allem auf der schwach behandelten Fläche zu einem Maximum von ca. $40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Auch in dieser Tiefenstufe sanken die Konzentrationen rasch wieder auf die Kontrollwerte ab. Ammonium war praktisch nicht nachweisbar.

Gleichzeitig mit den maximalen NO_3^- -Konzentrationen kam es im Sickerwasser zu stark erhöhten Konzentrationen von Ca^{2+} , K^+ und Mg^{2+} und Al. Die Konzentrationen von K^+ , Mg^{2+} und Na^+ waren in allen drei Tiefenstufen deutlich für einen längeren Zeitraum erhöht, während die von Ca^{2+} unmittelbar unter der Humusaufgabe sowie in 80 cm Tiefe stärker erhöht waren. Insgesamt kam es, wie die bodenchemischen Ergebnisse auch zeigten, zu einer stark veränderten Belegung der Austauschplätze. Die K^+ -Konzentrationen stiegen in 40 cm Tiefe auf der stark behandelten Fläche auf über $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ und in 80 cm Tiefe auf der

schwach behandelten Fläche auf ca. 80 mg.l^{-1} an. Innerhalb von zwei Jahren kam es zu einer völligen Verlagerung des austauschbaren Kaliums aus der Auflage in den Mineralboden.

Gleichzeitig war in den behandelten Auflagen deutlich mehr Calcium austauschbar vorhanden. In 40 cm Tiefe wurden die maximalen Ca^{2+} - bzw. Mg^{2+} -Konzentrationen mit knapp mehr als 30 mg.l^{-1} bzw. ca. 10 mg.l^{-1} jeweils auf der schwach behandelten Fläche erreicht. In 80 cm Tiefe stiegen dieselben zeitversetzt auf denselben Flächen auf maximal 15 bzw. 2 mg.l^{-1} an.

Da Nitrat kurz nach dem anfänglichen Peak nur noch in geringen Konzentrationen nachzuweisen war, konnte festgestellt werden, daß die Cl^- und SO_4^{2-} -Konzentrationen als mobile Anionen bei der Auswaschung der basischen Kationen stark beteiligt waren. Eine bedeutende Rolle für die verstärkte Auswaschung von Sulfat spielt auch der erhöhte pH-Wert, der im zweiten Jahr nach der Behandlung in 40 cm Tiefe um bis zu 1,5 Einheiten angestiegen ist. Nach Angaben des Autors besteht ein Zusammenhang zwischen hohen pH-Werten und der Mobilisierung des Sulfats. Zudem sind die Böden des Untersuchungsgebietes infolge der hohen Sulfateinträge weitgehend mit Sulfat gesättigt.

Die Al^{3+} -Konzentrationen stiegen im Sickerwasser der schwach behandelten Fläche in 40 cm Tiefe stark auf knapp 20 mg.l^{-1} , lagen deutlich über denen der stark behandelten Fläche und sanken in der Folge wieder auf die Kontrollwerte ab. Dagegen blieben dieselben in 80 cm Tiefe auf beiden Flächen über einen längeren Zeitraum mit $3\text{--}4 \text{ mg.l}^{-1}$ leicht erhöht. Zudem konnte eine hochsignifikante ($p < 0,001$) Korrelation zwischen den Al- und SO_4^{2-} -Konzentrationen in 40 cm Tiefe in der Bodenlösung der schwach behandelten Fläche festgestellt werden, die auf die Auflösung der Aluminium-Sulfat-Verbindungen zurückzuführen sein dürfte. Außerdem konnte eine signifikante ($p < 0,001$) Korrelation zwischen den Al- und DOC-Konzentrationen in 80 cm Tiefe im Sickerwasser derselben Fläche festgestellt werden.

DESCHAUER (1995) untersuchte in 40 und 80 cm Tiefe auch die Verlagerung der Schwermetalle Zink und Kupfer durch das Sickerwasser. Allgemein konnte ein deutlicher Verlagerungsschub auf den behandelten Flächen festgestellt werden.

Die Konzentrationen von Kupfer waren noch zwei Jahre nach der Behandlung stark erhöht, während die von Cadmium wieder rasch absanken. Zink zeigte dagegen im zweiten Jahre extrem hohe Konzentrationen im Sickerwasser, wobei auch die unbehandelte Fläche davon betroffen ist. Insgesamt jedoch kam es wie bei den mit Klärschlamm behandelten Flächen zu einer starken Fixierung der Schwermetalle in den Auflagen, wobei die angestiegenen pH-Werte, die erhöhten Ca- und Mg-Vorräte, aber auch die erhöhte Basensättigung eine wichtige Rolle spielten.

Im ersten Jahr stiegen die mittleren Cu-Konzentrationen in 40 cm Tiefe von $2,2 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ auf $19,7 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ bzw. $9,4 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ an und lagen im zweiten Jahr auf der schwach behandelten Fläche mit $11 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ noch über der Kontrolle mit $1,4 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$. In 80 cm Tiefe lagen die Cu-Konzentrationen auf beiden Flächen mit $3\text{--}6 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ über den Kontrollen. Die Zn-Konzentrationen lagen auf beiden Flächen im ersten Jahr im Bereich der Kontrollen und stiegen, wie bereits erwähnt wurde, im nächsten Jahr stark an. Dabei wurden auf der schwach behandelten Fläche in 40 cm Tiefe maximale Konzentrationen von $240 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$, auf der stark behandelten Fläche in 80 cm Tiefe von $284 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ erzielt. Der Grund für die oftmals höheren Konzentrationen auf der schwach behandelten Fläche könnten im pH-Wert begründet sein. Auf der stark behandelten Fläche kam es auf Grund der größeren Ausbringungsmenge in der Streu und in 40 cm Tiefe stets zu stärker erhöhten pH-Werten im Vergleich zur schwach behandelten Fläche. Diese höheren pH-Werte können die Mobilisierung der Schwermetalle aus der Streu sowie der F- und H-Schicht abschwächen bzw. diese im Mineralboden verstärkt fixieren.

8.2 Abfluss- und Grundwasser

8.2.1 Abwasser (AW)

HART et al. (1988) berichteten von erhöhten NO_3 Konzentrationen in drei bis acht Metern Tiefe unter Kiefer, Pappel und Laubmischwald im Zuge der ersten Grundwasserneubildung unmittelbar nach der Ausbringung von Abwasserklärslamm, wobei der Grenzwert für Trinkwasser von $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ der EPA nicht überschritten wurde (BURTON et al., 1986). Außer für Nitrat konnten keine anderen Konzentrationserhöhungen, z.B. für Sulfat, Chlorid oder die Spurenelemente festgestellt werden.

IWATSUBO und NAGAYAMA (1994) untersuchten an Hand einer dreijährigen Abwasserverregnung in einem kleinen bewaldeten und unbestockten Einzugsgebiet die Auswirkungen auf die Nähr- und Schadstoffkonzentrationen eines Abflusses. Ersteres war mit *Alnus firma* und schlechtwüchsigen *Pinus thunbergii* auf einem nährstoffarmen, auflagehumuslosen Mineralboden auf Granit bestockt.

Das Abwasser war im Lauf der dreijährigen Verregnung durch schwankende, aber hohe DOC-Gehalte von $50\text{--}290 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ bzw. Ammonium- und Phosphorfrachten, $43\text{--}562 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. $3\text{--}67 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, gekennzeichnet. Die hohen Konzentrationen von Cl^- , N und Na^+ waren auf menschliche Exkremete im Abwasser zurückzuführen.

Keine erhöhten Konzentrationen von NH_4^+ und P wurden im Abfließwasser im Vergleich zum Kontrollgebiet gemessen. Dagegen konnten deutlich höhere Konzentrationen an NO_3^- , Cl^- , Mg^{2+} , Na^+ und K^+ sowie ein niedrigerer pH-Wert festgestellt werden. Das Absinken des pH-Wertes war eine Folge des enormen Gehaltes an Ammonium im Abwasser (77 %), welches im Boden rasch in Nitrat umgewandelt und gemeinsam mit den basischen Kationen ausgewaschen wurde. Interessanterweise konnten keine erhöhten Ca^{2+} -Konzentrationen im Abfließwasser trotz der erhöhten NO_3^- -Konzentrationen entdeckt werden. Calcium wurde, wie aus anderen Ergebnissen ersichtlich wurde (s. oben), verstärkt durch den Bestand aufgenommen.

Die Nitratkonzentration vor der Ausbringung betrug im Abfließwasser $< 0,1 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$, stieg auf $2 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ an und erreichte erst nach acht bis neun Jahren wieder die natürlichen Ausgangswerte. Nach zwölf Jahren konnten unter Berücksichtigung der N-Konzentrationen im Abfließwasser im Vergleich zur N-Fracht im Abwasser ein N-Verlust von nur 5,3 % der Gesamtfracht von $724 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ festgestellt werden. Auch bei Chlor betrug der Verlust nur 7,1 %.

8.2.2 Naßschlamm (KSn)

Die maximalen Konzentrationen von NO_3 und NH_4 im Grundwasser wurden nach der Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand über sehr saurem Rohhumus-Podsol nach ca. eineinhalb bis zwei Jahren erreicht, wobei die maximale Konzentration von $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ für die nächsten drei bis vier Jahre anhielt und der von der WHO festgesetzte Grenzwert von $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ für Trinkwasser nur zeitweise überschritten wurde (GRANT und OLESEN, 1984). Der Grundwasserspiegel schwankte von zwei bis dreieinhalb Meter. Sechs Jahre nach der Ausbringung war keine Belastung mit Stickstoff mehr festzustellen. Außerdem konnte keine Auswaschung von Phosphor in das Grundwasser festgestellt werden.

Die Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ Ind.} \cdot \text{KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf demselben Standort verursachte fast keine signifikanten Erhöhungen der Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser. Einzig die Zn-

Konzentrationen waren im Grundwasser der beschlammten Flächen mit $500 \mu\text{g Zn.l}^{-1}$ im Vergleich zu den $40 \mu\text{g Zn.l}^{-1}$ der Kontrollflächen eineinhalb Jahre nach der Ausbringung signifikant erhöht.

Sechseinhalb Jahre nach der Ausbringung lagen die Konzentrationen auf den beschlammten Flächen bei $150 \mu\text{g Zn.l}^{-1}$ bzw. bei den Kontrollflächen bei $10 \mu\text{g Zn.l}^{-1}$. Im Vergleich dazu liegt der Grenzwert der WHO für Trinkwasser bei $5000 \mu\text{g Zn.l}^{-1}$.

BURTON et al. (1986) konnten nach erfolgter Beschlämmung von unterschiedlichen Waldstandorten (s. Tab. 35) in Grundwasserkontrollbrunnen erhöhte NO_3^- -Konzentrationen feststellen. Die maximalen NO_3^- -Konzentrationen wurden vier Monate nach der Beschlämmung im Grundwasser unter dem Pappelbestand mit $11,1 \text{ mg NO}_3^-\text{l}^{-1}$, dem Laubmischbestand mit $0,6 \text{ mg NO}_3^-\text{l}^{-1}$ und dem Kiefernbestand mit $3,0 \text{ mg NO}_3^-\text{l}^{-1}$ festgestellt.

8.2.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

RIEKERK und ZASOSKI (1979) konnten infolge der Ausbringung von entwässerten Klärschlammgaben erhöhte NO_3^- -Konzentrationen im Grundwasser nachweisen. Da im vorliegenden Fall die Sickerwässer ein in 10-15 m Tiefe liegendes, sehr feinkörniges und undurchlässiges Sediment nicht passieren konnten und damit eine laterale Verlagerung angenommen werden konnte, wurden die Sickerwässer mit Hilfe eines Brunnens und von Quellaustritten, die für die Überwachung des Grundwassers verwendet wurden, auf mögliche Veränderungen hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung untersucht. Vor allem die Analysen während der ersten Monate nach der Klärschlammausbringung zeigten Anstiege der NO_3^- -Konzentrationen bis ca. 30 ppm. Ein Jahr danach waren die Auswirkungen am Abklingen.

8.2.4 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

BROCKWAY und URIE (1983b) konnten auf Grund der Ausbringung unterschiedlich hoher industrieller Klärschlammraten in einem *Pinus resinosa* Bestand auf nährstoffarmem, durchlässigen „Entic Haplorthod“ signifikante Veränderungen betreffend der NO_3^- -Konzentrationen im Grundwasser in 300 cm Tiefe beobachten, wobei die NO_3^- -Konzentrationen mit den Klärschlammraten eng korreliert waren.

Zwei Jahre nach der Ausbringung bzw. sechs bis zwölf Monate, nachdem die größten Konzentrationen im Sickerwasser der mit KSn behandelten Flächen erreicht wurden, stiegen die NO_3^- -Konzentrationen im Grundwasser der am stärksten behandelten Fläche auf $46,6 \text{ mg NO}_3^-\text{l}^{-1}$ an. Einzelne Sickerwasserproben erreichten zu diesem Zeitpunkt sogar knapp $50 \text{ mg NO}_3^-\text{l}^{-1}$.

Bei den beiden größeren Varianten waren die NO_3^- -Konzentrationen schon nach einem Jahr für insgesamt vier Jahre signifikant erhöht, wobei keine statistischen Unterschiede zwischen diesen Behandlungen gegeben waren. Die beiden schwächeren Behandlungen mit 4 bzw. 8 t.ha^{-1} zeigten keine bzw. kaum statistische Unterschiede zu den Kontrollflächen.

8.3 Ergebnisse aus Labor- und Glashausversuchen

8.3.1 Abwasser (AW)

Versuche im Labor zeigten, daß die Mineralisierungsraten in der Auflage und dem Oberboden unter Kiefer wesentlich schlechter waren als unter den Laubbäumen (BURTON et al., 1986 in HART et al., 1988).

8.3.2 Naßschlamm (KSn)

THOMANN (1984) untersuchte die Perkolate unterschiedlich beschlammter Lysimeter Tanks (s. Tab. 37), die infolge mangelnder Niederschläge auch künstlich bewässert wurden. Die N_{ges} -Konzentration sanken bei den Behandlungen ab dem zweiten Jahr auf minimale Werte ab. Dagegen wurden in den ersten beiden Jahren enorm hohe NO_3 -Konzentrationen nachgewiesen, die bei der MKK-Variante von fast $500 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ bis weit über $900 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ bei der $150 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ - und der $300 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Variante reichten. Diese nahmen in der Folge zwar ab, unterschritten aber erst nach drei Jahren bei allen Varianten den Grenzwert für Trinkwasser von $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Die beiden Behandlungen, die $150 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ - und die $300 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Variante, stiegen im folgenden Jahr noch einmal an, wobei die größere Variante fast $170 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ erreichte.

Bei den basischen Kationen kam es bei allen Behandlungen zu einer markanten Erhöhung der Konzentrationen über die zulässigen Trinkwassergrenzwerte hinaus. Nach vier Jahren lag die Ca-Konzentration noch immer über $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Der Grenzwert der K-Konzentration wurde noch immer um das zwei- bis vierfache überschritten. Die SO_4 -Konzentrationen stiegen im zweiten Jahr stark an und blieben im dritten und vierten Jahr nach der Behandlung mit $150\text{-}250 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ auf recht hohem Niveau.

Die DOC-, Na- und Cl-Konzentrationen stiegen mit Fortdauer des Versuchs beständig an. Die DOC-Konzentration überstieg den Trinkwassergrenzwert von $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ im Durchschnitt um das fünf- bis sechsfache. Bei allen Behandlungen wurden noch nach vier Jahren erhöhte Cl-Konzentrationen mit $50\text{-}80 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ sowie Na-Konzentrationen von $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ festgestellt, wobei die Na-Konzentrationen beim MKK wesentlich höher lagen.

Bei allen Behandlungen kam es zu keinen bzw. kaum erhöhten Konzentrationen bei löslichem Phosphor. Die Schwermetalle wurden infolge der alkalischen Bedingungen fixiert und waren damit unlöslich.

Im zweiten und dritten Jahr nach der Beschlämmung wurde die bakterielle Aktivität bezüglich Nitrifikation und Denitrifikation bei der $300 \text{ t KSe} \cdot \text{ha}^{-1}$ Behandlung gemessen. Dabei konnte eine reduzierte Nitrifikation sowie eine stark steigende Denitrifikation nachgewiesen werden.

Die Perkolate von bepflanzt und unbepflanzten Lysimetern, die mit einem stickstoffreichen, vor allem aber calciumreichen Naßschlamm behandelt wurden, zeigten nur geringfügige Konzentrationsveränderungen bei Mn ($< 0,01 \text{ ppm}$), Fe ($< 0,01 \text{ ppm}$), K und Mg (KELLER, 1975; KELLER und BEDA-PUTA, 1976).

Die Ca-Konzentrationen waren im Perkolat der unbepflanzten, aber beschlammten Lysimeter in den ersten 100 Tagen mit $68\text{-}78 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ deutlich im Vergleich zu den unbehandelten, bepflanzt Lysimetern mit $51\text{-}63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ bzw. den unbehandelten, unbepflanzten Lysimetern mit $49\text{-}68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ erhöht.

Da mit dem Naßschlamm auch Salze, wie NaCl, ausgebracht werden können, wurden die Perkolate auf die Konzentrationen der beiden Elemente hin untersucht, wobei bei beiden si-

signifikante Anstiege infolge der Behandlung zu verzeichnen waren. Die Cl-Konzentrationen waren im Sickerwasser der beschlammten, bepflanzten Lysimeter in den ersten 150 Tagen im Vergleich zu den Kontrollen signifikant ($p < 0,0005$) erhöht bzw. stiegen um das bis zu dreifache an. Auch bei den beiden unbepflanzten Lysimetern waren die Konzentrationen der behandelten Variante während dem gleichen Zeitraum erhöht, wobei statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) nur in den ersten 20 Tagen festgestellt wurden. Die Na-Konzentrationen wurden im Sickerwasser der bepflanzten und unbepflanzten Behandlungen im Vergleich zu den Kontrollen signifikant ($p < 0,0005$) erhöht.

Die Nitratkonzentrationen waren bei den unbepflanzten Lysimetern, mit und ohne Klärschlammzufuhr, im Vergleich zu den bepflanzten Lysimetern um das 15 bis 140fache signifikant ($p < 0,0005$) höher. Die NO_3 -Konzentrationen stiegen außerdem bei den unbepflanzten, beschlammten Lysimetern am stärksten an und erreichten Konzentrationen von $150 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ nach 20 Tagen bzw. $354 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ nach 313-287 Tagen. Außerdem konnte festgestellt werden, daß die bepflanzten Lysimeter im Winter, wenn bei den unbepflanzten Behandlungen die größten Konzentrationen auftraten, nur geringe Konzentrationen zeigten. Die Birken dürften auch in dieser Zeit Nitrat aufgenommen haben.

8.3.3 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

Untersuchungen von RIEKERK und ZASOSKI (1979) an mit frischem Klärschlamm behandelten Bodensäulen (11 cm Durchmesser und 10 cm Bodentiefe), die 28 Tage lang alle zwei bis drei Tage mit destilliertem Wasser bewässert wurden, zeigten vor allem in den ersten zwei bis vier Tagen erhöhte Schwermetallkonzentrationen im Perkolat. So waren die Konzentration von Ni und Zn stark erhöht (3 ppm), nahmen in der Folge aber rasch ab. Verglichen mit den anderen Schwermetallen zeigte vor allem Nickel in Relation zum Gesamtgehalt im Klärschlamm eine hohe Mobilität, während die von Blei und Kupfer sehr niedrig war und folglich auch von niedrigen Konzentrationen gekennzeichnet waren. Im Gegensatz zu den Felduntersuchungen (s. oben) bewirkte die Beschlämmung während der 28tägigen Versuchsdauer eine signifikante Erhöhung der pH-Werte im Perkolat.

8.3.4 Müllklärschlamm- und Klärschlammkompost (MKK; KSK)

KRAPFENBAUER et al. (1981) untersuchten die Wirksamkeit wiederholten Durchwaschens von reinem MKK einerseits auf die auswaschbaren Salze und den für Koniferen schädlichen hohen Salzgehalt und andererseits in einem Gefäßversuch auf die Vitalität und den Wuchs von *Picea abies* und *Pinus sylvestris*.

Das wiederholte Durchwaschen des MKK bewirkte große Verluste bei den leichtlöslichen Salzen, vor allem bei Cl, Na, Mg und K, wobei die Wirksamkeit der Auswaschung mit steigender Wiederholung signifikant abnahm. Ca. 45 % des im MKK insgesamt vorhandenen Natriums von $333 \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ wurden nach viermaliger Wiederholung, ca. 5 % des Kaliums von insgesamt vorhandenen $491 \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ im Eluat festgestellt.

Entsprechend den Gehalten im Eluat waren im MKK nach den vier Wiederholungen bei Natrium und in geringerem Umfang bei Kalium niedrigere Gehalte zu erkennen. Nach den vier Wiederholungen konnte im 1 M Ammoniumacetatauszug ein Endgehalt von $128 \text{ mg Na} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ nachgewiesen werden, der damit den Grenzwert von 20-25 $\text{mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ für Schäden an Koniferen noch immer um das fünf- bis sechsfache übertraf.

Beim Gefäßversuch konnte bei beiden Varianten festgestellt werden, daß die elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser der ausgewaschenen Varianten niedriger war als die der nicht ausgewaschenen MKK-Variante. Die Cl-Konzentration war im Sickerwasser der nicht behandelten MKK-Variante größer als bei den behandelten MKK-Varianten, wobei bei der vier-

ten Auswaschung die größeren Konzentrationen erreicht wurden. Bei *Picea abies* war die Na-Konzentration der zweimal durchgewaschenen Variante bzw. bei *Pinus sylvestris* die einmalige Variante signifikant von den anderen Varianten verschieden. Bei beiden wurde in der vierten Durchwaschung die größte Konzentration erzielt, sodaß ein beginnender Alkalisierungseffekt zu erkennen war.

INSAM (1996) untersuchte im Labor im Zuge einer 30wöchigen Inkubation mit Hilfe von Ly-simetern, die mit karbonatischem Bodenmaterial der Waldstandorte Liegerle und Törle (s. Tab. 37) befüllt waren, die Auswirkungen von KSK-Produkten im Vergleich zu Bodenverbesserungsmitteln auf die N_{\min} -Konzentrationen im Bodenwasser und Perkolat. Die Aufwandmenge wurde bei jedem Behandlungsmittel auf $300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ berechnet.

Unmittelbar nach Beginn des Versuches kam es bei allen drei KSK-Produkten auf beiden Standorten zu erhöhten N-Konzentrationen von $50\text{-}100 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ im Bodenwasser. Dabei zeigte sich, daß die N-Konzentrationen des mit den Produkten Rinden/KSK sowie Rinden/KSK + Biosol behandelten Substrates Törle deutlich höher und längerfristiger waren als die des Substrates Liegerle. Einzig das Produkt Sägespäne/KSK bewirkte auf dem Standort Törle Konzentrationen von $< 50 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$.

Die schnellwirkenden Mineraldünger Vollkorn Spezial, Vollkorn Rot, Nitrastop sowie KS-Mineralmehl¹⁵¹ bewirkten von Anfang an extrem hohe N-Konzentrationen im Bodenwasser von weit über $100 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$. Vollkorn Spezial bewirkte längerfristig auf beiden Standorten Konzentrationen von $> 200 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ und KS-Mineralmehl kurzfristig Konzentrationen von $> 150 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$. Die mit BK behandelten Substrate ließen auf beiden Standorten Konzentrationen von $< 50 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$, die unbehandelten Kontrollen keine erhöhten Konzentrationen erkennen.

Vier bis sechs Wochen nach Auftreten der N-Konzentrationen im Bodenwasser kam es zu erhöhten Konzentrationen im Perkolat, wobei die N-Konzentrationen allgemein betrachtet niedriger waren. Außerdem waren substratbedingte Konzentrationsunterschiede erkennbar, wobei im Normalfall die Auswaschungsraten des behandelten Substrates Liegerle auf Grund der gröberen Textur höher waren. Auf dem Standort Törle kam es nur in Einzelfällen, abgesehen von den schnellwirkenden Produkten (s. unten), zu Konzentrationen über dem Trinkwassergrenzwert von $50 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$.

Die beiden Produkte, Rinden/KSK sowie Sägespäne/KSK, sowie der Biokompost ließen auf beiden Substraten praktisch keine erhöhten N-Konzentrationen erkennen. Langfristig erhöht waren die N-Konzentrationen des mit Rinden/KSK + Biosol behandelten Substrates Liegerle, wenngleich die Konzentrationen nie über $100 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ anstiegen. Die geringfügig erhöhten N-Konzentrationen der Kontrolle dürften nach Meinung der Autoren auf mineralisierte Wurzeln im Substrat zurückzuführen sein.

Die schnellwirkenden Mineraldünger Vollkorn Spezial, Vollkorn Rot und KS-Mineralmehl bewirkten vor allem auf dem Standort Liegerle im Bodenwasser deutlich erhöhte N-Konzentrationen. Die Variante Vollkorn Spezial erreichte Konzentrationen von $> 150 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$. KS-Mineralmehl erzielte auf beiden Substraten längerfristig Konzentrationen von bis zu $100 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$.

Konzentrationsmessungen von organischem Stickstoff im Perkolat ergaben nur bei den Produkten Vollkorn Spezial, KS-Mineralmehl sowie Biofert erhöhte Konzentrationen von über $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Bei Rinden/KSK + Biosol konnten Konzentrationen von über $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ festgestellt werden.

Hinsichtlich der Schwermetallverlagerung aus den Klärschlammprodukten waren nur bei

¹⁵¹ KS-Mineralmehl stellt ein Produkt aus ausgefaultem, organischen Klärschlamm, vermischt mit einem mineralischen Trägermaterial (Ölschieferschlacke) und einem N-Gehalt von nur 0,24 % dar.

KS-Mineralmehl erhöhte Konzentrationen erkennbar, wobei die einzelnen Messungen deutlich unter den entsprechenden Grenzwerten blieben. Bei den KSK-Produkten konnten keine erhöhten Schwermetallkonzentrationen gemessen werden.

8.3.5 Getrockneter Klärschlamm (KSt)

KRANEBITTER und INSAM (1995, 1996) untersuchten im Labor mit speziell konstruierten Lysimetern, die mit 20 bis 40 cm mächtigen Bodenprofilen aus Stuben am Arlberg (1600 m Seehöhe) befüllt wurden, die Auswirkungen von Klärschlammgranulat auf das Bodenwasser, das 5 cm unter der Bodenoberfläche mit Hilfe einer Saugkerze gewonnen wurde, und das Perkolat am Boden des Lysimeters.

Als Bodenhilfsstoffe wurden ein unbehandelter KSt, ein mit 1 % Silikat und Huminsäure behandelter KSt (KSt+), ein drei Wochen kompostierter KSt (KSKf) und ein drei Monate kompostierter KSt (KSKr) verwendet. Die Aufwandmenge pro Säule wurde auf $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ berechnet.

Bezüglich der in den Klärschlamm-Varianten enthaltenen Schwermetalle konnten sowohl im Bodenwasser als auch im Perkolat im Vergleich zur Kontrolle keine erhöhten Schwermetalle festgestellt werden.

Die NO_3 -Konzentrationen waren im Bodenwasser, auch dem der Kontrolle, fast während der ganzen Versuchsdauer erhöht, wobei die Konzentrationen der beiden Varianten KSt und KSt+ im Vergleich zur Kontrolle stark erhöht waren. Die KSt+ Variante bewirkte in der ersten Hälfte des Versuches ein Ansteigen der NO_3 -Konzentrationen auf $170\text{-}250 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Die KSt-Behandlung erreichte erst gegen Ende des Versuches ihr Maximum von knapp mehr als $300 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Ein ebenfalls verwendeter Biokompost bewirkte im Vergleich zur Kontrolle im Mittel um $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ höhere Konzentrationen (s. Kap. 8.3.8). Ein ebenfalls mit untersuchter organischer Handelsdünger erreichte in der ersten Hälfte des Versuches maximale NO_3 -Konzentrationen von $250\text{-}300 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Im Perkolat waren ebenfalls die NO_3 -Konzentrationen der KSt und KSt+ Behandlungen deutlich höher als die der Kontrolle. Die Konzentrationen stiegen bei beiden Behandlungen im Verlauf der Inkubation kontinuierlich an. Die maximalen Konzentrationen der KSt+ Variante lagen bei $250 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Die anderen Behandlungsstoffe unterschieden sich kaum von der Kontrolle und erreichten im Bodenwasser und Perkolat NO_3 -Konzentrationen von 100 bis $150 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Einzig der organische Handelsdünger erzielte gegen Ende der Inkubation extrem hohe NO_3 -Konzentrationen mit einem Maximum von ca. $400 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$.

Eine Bilanzierung der aufgebrauchten und ausgetragenen N-Mengen ergab bei der KSt - Behandlung eine Netto-N-Freisetzung von ca. 40 mg N bzw. einen Verlust von ca. 20% Stickstoff. Die Netto-N-Freisetzung lag bei der KSKf und der Biokompost-Variante nur um 10 mg N über der Kontrolle, wobei zwischen der Kontrolle und der KSKr kein Unterschied erkennbar war. Bei der KSt+-Variante wurde insgesamt sogar weniger Stickstoff als bei der Kontrolle freigesetzt, was auch an der erhöhten N-Aufnahme durch die Gräser und Kleearten erkennbar war (s. Kap. 6.2.3).

Im Bodenwasser der BK-Variante wurden mit $40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ signifikant höhere DOC-Konzentrationen sowie eine signifikant höhere Freisetzung an DOC mit knapp 1 mg als bei allen anderen Varianten gemessen. Bei den im Perkolat gemessenen DOC-Konzentrationen konnten zwischen den Varianten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Im Mittel lagen diese zwischen 20 und $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Dagegen waren in Hinblick auf die DOC-Freisetzung deutliche Unterschiede erkennbar. Die KSt+-Variante hatte mit ca. 1 mg DOC eine signifikant niedrigere Freisetzung als die BK-Variante bzw. die Kontrolle mit jeweils knapp 4 mg DOC . Die kompostierten KSt-Varianten, KSKr und KSKf, ließen dagegen keine signifikanten Unterschiede erkennen, waren aber tendenziell erhöht.

8.3.6 Industrielle Klärschlämme (Ind.-KS)

COMERFORD und FISKELL (1983) untersuchten in mit sehr schwermetallhaltigen industriellem Klärschlamm behandelten Lysimetern die Auswirkungen auf die N-Verbindungen und die Schwermetalle im Sickerwasser, die als Ergänzung zu einem Feldversuch (s. Kap. 8.1.4), dessen Perkolat in 56 cm Tiefe geworben wurde, dienten. Der Klärschlamm wurde bei dieser Studie nicht nur oberflächlich ausgebracht, sondern auch in 3–5 cm Tiefe in das verwendete Bodenmaterial eingemischt.

In den ersten sechs Monaten wurde im Vergleich zu Nitrat viel Ammonium ausgewaschen. Da aber insgesamt betrachtet nur 100 mg NH_4 /Topf im Vergleich zur Gesamtrate des Klärschlammes (16400 mg N /Topf) ausgewaschen wurden, muß die Mineralisierung von Stickstoff und letztlich die Nitrifikation gering gewesen sein. In den folgenden drei Wintermonaten wurden in etwa die gleichen Mengen an NO_3 und NH_4 ausgewaschen, was eine beschleunigte Nitrifikation darstellte. Diese dürfte bedingt durch die kalten klimatischen Verhältnisse verstärkt in der um zwei pH-Wert-Einheiten höheren Klärschlamm-Boden Zwischenschicht abgelaufen sein als im Mineralboden darunter.

Während in der ersten Versuchshälfte kein Mn ausgewaschen wurde, wurden in der zweiten Hälfte mehr Mn ausgewaschen als durch Mineralisierung in der ersten Hälfte freigesetzt wurde. Die feuchteren Bedingungen dürften demnach die Bildung von zweiwertigem Mn begünstigt haben. Die einmalig hohe Ni-Konzentration drei Monate nach Versuchsbeginn stimmte zeitlich mit den erhöhten Konzentrationen von Cu, Cd und Zn im Sickerwasser überein. Bei Zn und Cd stiegen die Konzentrationen zu Beginn der zweiten Versuchshälfte noch einmal für vier Monate an. Dagegen blieben die Cr-Konzentrationen im Sickerwasser trotz der hohen Cr-Fracht im Klärschlamm relativ gering.

Der eingearbeitete Ind.-KSn-Gabe zeigte im Vergleich zur oberflächlich ausgebrachten Ind.-KSn-Gabe keine signifikanten Unterschiede bezüglich NO_3 , NH_4 , K, Mg, Mn und den Schwermetallen. Demnach dürfte bei dieser Variante ebenfalls sehr wenig Klärschlamm während der 14monatigen Versuchsdauer mineralisiert worden sein.

8.3.7 Spezielle Klärschlämme

Lysimeteruntersuchungen von INSAM (1996) mit karbonatischen Substraten, die mit KS-Mineralmehl bei einer berechneten Aufwandmenge von 300 kg N.ha⁻¹ behandelt worden waren, ließen sowohl im Bodenwasser als auch im Perkolat deutlich erhöhte N_{min} -Konzentrationen erkennen, wobei die Konzentrationen im Bodenwasser deutlich höher waren. Im Bodenwasser wurden kurzfristig Konzentrationen von > 150 mg N.l⁻¹, vor allem auf dem Standort Törle, im Perkolat auf beiden Substraten längerfristig Konzentrationen von bis zu 100 mg N.l⁻¹ erreicht.

Ebenfalls untersuchte KSK-Produkte erzielten im Bodenwasser deutlich geringere N-Konzentrationen, überschritten aber durchwegs den Trinkwassergrenzwert von 50 mg N.l⁻¹. Im Perkolat der mit KSK behandelten Substrate waren praktisch keine erhöhten N-Konzentrationen mehr erkennbar. Die mit Biokompost (BK) behandelten Substrate ließen auf beiden Standorten im Bodenwasser Konzentrationen von < 50 mg.l⁻¹, die Kontrollen keine erhöhten Konzentrationen erkennen. BK ließ im Perkolat beider Standorte keine erhöhten Konzentrationen mehr erkennen.

Schnellwirkende Mineraldünger, vor allem Vollkorn Spezial oder Vollkorn Rot, bewirkten im Bodenwasser stark erhöhte N-Konzentrationen, wobei Vollkorn Spezial auf beiden Substraten, speziell dem Substrat Törle, Konzentrationen von > 200 mg N.l⁻¹ bewirkte. Im Perkolat erzielte selbiges, jedoch auf dem Substrat Liegerle auf Grund der gröberen Textur, Konzentrationen von > 150 mg N.l⁻¹.

Im Perkolat der mit KS-Mineralmehl, Vollkorn Spezial und Biofert behandelten Substrate konnten Konzentrationen an organischem Stickstoff von über 100 mg.l⁻¹ festgestellt werden. Außerdem konnten bei der KS-Mineralmehl-Variante erhöhte Schwermetallkonzentrationen im Perkolat gemessen werden, die jedoch deutlich unter den entsprechenden Grenzwerten blieben.

8.3.8 Biokompost (BK)

KRANEBITTER und INSAM (1995, 1996) untersuchten im Glashaus mit speziell konstruierten Lysimetern die Auswirkungen von BK auf das Bodenwasser und das Perkolat. Vergleichend dazu wurden neben der Kontrolle, die mit keinem handelsüblichen Dünger bzw. Kompost behandelt worden war, einem handelsüblichen organischen Dünger auch noch diverse KSt-Produkte (s. Tab. 37) eingesetzt. Die Aufwandmenge pro Säule wurde auf 200 kg N.ha⁻¹ berechnet.

Sowohl im Bodenwasser als auch im Perkolat der mit Biokompost behandelten Lysimeter konnten im Vergleich zur Kontrolle keine erhöhten Schwermetalle festgestellt werden.

Der Biokompost bewirkte im Vergleich zur Kontrolle, die im Mittel NO₃-Konzentrationen von 100-150 mg NO₃.l⁻¹ erreichte, im Mittel um 50 mg NO₃.l⁻¹ höhere Konzentrationen im Bodenwasser. Im Perkolat unterschieden sich die NO₃-Konzentrationen der BK-Behandlung mit 100-150 mg NO₃.l⁻¹ kaum von der Kontrolle. Dagegen bewirkten die beiden KSt-Varianten im Bodenwasser und im Perkolat mit mindestens 250 mg NO₃.l⁻¹ deutlich höhere NO₃-Konzentrationen. Ein ebenfalls untersuchter organischer Handelsdünger erzielte stets die maximalen Konzentrationen, im Bodenwasser knapp 300 mg NO₃.l⁻¹ und im Perkolat ca. 400 mg NO₃.l⁻¹.

Eine Bilanzierung der aufgebrachten und ausgetragenen N-Mengen zeigte, daß die Netto-N-Freisetzung durch den Biokompost nur um 10 mg N über der Kontrolle lag, jedoch deutlich unter der KSt-Behandlung, deren Netto-N-Freisetzung bei 40 mg N lag. Deutlich weniger Stickstoff wurde von dem mit Silikat und Huminsäure versetzten KSt im Vergleich zum Biokompost freigegeben, was an der deutlich verbesserten N-Aufnahme durch die Gräser und Kleearten erkennbar war.

Die BK-Variante ließ im Bodenwasser im Vergleich zu allen anderen Varianten sowie im Perkolat im Vergleich zur KSt+-Variante eine signifikant höhere DOC-Freisetzung erkennen. Die DOC-Konzentrationen waren bei der BK-Variante mit 40 mg.l⁻¹ im Bodenwasser ebenfalls im Vergleich zu allen anderen Varianten signifikant erhöht. Dagegen wurden im Perkolat keine signifikanten Unterschiede festgestellt.

Untersuchungen mit Lysimetern, die mit karbonatischem Bodenmaterial zweier Waldstandorte (s. Tab. 37) gefüllt wurden und u.a. mit Biokompost behandelt worden waren, ließen während einer 30wöchigen Inkubation im Labor auf beiden Standorten im Bodenwasser N-Konzentrationen von unter 50 mg.l⁻¹ sowie im Perkolat keine erhöhten Konzentrationen erkennen (INSAM, 1996).

Im Unterschied zum Biokompost oder der Kontrolle konnten bei allen anderen Behandlungen im Bodenwasser und/oder Perkolat stark bis sehr stark erhöhte N-Konzentrationen, die oftmals den Trinkwassergrenzwert von 50 mg.l⁻¹ überschritten, festgestellt werden. Im Perkolat waren außerdem substratbedingte Unterschiede erkennbar, wobei im Normalfall die Auswaschungsraten des behandelten Substrates Liegerle auf Grund der gröberen Textur höher waren.

Auf den mit KSK behandelten Substraten konnten im Bodenwasser erhöhte Konzentrationen von 50-100 mg N.l⁻¹ festgestellt werden, wobei die Auswaschung derselben auf dem Standort Törle etwas stärker ausgeprägt war. Im Perkolat waren diese kaum noch erhöht.

Am stärksten erhöht wurden die Konzentrationen sowohl im Bodenwasser als auch im Perkolat in den mit schnellwirkenden Mineraldüngern behandelten Substraten. Vollkorn Spezial bewirkte im Bodenwasser auf beiden Standorten längerfristig Konzentrationen von > 200 mg N.l⁻¹, KS-Mineralmehl kurzfristig Konzentrationen von > 150 mg N.l⁻¹. Im Perkolat konnten bei dem mit Vollkorn Spezial behandelten Substrat Liegerle Konzentrationen von > 150 mg N.l⁻¹, bei KS-Mineralmehl auf beiden Substraten längerfristig Konzentrationen von bis zu 100 mg N.l⁻¹ gemessen werden.

8.4 Zusammenfassung der Auswirkungen auf das Sicker- und Grundwasser

8.4.1 Sickerwasser

8.4.1.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Die vorliegenden Untersuchungen in Bezug auf das Sickerwasser betreffen vor allem Auswirkungen nach erfolgter Ausbringung von Naßschlamm. Weitere, jedoch wesentlich seltener, untersuchte Abwässer und Schlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von unter 10 % sind

- Kommunales Abwasser
- Industrielles Abwasser
- Industrieller Klärschlamm

Abwasser gilt als pathogen und fäulnisfähig. Industrielle Abwässer und Klärschlämme können entsprechend ihrer Herkunft hohe Konzentrationen an organischen und anorganischen Schadstoffen aufweisen. Ebenfalls untersucht wurden die Auswirkungen von entwässertem Klärschlamm bzw. gekalktem Klärschlamm.

Einzelne Versuche im Labor mit Mitscherlich-Gefäßen oder Bodensäulen liefern zusätzliche Informationen über die Auswirkungen von organischen Abfallprodukten auf Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Bodenwasser bzw. Perkolat.

Bei den Standorten fällt auf, daß sich die Untersuchungen überwiegend auf saure, nährstoffarme Waldstandorte mit sandigen bis sandig-lehmigen, stark durchlässigen Mineralböden konzentrieren. Dazu gehören folgende Bodentypen nach FINK (1969) bzw. U.S. Soil Taxonomy (siehe Anhang):

- Semipodsole & Podsole
- Saure, durchlässige Braunerden
- Psamments
- Spodosols

In Deutschland und der Schweiz wurden außerdem Standorte mit einer schlechteren Wasserleitfähigkeit, dafür aber deutlich höherer Wasserspeicherkapazität untersucht. Die charakteristische Textur dieser Bodentypen war Lehm bis Ton. Folgende Bodentypen nach FINK (1969) wurden verwendet:

- Parabraunerde
- pseudovergleyte Parabraunerde

Diese Standorte wurden jedoch in einem deutlich geringerem Umfang untersucht, wobei in den untersuchten Beständen ausschließlich Naßschlamm ausgebracht worden war.

An dieser Stelle sollte darauf aufmerksam gemacht werden, daß in der internationalen Literatur große Auffassungsunterschiede in Bezug auf den Nährstoffhaushalt von Waldstandorten bestehen. Im U.S. Bundesstaat Washington werden Böden mit einem pH-Wert von 5,5 als saure, nährstoffarme Waldböden bezeichnet, während in Mitteleuropa auf Grund der Jahrhunderte dauernden und vielfältigen anthropogenen Einflüsse saure, nährstoffarme Böden zumeist einen pH-Wert um 4,0 aufweisen. Weiters sind atmosphärische Stickstoffeinträge im U.S. Bundesstaat Washington im Vergleich zu Mitteleuropa deutlich geringer.

In Bezug auf das geologische Ausgangsmaterial fällt auf, daß es keine Untersuchungen auf Kalk oder Dolomit außer bei Topf- und Gefäßversuchen gibt. In den USA, z.B. Washington oder Michigan, wurde überhaupt ein Großteil der Untersuchungen auf stark durchlässigem Ausgangsmaterial, Fluß- und Gletscherablagerungen wie Schotterkörper, Kiesen und Sanden, durchgeführt. Die wenigen Untersuchungen in Deutschland und der Schweiz wurden auf Lößlehm, Sandstein, diversen Sanden usw. durchgeführt.

Im Sickerwasser der mit Naßschlamm behandelten Bestände wurden folgende Nähr- und Schadstoffe untersucht

- Nitrat (NO_3^-)
- Ammonium (NH_4^+)
- Kalium, Calcium, Magnesium und Natrium
- Sulfat (SO_4^{2-})
- Phosphor
- Chlorid (Cl^-)
- Schwermetalle (Zn, Cd, Cu, Cr, Pb, Ni)

Das Verhalten organischer Schadstoffe, z.B. PCB, PCDD/PCDF oder HCB, wurde bei den Klärschlammuntersuchungen nicht überprüft.

8.4.1.2 Auswirkungen von Naßschlamm auf das Sickerwasser behandelter Bestände

Allgemein betrachtet spielt die Ausbringungsmenge, insbesondere die darin enthaltene Stickstoffmenge eine außerordentlich große Rolle bei den Auswirkungen auf die Bodenhydrologie. Weitere wichtige Einflußfaktoren sind die behandelte Baumart selbst sowie bestandesspezifische Parameter wie z. B. das Alter, die Durchwurzelungstiefe oder die Struktur des Bestandes. Weitere wichtige Faktoren bei der Auswaschung von Nitrat sind die Textur (s. unten), die Struktur und die Gründigkeit des beschlammten Waldbodens. Die Beprobungstiefe in Hinblick auf die Elementkonzentrationen im Sickerwasser ist ein weiterer wesentlicher Beurteilungsfaktor für bodenhydrologische Auswirkungen. Letztendlich können tiefwurzelige oder schnellwachsende Baumarten mehr Stickstoff aufnehmen und dadurch die Auswaschung von Nitrat, Calcium und Magnesium verringern.

Amerikanische Untersuchungen mit schnellwachsenden Baumarten, wie z.B. *Populus grandidentata*, die in kurzer Zeit große Biomassen produzieren können, konnten in kurzer Zeit mehr Stickstoff binden als langsamwachsende Baumarten und damit die Auswaschung von Nitrat vermindern.

Die Beschlammung von sauren, sandigen bis sandig-lehmigen, durchlässigen bis stark durchlässigen Mineralböden unter Wald lassen nach Durchsicht der amerikanischen und deutschen Literatur folgende Auswirkungen auf das Sickerwasser erkennen.

Naßschlammengen von maximal 7,5-10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ oder maximal 150-200 m³ ha⁻¹ und einer Stickstofffracht von 400 kg.ha⁻¹ bewirkten leicht erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die sich nur geringfügig von den Kontrollwerten unterschieden.

Auf stärker, mit über 200 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ oder mehr als 10 t Trockensubstanz.ha⁻¹, behandelten Flächen kam es bereits mehrere Monate nach der Beschlammung zu einem starken Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die den Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg NO₃⁻.l⁻¹ um das Mehrfache übertrafen. Im Normalfall blieben diese langfristig über dem Trinkwasser-Grenzwert erhöht und erreichten in 100 cm Tiefe maximale Konzent-

rationen von 170-250 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Bedingt durch die Auswaschung von Nitrat kam es auf stärker behandelten Flächen zu erhöhter Auswaschung von Calcium und Magnesium.

Deutsche Untersuchungen mit Naßschlamm auf lehmigen, bindungsstärkeren Parabraunerden unter Wald, die durch einen hohen Grob- und Mittelporenanteil bis in 50 cm Tiefe sowie einen hohen Feinporenanteil bei fehlenden Grob- und Mittelporen im Unterboden charakterisiert sind, ließen folgende Effekte erkennen.

Waldstandorte, die mit maximal 10 t Trockensubstanz $\cdot\text{ha}^{-1}$ und einer Stickstofffracht von 400-500 kg N $\cdot\text{ha}^{-1}$ beschlamm wurden, ließen im Sickerwasser nur leicht erhöhte Nitratkonzentrationen erkennen, die sich von den Konzentrationen im Sickerwasser der unbehandelten Flächen kaum unterschieden.

Auf Flächen mit einer Naßschlammgabe von über 200 m³ $\cdot\text{ha}^{-1}$ oder über 10 t Trockensubstanz $\cdot\text{ha}^{-1}$ und einer darin enthaltenen Stickstofffracht von 600 kg N $\cdot\text{ha}^{-1}$ stiegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser um ein Vielfaches über den Trinkwassergrenzwert von 50 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an. Die Nitratkonzentrationen blieben langfristig über dem Trinkwassergrenzwert erhöht und stiegen in 100 cm Tiefe auf 170 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, in 50 cm Tiefe auf 300 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ und in 15 cm Tiefe auf 400 mg $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ an. Die starke Auswaschung von Nitrat war mit starken Verlusten an Calcium und Magnesium verbunden, wobei unmittelbar nach der Beschlämmung die größten Konzentrationen im Sickerwasser zu beobachten waren.

Bei stärker behandelten Waldstandorten wurden parallel zur Auswaschung von Nitrat sinkende pH-Werte und Versauerungsschübe im Mineralboden beobachtet. Im Sickerwasser von mit 500 und 800 m³ Naßschlamm $\cdot\text{ha}^{-1}$ behandelten Waldstandorten wurden unmittelbar nach der Beschlämmung deutlich erhöhte Ammoniumkonzentrationen gemessen, die in der Folge meistens rasch absanken. Die Beschlämmungen bewirkten im allgemeinen keine erhöhten Phosphatkonzentrationen im Sickerwasser, da Phosphor in der Auflage, von der organischen Substanz des Klärschlammes und von Eisen und Aluminium stark gebunden wurde. Des weiteren kam es in den ersten Monaten nach der Beschlämmung zu einem starken Ansteigen der Chlorid- und Natrium-Konzentrationen im Sickerwasser. Beide Elemente wurden als Natriumchlorid ausgewaschen.

Wie die Untersuchungen zeigten, kam es bei extrem überhöhten Naßschlammgaben längerfristig zu anaeroben Bedingungen, einer sehr gedrosselten biologischen Aktivität und damit verzögerten Mineralisierung. Trotzdem könnten mittelfristig durch Einsetzen verstärkter Mineralisierung und Nitrifikation stark erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gemessen werden. Sofern diese Untersuchungen nicht durchgeführt wurden, konnten diese Effekte langfristig indirekt mit Hilfe bodenchemischer Analysen der Austauschplätze abgeleitet werden.

Amerikanische Untersuchungen mit Naßschlammgaben von 400 bis 600 t Trockensubstanz $\cdot\text{ha}^{-1}$, deren Auswirkungen bodenhydrologisch nicht untersucht wurden, ließen indirekt an Hand bodenchemischer Veränderungen enorme Versauerungsschübe bei den behandelten Waldböden bis in 180 cm Tiefe erkennen. Diese Effekte, die im Vergleich zur Kontrolle enorme Verluste an basischen Kationen sowie Gewinne an Aluminium und Eisen an den Austauschern ergaben, konnten nur durch eine enorm hohe Auswaschung an Nitrat erklärt werden.

Eine französische, experimentelle Untersuchung mit karbonatischem Bodenmaterial konnte nach Naßschlammausbringung von 150 t Trockensubstanz $\cdot\text{ha}^{-1}$ langfristig extrem überhöhte Nitratkonzentrationen von über 1000 mg $\cdot \text{l}^{-1}$ feststellen.

Die Ausbringung von Naßschlamm auf Waldstandorten mit lockeren Mullhumusaufgaben und feinlehmreichen bis tonigen, grobporenen Oberböden ermöglichte ein rasches Versickern des Klärschlammes und damit Verschlämmen des Oberbodens. Anorganische Schadstoffe könnten dadurch anfangs rasch in den Oberboden eingespült werden und dort zu er-

höhten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser führen (CHANNEL-EFFEKT). Bei diesen Standorten besteht zudem die Gefahr, daß es durch Risse und Spalten in tieferen Bodenhorizonten zu einer direkten Kontamination des Grundwassers kommen könnte.

Untersuchungen mit 300 und 500 m³ Naßschlamm.ha⁻¹ in Deutschland ließen kurzfristig stark erhöhte Konzentrationen von Nickel, Cadmium, Zink im Sickerwasser behandelter Oberböden beobachten, die die definierten Grenzwerte für Trinkwasser übertrafen.

8.4.1.3 Auswirkungen von entwässertem, industriellem und gekalktem Klärschlamm auf das Sickerwasser behandelte Bestände

Die bereits genannten Faktoren, wie Ausbringungsmenge, Textur, Struktur und Gründigkeit des Mineralbodens sowie die behandelte Baumart und bestandesspezifische Parameter, spielen natürlich auch bei diesen Klärschlammarten eine wichtige Rolle hinsichtlich der möglichen Auswirkungen auf das Sickerwasser.

Allen Untersuchungen ist die Tatsache gemeinsam, daß es bei überhöhten Klärschlammgaben zu erhöhten Nitratkonzentrationen sowie parallel dazu zu erhöhten Konzentrationen der basischen Kationen im Sickerwasser kam. Diese waren in der Regel langfristig stark erhöht. Bei stark überhöhten Klärschlammgaben kam es zudem zum Ansteigen der Phosphat- und Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser. Ein Ansteigen der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen wurde nur unmittelbar nach der Beschlämmung gemessen.

Deutsche Untersuchungen mit 50 m³ entwässertem Klärschlamm.ha⁻¹ in Form einer Stickstofffracht von 320 kg.ha⁻¹ überschritten nur kurzfristig den Trinkwasser-Grenzwert von 50 mg NO₃⁻.l⁻¹, blieben jedoch langfristig unterhalb von 30 mg NO₃⁻.l⁻¹. Große Ausbringungsmengen mit 300 m³ entwässertem Klärschlamm ha⁻¹ in Form einer Stickstofffracht von 2046 kg.ha⁻¹ verursachten langfristig ein starkes Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Diese lagen langfristig über dem Trinkwasser-Grenzwert von 50 mg NO₃⁻.l⁻¹ und erreichten in 100 cm Tiefe maximal 165 mg NO₃⁻.l⁻¹.

Eine französische, experimentelle Untersuchung mit entwässertem Klärschlamm (150 t Trockensubstanz.ha⁻¹) und karbonatischem Bodenmaterial ergab schlagartig extrem hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von über 700 mg NO₃⁻.l⁻¹, bei Ausbringung von entwässertem Klärschlamm (300 t Trockensubstanz.ha⁻¹) sogar von über 1000 mg NO₃⁻.l⁻¹. Speziell die letztere Variante erzielte langfristig um ein Vielfaches höhere Nitratkonzentrationen als der erlaubte Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg NO₃⁻.l⁻¹.

Amerikanische Untersuchungen mit 1000 und 2500 m³ entwässertem Klärschlamm.ha⁻¹, die im Falle der größeren Ausbringungsmenge eine Stickstoffgabe von 13 t.ha⁻¹ und eine Phosphorgabe von 8 t.ha⁻¹ darstellte und damit die Aufnahmefähigkeit des Bestandes um ein Vielfaches übertraf, ließen ein rasches Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf über 400 mg NO₃⁻.l⁻¹ erkennen. Bei derart hohen Ausbringungsmengen kam es zu erhöhten Phosphatkonzentrationen im Sickerwasser. Selbst die Einarbeitung der kleineren Ausbringungsmenge in den Oberboden ließ stark erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erkennen.

Die Beimischung von Bodenmaterial zu entwässerten Klärschlammengen von 1000 und 2500 m³.ha⁻¹ erzielten zwar eine Verringerung der maximalen Stickstofffracht im Klärschlamm, konnten jedoch das Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser auf weit über 300 mg NO₃⁻.l⁻¹ nicht verhindern. Auch die Beimischung von Sägespäne bzw. von Sägespäne und Boden zu entwässerten Klärschlammengen von 1000 und 2500 m³.ha⁻¹ in verschiedenen Mischungsverhältnissen konnte die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser weder verhindern noch reduzieren.

Deutliche Unterschiede in Bezug auf die Auswaschung von Nitrat zeigten sich generell bei der Ausbringung von primärem und sekundärem Papierschlamm. Ersterer wies allgemein

sehr weite C/N-Verhältnisse auf und verursachte nach erfolgter Beschlämmung mit ca. 60 t Primärschlamm.ha⁻¹ Stickstoffimmobilisierung. Die Beimischung von Sekundärschlamm zu Primärschlamm sowie die Ausbringung von reinem Sekundärschlamm bewirkte auf sandigen und tonigen Waldböden ein rasches Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser.

Amerikanische Untersuchungen mit gekalktem, entwässertem Klärschlamm (5,8 und 25 t Trockensubstanz.ha⁻¹) in Form von 99 und 477 kg N.ha⁻¹ ließen nur eine geringe Auswaschung an Nitrat erkennen. Dagegen kam es bei der Ausbringung von gekalktem Naßschlamm (150 t Trockensubstanz.ha⁻¹) sowie gekalktem, entwässertem Klärschlamm (300 t Trockensubstanz.ha⁻¹) auf karbonatischem Bodenmaterial zu einem raschen Ansteigen der Nitratkonzentrationen auf über 600 mg NO₃⁻.l⁻¹ im Sickerwasser.

8.4.1.4 Auswirkungen von Biokompost auf das Sickerwasser behandelter Bestände

Deutschen Untersuchungen mit Biokompost zufolge kam es kurzfristig unmittelbar nach der Behandlung in 40 cm Tiefe zu einem starken Ansteigen der Nitratkonzentrationen auf maximal 70 mg.l⁻¹. Diese sanken rasch auf die Kontrollwerte ab, wobei in der Folge keine weiteren Erhöhungen mehr feststellbar waren. Zeitgleich kam es zu stark erhöhten Konzentrationen von Kalium, Calcium und Magnesium. Kalium wurde in den ersten beiden Jahren aus der Auflage völlig verdrängt und in den Unterboden eingewaschen.

Sulfat und Chlorid fungierten ebenfalls als Begleitpartner bei der Auswaschung der basischen Kationen. Ausschlaggebend für die hohe Mobilität des Sulfats waren die erhöhten pH-Werte sowie DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung. Keine Auswaschung von Ammonium und Phosphor sowie der Schwermetalle konnte im Sickerwasser festgestellt werden.

8.4.1.5 Forschungsbedarf

Im allgemeinen wird erkennbar, daß sich die meisten Untersuchungen nur mit kurzfristigen Auswirkungen befaßten. Keine Untersuchungen sind derzeit bezüglich der Verlagerung von organischen Schadstoffen mit dem Sickerwasser verfügbar. Auch in Hinblick auf die Schwermetallproblematik sowie hygienische Aspekte liegen nur sehr spärliche Erkenntnisse vor.

Um eine bessere Bewertung in Bezug auf die Auswirkungen auf Nitrat und Schadstoffe im Sickerwasser nach erfolgter Beschlämmung von Waldbeständen zu erzielen, ist es unbedingt notwendig, solche Untersuchungsflächen einem langfristigen Monitoring zu unterziehen.

Im speziellen besteht daher ein dringender Forschungsbedarf in Hinblick auf folgende Klärschlammarten:

- Entwässerter Klärschlamm
- Müllklärschlammkompost
- Klärschlammkompost
- Industrieller Klärschlamm
- Getrockneter Klärschlamm oder Klärschlammgranulat
- Spezielle Klärschlammisierungen
z.B Zugabe von Mineräldüngern, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw., um die Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm, vor allem von Kalium, aber auch Magnesium etc., auszugleichen.
- Bio-, Müllkompost
- Kompostierte, industrielle organische Abfällen.

Generell besteht ein dringender Forschungsbedarf bei streugenutzten und tiefgründig versauerten Waldstandorten. Die Frage stellt sich, ob solche Standorte durch organische Recyclingsderivate im Zuge einer Bodenmelioration saniert werden könnten. Außerdem könnte es durch die erhöhten atmosphärischen Stickstoffeinträge in Mitteleuropa in Verbindung mit Klärschlamm- und Kompostgaben zu einer verstärkten Nitrifikation und damit verschärften Nitratbelastung im Sickerwasser dieser Waldstandorte kommen.

Nährstoffarme und versauerte Parabraunerden bzw. Semipodsole bis Podsole wurden in Zusammenhang mit der Ausbringung von Naßschlamm bereits untersucht. Ergebnisse im Zusammenhang mit Untersuchungen auf Spodosols und Psamments (s. U.S. Soil Taxonomy, im Anhang) konnten mit denen von Semipodsolen, Podsolen und sandigen Braunerden verglichen werden. Folgende Bodentypen nach FINK (1969) wurden allerdings noch nicht untersucht:

- Braunerden, Semipodsole bis Podsole (exkl. Naßschlamm)
- Pseudogleye
- Parabraunerde mit/ohne Pseudovergleyung (exkl. Naßschlamm)
- Silikatischer Braunlehm
- Rendzina & Karbonatischer Braunlehm
- Rohböden

8.4.1.6 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Sickerwasser

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

In Hinblick auf eine mögliche Verwertung von Klärschlamm im Wald erscheint es absolut notwendig, die Nährstoffreserven bzw. das Nährstoffpotential des Waldbodens, die Nährstoffversorgung des Bestandes anhand von Nadel- und Blattproben sowie die Stickstoffsättigung des gesamten Standortes, auch der Kraut- und Strauchschicht, zu überprüfen. Letztlich sollten auch die in Mitteleuropa geltenden hohen atmosphärischen Stickstoffeinträge berücksichtigt werden, da diese gemeinsam mit Klärschlammgaben eine erhöhte Nitratauswaschung durch das Sickerwasser und Belastung für das Trink- und Grundwasser bewirken können.

Außerdem müssen die Standortskriterien selbst geprüft werden. Dabei spielen Faktoren wie die Gründigkeit, die Art des geologischen Ausgangsmaterials, z.B. Kalk, die Struktur und Textur und damit die Durchlässigkeit des Bodens, seine chemischen Eigenschaften sowie baumarten- und bestandesspezifische Besonderheiten wie die Durchwurzelung, das Alter, die Bestockungsdichte usw. eine wesentliche Rolle.

Die Untersuchungen befassen sich bis jetzt im allgemeinen mit einer einmaligen Klärschlammgabe, wobei die Effekte nach wiederholten Klärschlammgaben noch nicht bekannt sind. Es darf aber angenommen werden, daß wiederholte Gaben zu einer Stickstoffsättigung

bzw. Übersättigung des Standortes führen werden, die langfristig eine erhöhte negative Belastung des Standortes darstellen werden.

Tab. 52: Trinkwassergrenzwerte und Grundwasserschwelienwerte in Österreich. EU-Regelung vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Rechtsgrundlage	Geltungsdauer	mg NO ₃ .l ⁻¹
BGBl. 557/89 Trinkwasser-Nitratverordnung BGBl. 384/93 Trinkwasser – Ausnahmeverordnung ¹⁵² BGBl. 287/96 Änderung der Trinkwasser – Ausnahmeverordnung	ab 1.07.1994	50
BGBl. 502/91 Grundwasserschwelienwertverordnung (GSwV) BGBl. 213/97 Abänderung der Grundwasserschwelienwertverordnung (GSwV) ¹⁵³	ab 1.07.1992	45
EU-Richtlinie (EWG, 80/778); Richtzahl für Trinkwasser	ab 15.07.1980	25
EU-Richtlinie (EWG, 80/778); zulässige Höchstkonzentration f. Trinkwasser	ab 15.07.1980	50
Trinkwasser-Grenzwert der WHO		~ 45

Zudem ist der Großteil der Studien oft kurzfristig angelegt und sind die hydrologischen Auswirkungen nicht untersucht worden. Ergebnisse für andere Parameter, z.B. Versauerungsschübe, Stickstoffverluste im Boden usw., deuten auf eine erhöhte Nitratauswaschung hin. Unter Berücksichtigung einer Umtriebszeit von 120 Jahren sind die vorhandenen längsten Untersuchungen von 13-18 Jahren als eher kurzfristig einzustufen. Diese beiden Fakten lassen nach dem derzeitigen Wissensstand nur eine einmalige Klärschlammgabe zu. Wiederholte Klärschlammgaben, auch über einen längeren Zeitraum als der bis jetzt untersuchte, bedürfen vorher intensiveren Untersuchungen.

Eine einmalige Naßschlammgabe von 150-200 m³.ha⁻¹ oder 7,5-10 t Trockensubstanz.ha⁻¹ und einer Stickstofffracht von maximal 500 kg.ha⁻¹ bewirkte keine erhöhten NO₃⁻-Konzentrationen über die österreichischen Grenzwerte für Trink- und Grundwasser. Wurden jedoch höhere Naßschlammgaben oder Stickstofffrachten ausgebracht, kam es zu einem starken Ansteigen der NO₃⁻-Konzentrationen über die Grenzwerte.

Die wenigen vorliegenden Ergebnisse bezüglich der Verwertung von entwässertem Klärschlamm im Wald zeigten die Notwendigkeit für eine starke Einschränkung der maximalen Ausbringungsmenge im Wald, um ein Überschreiten der Grenzwerte zu vermeiden. Wie bereits dargestellt wurde, wird der entwässerte Klärschlamm im Zuge der Klärschlammbehandlung auf einen Trockensubstanzgehalt von 25–35 % hin entwässert, sodaß eine deutlich geringere, einmalige Menge an entwässertem Klärschlamm reicht, um eine ähnlich hohe Stickstofffracht wie eine einmalige Naßschlammgabe zu erzielen.

Entsprechend den derzeit gültigen Grenzwerten in Österreich ist ab einer einmaligen Gabe an entwässertem Klärschlamm von 75-100 m³.ha⁻¹ im Wald mit einer erhöhten NO₃⁻-Belastung im Sickerwasser zu rechnen.

¹⁵² BGBl. 384/93 und BGBl. 287/96 wurden erlassen, damit BGBl. 557/89 nicht zum tragen kommt, die ab dem 1. Juli 1997 einen Trinkwassergrenzwert von 30 mg NO₃⁻.l⁻¹ vorgeschrieben hätte.

¹⁵³ BGBl. 213/97 wurde erlassen, damit BGBl. 502/91 nicht wirksam wird, die ab dem 1. Juli 1997 einen Grenzwert von 30 mg NO₃⁻.l⁻¹ und ab dem 1. Juli 1999 einen Grenzwert von 18 mg NO₃⁻.l⁻¹ vorgeschrieben hätte.

8.4.2 Grundwasser

Im Vergleich zu Sickerwasser gibt es fast keine Untersuchungen in Bezug auf Grund- und Oberflächenwasser. Bei den wenigen verfügbaren Untersuchungen wurde entweder kommunaler oder industrieller Naßschlamm ausgebracht.

Meistens werden die im Sickerwasser oder im Perkolat von Bodensäulen gemessenen Schadstoffkonzentrationen, im speziellen von Nitrat, als Hinweis für die mögliche Kontamination des Grundwassers mit demselben verwendet.

8.4.2.1 Auswirkungen von kommunalem und industriellem Naßschlamm auf das Grundwasser

Die vorliegenden Untersuchungen beschäftigen sich ausschließlich mit der Frage der potentiellen Kontamination von Grundwasser durch Nitrat. Grundsätzlich hängt die Höhe der Nitratkonzentrationen von der Lage des Grundwassers, d.h. der Entfernung von der Bodenoberfläche ab. Weitere wesentliche Faktoren hinsichtlich möglicher Auswirkungen einer Beschlämmung auf die Kontamination des Grundwassers durch Nitrat sind der Bodentyp, seine Struktur und Textur sowie baumarten- und bestandesspezifische Merkmale.

Im allgemeinen zeigte sich, daß es im Vergleich zum Sickerwasser zu einer zeitlichen Verschiebung für das Auftreten erhöhter Nitratkonzentrationen im Grundwasser kam. Die Nitratkonzentrationen stiegen im Grundwasser mit zunehmender Ausbringungsmenge an.

Entsprechend den vorliegenden Ergebnissen kam es auf mittel durchlässigen Standorten in 300 cm Tiefe bei einer Ausbringungsmenge von industriellem Klärschlamm (29 t Trockensubstanz.ha⁻¹) in Form einer Stickstofffracht von 2,2 t.ha⁻¹ zu erhöhten Nitratkonzentrationen, die den Grenzwert für Trinkwasser überschritten. Derselbe wurde bei einer Gabe von industriellem Klärschlamm (14,5 t Trockensubstanz.ha⁻¹) fast erreicht.

8.4.2.2 Forschungsbedarf

Abgesehen von den zuvor genannten Studien sollte die Grundwasserfrage generell bei Klärschlammuntersuchungen im Wald verstärkt ins Auge gefaßt werden. Auf Grund des Fehlens von Untersuchungen in Waldstandorten auf karbonatischem Ausgangsmaterial stellt sich die Frage, inwieweit die Ausbringung von Klärschlamm in durch Waldweide und Streunutzung belasteten und devastierten Waldflächen Trinkwasserreserven nach erfolgter Beschlämmung gefährden könnte. Für alle Waldstandorte sowie alle Klärschlamm- und Kompostarten besteht ein dringender Forschungsbedarf.

Außerdem sollte der potentiellen Kontamination des Grundwassers mit anorganischen und organischen Schadstoffen verstärkt Beachtung geschenkt werden. Die Frage stellt sich unter anderem, inwieweit das Grundwasser durch sogenannte Channels, wie Risse oder Spalten, gefährdet werden kann, über die kontaminiertes Sickerwasser ins Grundwasser abfließen kann. Zusätzlich sollten grundwasserspezifische Besonderheiten wie z.B. Strömungsverhalten, Fauna usw. berücksichtigt werden.

8.4.2.3 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Grundwasser

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben ent-

gegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Hinsichtlich der möglichen Auswirkungen von Naßschlamm im Wald auf das Grundwasser sind im Prinzip die gleichen Faktorenkomplexe wie bei den Auswirkungen auf das Sickerwasser zu beachten. Abgesehen davon ist die Lage des Grundwasserspiegels in Bezug auf die Ausbringung von Naßschlamm von besonderer Bedeutung.

Entsprechend den derzeitigen Kenntnissen auf Basis der recherchierten Literatur sollten dieselben Mengen für die Ausbringung von Naßschlamm im Wald, bei denen die Grenzwerte mit hoher Wahrscheinlichkeit überschritten werden, für in 200-300 cm Tiefe liegendes Grundwasser wie für Sickerwasser gelten.

Tab. 53: Trinkwassergrenzwerte und Grundwasserswellenwerte in Österreich. EU-Regelung vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.

Rechtsgrundlage	Geltungsdauer	mg NO ₃ .l ⁻¹
BGBI. 557/89 Trinkwasser-Nitratverordnung BGBI. 384/93 Trinkwasser – Ausnahmereverordnung ¹⁵⁴ BGBI. 287/96 Änderung der Trinkwasser – Ausnahmereverordnung	ab 1.07.1994	50
BGBI. 502/91 Grundwasserswellenwertverordnung (GSwV) BGBI. 213/97 Abänderung der Grundwasserswellenwertverordnung (GSwV) ¹⁵⁵	ab 1.07.1992	45
EU-Richtlinie (EWG, 80/778); Richtzahl für Trinkwasser	ab 15.07.1980	25
EU-Richtlinie (EWG, 80/778); zulässige Höchstkonzentration f. Trinkwasser	ab 15.07.1980	50
Trinkwasser-Grenzwert der WHO		~ 45

¹⁵⁴ BGBI. 384/93 und BGBI. 287/96 wurden erlassen, damit BGBI. 557/89 nicht zum tragen kommt, die ab dem 1. Juli 1997 einen Trinkwassergrenzwert von 30 mg NO₃⁻.l⁻¹ vorgeschrieben hätte.

¹⁵⁵ BGBI. 213/97 wurde erlassen, damit BGBI. 502/91 nicht wirksam wird, die ab dem 1. Juli 1997 einen Grenzwert von 30 mg NO₃⁻.l⁻¹ und ab dem 1. Juli 1999 einen Grenzwert von 18 mg NO₃⁻.l⁻¹ vorgeschrieben hätte.

Tab. 54: Auswirkungen von Klärschlamm auf die elektrische Leitfähigkeit (EC), die Nitrat-, Ammonium-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser unter Wald

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Max. Konzentrationen (Zeitpunkt)	Konzentrationen (Zeitspanne) ¹⁵⁶	Anmerkungen
SICKERWASSER				
ABWASSER (AW)				
HARRIS und URIE, 1983 AW Versuchsdauer 1976-1980/1980 Alflic Haplorthod	120 cm Tiefe Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche		mg NO ₃ .l ⁻¹ < 0,5 unverändert knapp > 1 7 Monate nach AW Gabe	Keine Untersuchung fand während der fünfjährigen Verregnung statt! Die größten Konzentrationen waren vor Beginn des Pflanzenwachstums feststellbar Die N _{ges} - Konzentrationen blieben unter 5 mg.l ⁻¹ . Analog den AW-Gaben wurden 14 % bzw. 21 % des ausge- brachten N ausgewaschen. Die undurchforsteten und durchforsteten Flächen waren statistisch nicht zu unterscheiden.
NAßSCHLAMM (KSn)				
ASCHMANN et al., 1992 AW Versuchsdauer 6/1986-6/1988 Beginn der Beprobung 11/1986 Typic Hapluduit Grundwasser in 5 m Tiefe	80 cm Tiefe Kontrolle 3,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ 12,0 t.ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ ca. 30 nach 6 Monaten ca. 90 nach ca. 8 Monaten ca. 70 nach 12 Monaten	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 0,5 Absinken auf 5 nur 6 Monate erhöht 20-50 die ersten 12 Monate 20-40 die ersten 12 Monate	Die NO ₃ -Konzentrationen waren während des ganzen Versuches signifikant (p < 0,05) erhöht. Die NO ₃ -Konzentrationen der mittleren AW-Gabe waren zeitweise höher als die der starken Gabe, im Jänner 1987 doppelt so hoch. Die maximalen Konzentrationen traten bei der starken AW-Gabe, vermutlich auf Grund verzögerter Mineralisierung, später als bei der mittleren Gabe auf. Die Kon- zentrationen waren im zweiten Jahr bei den größeren AW-Gaben geringer als im Vorjahr, aber signifikant höher als die der Kontrolle und der kleinen AW-Gabe. Die elektrische Leitfähigkeit war in den ersten 12 Monaten auf den zwei stärker behandelten Flächen mit 0,42-0,5 S.m ⁻¹ deutlich erhöht. Dasselbe lag auf der Kontrolle unter 0,1 S.m ⁻¹ . Die EC der schwach beschlammten Fläche lag nur geringfügig über der Kontrolle.
ASCHMANN et al., 1992 AW Versuchsdauer 6/1986-6/1988 Beginn der Beprobung 11/1986 Typic Hapluduit Grundwasser in 5 m Tiefe	80 cm Tiefe Kontrolle 3,0 t.ha ⁻¹ 6,0 t.ha ⁻¹ 12,0 t.ha ⁻¹	mg Cl.l ⁻¹ ca. 8 nach 6 Monaten 17 nach 8 Monaten 19 nach 9 Monaten	mg Cl.l ⁻¹ < 5 3-6 ganze Versuchsdauer 10-7 die ersten 12 Monate 15-7 die ersten 12 Monate	Die Cl-Konzentrationen waren im Frühjahr 1986 und 1987 signifikant (p < 0,05), teilweise linear, er- höht. Nach Beginn der Beprobung wurden auf allen AW-Flächen die maximalen Konzentration er- reicht, die in der Folge tendentiell abnahmen. Die große AW-Gabe erzielte nach einem Jahr ein zweites Maximum von ca. 18 mg Cl.l ⁻¹ . Das NO ₃ /Cl Verhältnis der mittel beschlammten Fläche war in den ersten zwei Jahren signifikant größer als das der stark behandelten Fläche.
BROCKWAY und URIE, 1983b KSn Versuchsdauer 6/1976-5/1979 Spodic Udipsamment; Alfic Haplor- thod; mittel durchlässig 36jähriger <i>Pinus resinosa</i> Bestand. 36jähriger <i>Pinus strobus</i> Bestand.	120 cm Tiefe Kontrolle 4,8 t.ha ⁻¹ 9,7 t.ha ⁻¹ 19,3 t.ha ⁻¹	mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ 2,5 September 1977 ca. 5,0 August 1978 16,0 Juni 1977	mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ < 0,88 1,96-2,0 Juli-August 1977 5,8-2,4 August 1977-August 1978 12-15 / (4,6-3,3) Juli-Nov. 1977; (1-8/1978)	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Signifikant erhöhte NO ₃ + NO ₂ -Konzentrationen wurden nur im Sickerwasser der stark behandelten Fläche festgestellt, wobei die maximalen Konzentrationen von 16 mg NO ₃ + NO ₂ .l ⁻¹ im Au- gust-September 1977 erreicht wurden. Einzelproben erreichten im ersten Jahr nach der Beschlam- mung max. Konzentrationen von 68 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Die Konzentrationen waren 1,5 Jahre lang (bis Sep- tember 1978) signifikant erhöht. Konzentrationen von über 10 mg NO ₃ .l ⁻¹ wurden noch 1979 im Zuge der Schneeschmelze erreicht. Die beiden kleinen KSn-Gaben blieben stets unter 5 mg NO ₃ .l ⁻¹ .
BROCKWAY und URIE, 1983b KSn Versuchsdauer 6/1976-5/1979 Spodic Udipsamment; Alfic Haplor- thod; mittel durchlässig <i>Populus grandidentata</i> , Ausschlag	120 cm Tiefe Kontrolle 11,5 t.ha ⁻¹ 23,0 t.ha ⁻¹ 46,0 t.ha ⁻¹	mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ 6,3 August 1976 24 Juni 1977 ca. 50 Juni/Juli 1977	mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ < 0,60 6,2-4,5 März 1977-Juli 1977 17,0-22,4 März 1977-Mai 1977 27,5-41,5 März 1977-Nov. 1977	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. 4 Monate nach der Beschlammung waren die NO ₃ + NO ₂ -Konzentrationen im Sickerwasser der schwach behandelten Fläche signifikant erhöht. Die starke KSn-Gabe bewirkte erst im April 1977 signifikant erhöhte NO ₃ + NO ₂ -Konzentrationen. Zu diesem Zeitpunkt (Schneeschmelze!) waren die- selben auf allen KSn-Flächen signifikant erhöht und mit steigender Ausbringungsmenge korreliert. Ein zweites Maximum von 50 mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ wurde im August 1978 vermutlich wegen verstärkter Mineralisierung und Nitrifikation erreicht. Einzelproben erreichten maximale Konzentrationen von 95 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Die beiden großen KSn Gaben bewirkten im Frühjahr 1978 und 1979 sowie im Sommer 1978 signi- fikanter erhöhte NO ₃ + NO ₂ -Konzentrationen im Vergleich zur Kontrolle.

¹⁵⁶ Zeitspanne bezieht sich auf die Periode erhöhten Auftretens von NO₃- bzw. Cl-Konzentrationen im Sickerwasser.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Max. Konzentrationen (Zeitpunkt)	Konzentrationen (Zeitspanne) ¹⁵⁶	Anmerkungen
SICKERWASSER				
NAßSCHLAMM (KSn)				
GRANT und OLESEN, 1984 KSn Versuchsdauer 1973/1974-1981 Rohhumus-Podsol s. Nährstoffarm, stark versauert	50 cm Tiefe Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 31-32 ein Jahr nach KSn Gabe mg NH ₄ .l ⁻¹ ca. 40 ein Jahr nach KSn Gabe	mg NO ₃ .l ⁻¹ 0,6 25-ca. 10 2. und 3. Jahr; abnehmend mg NH ₄ .l ⁻¹ 0,03 < 12 ab dem 2. Jahr; abnehmend	Unmittelbar nach der KSn-Ausbringung konnten stark erhöhte NO ₃ ⁻ und NH ₄ -Konzentrationen im Sickerwasser des sandigen und sehr sauren Podsoles festgestellt werden. Schon sechs Monate nach der Beschlämmung wurden die maximalen Konzentrationen erreicht. Während die NO ₃ -Konzentrationen langsam in den folgenden zwei Jahren auf ca. 10 mg NO ₃ .l ⁻¹ und in der Folge auf 5 mg NO ₃ .l ⁻¹ abnahmen, gingen die NH ₄ -Konzentrationen rasch auf minimale Werte zurück.
HÜSER, 1977 KSn Versuchsdauer 11/1973-1976 Moder-Parabraunerde; l. pseudo-vergleyt	100 cm Tiefe Kontrolle 305 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ max. 160 3 Jahre nach der KS Gabe	mg NO ₃ .l ⁻¹ 3 100-160 ab dem 2. Jahr	Der KSn bewirkte eine starke Mineralisierung verbunden mit einem starken NO ₃ -Anstieg im Sickerwasser und verstärkter NO ₃ -Auswaschung. Nach einem Jahr konnte ein scharfer Anstieg der NO ₃ -Konzentrationen innerhalb kürzester Zeit auf über 100 mg NO ₃ .l ⁻¹ beobachtet werden. Nach 6 Monaten waren die Cl-Konzentrationen mit einem Anstieg auf 5-8 mg.l ⁻¹ deutlich erhöht. Die Kontrollen blieben bei 4-5 mg Cl.l ⁻¹ . Ein ähnlicher Kurvenverlauf wurde bei Na auf den KSn-Flächen festgestellt. Die Zunahme der Na-Konzentrationen war stärker ausgeprägt.
NGUYEN et al., 1986 KSn Versuchsdauer 11/1981-8/1984 Alfic Udipsamment; st. durchlässig Grundwasser in > 25 m Tiefe	120 cm Tiefe Kontrolle 8,0 t.ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 1,0 3,0 8 Monate nach der KSn Gabe	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 0,25 > 0,5-3,0 5/1982-3/1983	Die Schneeschmelze bewirkte fünf Monate nach der Beschlämmung einen Anstieg der NO ₃ -Konzentrationen im Sickerwasser auf ca. 2,3 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Nach drei Monaten wurden schon die maximalen auf Grund starker Nitrifikation erreicht. In der Folge gingen die Konzentrationen in einem Jahr auf die Kontrollwerte zurück.
REITER et al., 1995 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1981 und 1991 bis 1992 Moder-Parabraunerde; l. pseudovergleyt; schwach podsollig Sulfat erst ab 1977 analysiert!	100 cm Tiefe Kontrolle 305 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 170-175 8/1976-12/1977 mg SO ₄ .l ⁻¹ 40 // 35 4-8/1981 // 1991/1992	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 5 25-175 10/1974-1981, 1991/1992 mg SO ₄ .l ⁻¹ < 10-20 25-40 10/1978-12/1981, 1991/1992	Die 305 m ³ .ha ⁻¹ Gabe bewirkte nur neun Monate nach der Beschlämmung einen Anstieg der NO ₃ -Konzentration über den zulässigen Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ , hinaus und lagen vier Jahre lang bis zum dreifachen über dem Grenzwert von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Die SO ₄ -Konzentrationen stiegen fünf Jahre nach der Behandlung stark an und betragen das zweifache der Kontrollwerte. Der SO ₄ -Anstieg war mit dem Absinken der NO ₃ Konzentrationen deutlich verbunden. SO ₄ und NO ₃ verursachten die starke Auswaschung von Mg und Ca. Die Cl-Konzentrationen stiegen auf den beschlammten Flächen sofort stark an und waren bis 1975 signifikant im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Die Na-Konzentrationen waren zur gleichen Zeit stark erhöht.
REITER et al., 1995 KSn (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-8/1984 Rohhumus; Braunerde-Podsol	100 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 170 6/1981 mg SO ₄ .l ⁻¹ 150 6/1981	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 5 10-170 8/1980-8/1984 mg SO ₄ .l ⁻¹ < 50 90-150 Versuchsdauer	Die 300 m ³ .ha ⁻¹ Rate in Erlangen bewirkte nach ca. sechs Monaten ein deutliches Ansteigen der NO ₃ -Konzentration über den Trinkwassergrenzwert von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Diese sanken erst nach ca. einhalb Jahren auf 30 mg NO ₃ .l ⁻¹ ab. Die NO ₃ -Konzentration waren im Unterschied zu den beiden KSe-Behandlungen, vor allem der starken KSe-Gabe (s. unten), über einen längeren Zeitraum stärker erhöht. Die SO ₄ -Konzentrationen stiegen in Erlangen im Unterschied zu Starnberg und Geisenfeld sofort nach Versuchsbeginn deutlich an. Auch die Cl-Konzentrationen waren im ersten Jahr zeitgleich mit den Na-Konzentrationen im Sickerwasser stark erhöht.
REITER et al., 1995 KSn (Geisenfeld) Versuchsdauer 1975-8/1982 Rohh. Moder; Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol; stark durchlässig Sulfat erst ab 1977 analysiert!	100 cm Tiefe Kontrolle 296 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 55 3/1977 mg SO ₄ .l ⁻¹ 48-50 8/1981-8/1982	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 5 5-55 6/1976-8/1982 mg SO ₄ .l ⁻¹ < 30 35-50 8/1978-8/1982	In Geisenfeld überstieg die 296 m ³ .ha ⁻¹ Gabe nur kurzfristig den zulässigen Höchstwert im Trinkwasser von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ , lag aber mit 20-50 mg NO ₃ .l ⁻¹ deutlich über der Kontrolle mit 0-3 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Die NH ₄ -Konzentrationen wurden im Sickerwasser der KSn Flächen nicht verändert. Drei Jahre nach der Behandlung stiegen die SO ₄ -Konzentrationen kontinuierlich auf das doppelte der Kontrollwerte an. Cl wurde gemeinsam mit Na nur in den ersten Monaten verstärkt ausgewaschen.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Max. Konzentrationen (Zeitpunkt)	Konzentrationen (Zeitspanne) ¹⁵⁶	Anmerkungen
SICKERWASSER				
NAßSCHLÄMM (KSn)				
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn Versuchsdauer 10/1979-7/1983 und 5-6/1985 Mull-Parabraunerde Lysimeter in 15 und 50 cm Tiefe Auf der 300 m ³ .ha ⁻¹ Fläche auch in 90 cm Tiefe installiert, jedoch nur Einzelproben vorhanden!	15 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹ 50 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 154,8 ~ nach 14 Monaten 390,5 ~ nach 14 Monaten 586,9 ~ nach 14 Monaten 320,5 nach 18-24 Monaten k.A. teils fehlende Meßwerte	mg NO ₃ .l ⁻¹ 36,2-60,8 bis 7/1983 193-107 // 82-46 bis 9/1981 // bis 7/1985 297-193 // 123-74 bis 9/1981 // bis 7/1985 33-43 bis 7/1983 und 1985 102-63 // 71 bis 7/1983 // 1985 95-59 // 63 bis 7/1983 // 1985	Die NO ₃ -Konzentrationen stiegen auf den KSn-Flächen mit steigender KSn-Rate stark an. Einzelproben ließen auf der starken Behandlung in 15 cm Tiefe Konzentrationen bis zu 629 mg NO ₃ .l ⁻¹ in 50 cm Tief bis zu 387 mg NO ₃ .l ⁻¹ erkennen. Die NO ₃ -Konzentrationen lagen noch nach 5,5 Jahren über dem Grenzwert f. Trinkwasser von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Einzelproben in 90 cm Bodentiefe ergaben NO ₃ -Konzentrationen von knapp 100 mg NO ₃ .l ⁻¹ , während dieselben auf der Kontrolle bei nur 11-22 mg NO ₃ .l ⁻¹ lagen. Im ersten Jahr nach der KSn-Gabe kam es auf den beiden stärker behandelten Flächen zu stark erhöhten NH ₄ -Konzentrationen im Sickerwasser in 15 cm Tiefe. Mittlere Konzentrationen von 15,6 mg NH ₄ .l ⁻¹ wurden auf der starken KSn-Fläche bei einzelnen Meßwerten von 28,3 mg NH ₄ .l ⁻¹ , auf der mittel beschlammten Fläche von 8,0 mg NH ₄ .l ⁻¹ gemessen. Beide waren im Vergleich zur Kontrolle und der schwachen KSn-Fläche mit jeweils < 0,8 mg NH ₄ .l ⁻¹ stark erhöht. Im Sickerwasser nahmen die pH-Werte auf Grund der Nitratbildung mit steigender KSn-Rate nach drei Jahren im Vergleich zur Kontrolle deutlich ab. Auf der stark behandelten Fläche wurde ein pH-Wert von 3,85, auf der Kontrolle von 4,23 gemessen.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)				
REITER et al., 1995 KSe (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-8/1984 Rohhumus; Braunerde-Podsol	100 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 100 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 165 6/1981 mg SO ₄ .l ⁻¹ 160 // 165 8/1980 // 2/1981	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 5 20-165 8/1980-8/1984 mg SO ₄ .l ⁻¹ < 50 80-160 Versuchsdauer	Vor allem die starke KSe-Gabe (300 m ³ .ha ⁻¹) bewirkte ein starkes Ansteigen der NO ₃ - und SO ₄ -Konzentrationen im Sickerwasser. Erstere übertrafen erst ca. ein Jahr nach der Ausbringung den zulässigen Höchstwert im Trinkwasser von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Dieser Effekt war kurzfristiger als auf der KSn-Fläche, wo der Grenzwert um sechs Monate früher übertroffen wurde. Die kleine Gabe von 50 m ³ .KSe.ha ⁻¹ bewirkte nur kurzfristig 1,5-2 Jahre nach der Beschlämmung NO ₃ -Konzentrationen über dem Trinkwasser-Grenzwert von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Die SO ₄ -Konzentrationen stiegen in Erlangen im Unterschied zu Starberg und Geisenfeld (s. oben) sofort nach Versuchsbeginn deutlich an, waren aber etwas niedriger als die der KSn-Fläche. Die Cl- und Na-Konzentrationen waren im ersten Jahr gleichzeitig stark erhöht. Bei allen Behandlungen wurden in den ersten beiden Jahren stark überhöhte NO ₃ -Konzentrationen beobachtet. Erst nach drei Jahren wurde der Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ unterschritten. Die Variante C stieg ab April 1981 noch einmal stark auf 170 mg NO ₃ .l ⁻¹ , die Variante A nur noch leicht an. In Verbindung mit der NO ₃ -Auswaschung wurden markant erhöhte Ca- und K-Konzentrationen in den Perkolaten über den zulässigen Trinkwassergrenzwerten festgestellt. Die Ca-Konzentrationen stiegen auf über 100 mg.l ⁻¹ , auch nach Versuchsende. K überstieg den Grenzwert um das 2- bis 4fache. Die SO ₄ -Konzentrationen stiegen im zweiten Jahr stark an und blieben im dritten und vierten Jahr mit 150-250 mg.l ⁻¹ stark erhöht. Die DOC-, Na- und Cl-Konzentrationen stiegen mit Fortdauer des Versuchs kontinuierlich an. Erstere lagen um das 5- bis 6fache über dem Grenzwert von < 10 mg.l ⁻¹ . Alle Varianten hatten nach vier Jahren stark erhöhte Cl-Konzentrationen von 50-80 mg.l ⁻¹ und Na-Konzentrationen von 30 mg.l ⁻¹ .
THOMANN, 1984 KSe (natürlich entwässert) Versuchsdauer 1978-1982 Messungen ab März 1979! Fassungsvermögen 6 m ³ , gefüllt mit karbonatischem Bodenmaterial A) 150 t KSn.ha ⁻¹ B) 150 t KSe.ha ⁻¹ C) 300 t KSe.ha ⁻¹ D) 50 t KSn.ha ⁻¹ + 250 t MKK.ha ⁻¹ . Keine Kontrolle!	Lysimeter tanks Variante A Variante B Variante C Variante D	mg NO ₃ .l ⁻¹ > 1000 3/1979 ca. 700 3/1979 > 1000 // ca. 170 3/1979 // 12/1981 ca. 500 3/1979	mg NO ₃ .l ⁻¹ > 1000-15 3/1979-11/1982 700-5 3/1979-11/1982 >1000-15 3/1979-11/1982 500-<1,0 3/1979-11/1982	Die Ausbringung großer KSe-Mengen sollte signifikant erhöhte pH-Werte, Nährstoff-, Schwermetall- und Salzgehalte im Boden bewirken. Die NH ₄ -Konzentrationen waren in der Bodenlösung der KSe-Flächen sofort extrem hoch angestiegen. Die NH ₄ -Konzentrationen lagen in der Bodenlösung der unbehandelten Flächen bei einem Minimum von 4 mg.l ⁻¹ . Nitrat war vorerst nur in Spuren vorhanden, sollte aber rasch auf maximale Konzentrationen ansteigen. Untersuchungen an mit Wasser gesättigten KSe-Extrakten zeigten eine deutliche Abnahme der NH ₄ -Konzentrationen von 530 mg NH ₄ .l ⁻¹ im frischen KSe auf 260 mg NH ₄ .l ⁻¹ nach drei Monaten und 7,3 mg NH ₄ .l ⁻¹ nach 15 Monaten. Die elektrische Leitfähigkeit sank in der gleichen Zeit von 0,46 S.m ⁻¹ auf 0,2 S.m ⁻¹ und 0,074 S.m ⁻¹ . Auffallend war auch die starke Reduktion der K- und Na-Konzentration im KSe.
ZASOSKI et al., 1981 KSe Versuchsdauer; unmittelbar nach KSe Gabe (keine genaue Angabe!).	direkt unter KSe unbestockt 1000 m ³ .ha ⁻¹ 2000 m ³ .ha ⁻¹ direkt unter KSe bestockt 1000 m ³ .ha ⁻¹ 2000 m ³ .ha ⁻¹	mg NH ₄ .l ⁻¹ 790 1800 1100 1400		

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Max. Konzentrationen (Zeitpunkt)	Konzentrationen (Zeitspanne) ¹⁵⁶	Anmerkungen
SICKERWASSER				
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)				
COMERFORD und FISKELL, 1983 Ind.-KS oberflächlich; 3-5 cm Tiefe Versuchsdauer 6/1981-8/1982 Gefäßversuch ¹⁵⁷ ; Daten beziehen sich auf den oberflächlich ausgebrachten KSn.	Kontrolle 26,0 t.ha ⁻¹ Kontrolle 26,0 t.ha ⁻¹	mg NO ₃ /Topf ca. 200 Februar 1982 mg NH ₄ /Topf ca. 130 und 120 März 1982	mg NO ₃ /Topf 40-100 Dez./1981-März/1982 mg NH ₄ /Topf 10-60 Juli/1981-Juli 1982	Zwischen dem eingearbeiteten und oberflächlich ausgebrachten Ind.-KSn waren keine signifikanten Unterschiede erkennbar. Im Vergleich zu NO ₃ wurde in den ersten 6 Monaten wenig NH ₄ ausgewaschen. Die Mineralisierung und folglich Nitrifikation dürfte daher bei einer N _{ges} -Menge von 16,4 g/Topf äußerst schlecht gewesen sein. Gleichzeitig stimmten die Perkolatvolumina mit denen von NH ₄ gut überein. In den folgenden drei Monaten wurden ca. die gleichen NO ₃ - und NH ₄ -Mengen auf Grund beschleunigter Nitrifikation (trotz der Wintermonate) ausgewaschen. Diese dürfte daher verstärkt an der Bodenoberfläche bei einem günstigeren pH-Wert von 7,0-7,3 als tiefer im Boden bei einem pH-Wert von 5,0 abgelaufen sein.
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM				
KOTERBA et al., 1979 Gekalkter KSe Versuchsdauer 6/1975-10/1976 2. Kontrolle (Flußgewässer) Haploorthod und Fragiorthod 10-20 cm mächtige Auflage; „Fragipan“ in 50 cm Tiefe; gut bis mäßig durchlässig; s.L.;	20 cm Tiefe Kontrolle 28,0 t.ha ⁻¹ 45 cm Tiefe Kontrolle 28,0 t.ha ⁻¹ Flußgewässer	mg NO ₃ .l ⁻¹ 2,0 // 1,5 Juli // August 1975 1,0 // 1,5 Juli // Oktober 1975 4,0 // 3,8 April 1975 // April 1976 mg Cl.l ⁻¹ 28 // 26 August // September 1975 9,5 // 11,5 August // Oktober 1975	mg NO ₃ .l ⁻¹ 0,2-1,0 0,2-2,0 Juli-November 1975 0,2-1,0 0,2-1,5 Juli-November 1975 0,2-4,0 Jänner bis Dezember mg Cl.l ⁻¹ < 0,4 0,4-28 Juli-November 1975 < 0,5 Juni-November 1976	Mit dem gekalkten KSn wurden 98 kg N.ha ⁻¹ (kleine Rate) und 477 kg N.ha ⁻¹ (große Rate) ausgebracht. Die NO ₃ -Konzentrationen wurden im Sickerwasser der beschlammten Flächen nur schwach im Vergleich zu den Kontrollen erhöht. Ein Lysimeter ließ im Frühjahr 1976 kurzfristig schwach erhöhte NO ₃ -Konzentrationen von 3,2 mg.l ⁻¹ in 20 cm Tiefe erkennen. Die KSn Gaben ließen keine Auswirkungen auf die NH ₄ -Konzentrationen im Sickerwasser (< 0,02 mg.l ⁻¹) erkennen. Lt. KOTERBA et al. (1979) begünstigten der anfängliche pH des KS, die Lufttemperatur und Bodenfeuchte die Verflüchtigung von Ammoniak und damit die geringe NH ₄ -Auswaschung. Die NO ₃ -Konzentrationen des Flußgewässers lagen im Sommer und Herbst im Bereich der Kontrolle und der kleinen KS Rate. Im November und Dezember stiegen die Konzentrationen stark an und erreichten Maximalwerte im April. Im Sommer wurden die NO ₃ -Konzentrationen der Kontrolle erreicht. Die starke KS-Rate bewirkte einen Anstieg der in 20 cm Tiefe auf maximal 1,08 S.m ⁻¹ (90fache Zunahme) in den ersten zwei Monaten und in 45 cm Tiefe auf 0,55 S.m ⁻¹ (40fache Zunahme) nach vier Monaten. Im Jahr nach der KS-Gabe war die EC auf der stark beschlammten Fläche nur noch leicht erhöht. Die erhöhte elektrische Leitfähigkeit war ein guter Indikator für die Ionenauswaschung aus dem KS. (s. unten). Die Cl-Konzentrationen stiegen mit dem ersten Regen nach der KS Gabe deutlich, mit sinkender Bodenfeuchte auf Grund erhöhter Evapotranspiration und Entwässerung scharf auf maximale Konzentrationen in 20 und 45 cm Tiefe (August 1975) an. Die rasch sinkenden Konzentrationen waren deutlich auf erhöhte Bodenfeuchte und das Transpirationssende des Bestandes zurückzuführen. Keine Auswirkungen waren ein Jahr nach der Ausbringung feststellbar. Die EC und Cl-Konzentrationen eines benachbarten Flußgewässers lagen im Bereich der Kontrollen.
KOTERBA et al., 1979 Gekalkter KSe Versuchsdauer 6/1975-10/1976 2. Kontrolle (Flußgewässer) s. oben	20 cm Tiefe Kontrolle 28,0 t.ha ⁻¹ 45 cm Tiefe Kontrolle 28,0 t.ha ⁻¹ Flußgewässer	mg SO ₄ .l ⁻¹ 13,6 November 1975 6,0 November 1975 6,5-7,0 Oktober 1975	mg SO ₄ .l ⁻¹ 5,0 4,0-13,6 Juni-November 1975 5,0-5,5 4,0-6,0 Juni-November 1975 5,5-6,5 Juni-November 1976	Sulfat ist das dominierende Anion im Sickerwasser des untersuchten Standortes. Die kleine KS Rate verursachte keine Auswirkungen auf die SO ₄ -Konzentrationen in beiden Tiefenstufen. Die SO ₄ -Konzentrationen waren im Sickerwasser der stark beschlammten Fläche in den ersten Monaten nahezu unverändert und stiegen erst im November steil auf maximal 13,6 mg.l ⁻¹ an. Dieser Anstieg wurde auch in 45 cm Tiefe, wenngleich schwächer ausgeprägt, beobachtet. Im Jahr danach lagen die Konzentrationen in beiden Tiefenstufen um ca. 2-3 mg SO ₄ .l ⁻¹ über den Kontrollen. Die maximalen Cl- und SO ₄ -Konzentrationen (s. oben) wurden nacheinander erreicht. Cl war im Spätsommer im Zuge der Auswaschung das dominierende Anion für Ca, Mg und Na, während SO ₄ erst Ende Oktober diese Rolle übernahm. Die SO ₄ -Konzentrationen eines benachbarten Flußgewässers lagen um ca. 0,5-1,0 mg.l ⁻¹ über den Kontrollen.

¹⁵⁷ Gefüllt mit Bodenmaterial (A und E Horizont) eines sandigen Ultic Haplohumod und mit 452 g frischen Ind.-KSn. Bewuchs mit *Panicum spp.* Drei Lysimeter einerseits direkt unterhalb der KSe Schicht bzw. über dem Mineralboden und andererseits in 3-5 cm Tiefe.

¹⁵⁸ Angabe der Konzentrationen in einem benachbarten Fließgewässer; ohne direkten Kontakt mit der Beschlämmung. Daten sollen einen Hinweis auf mögliche Auswirkungen / Gefahren einer Klärschlammausbringung auf die Ökologie von Fließgewässern darstellen.

¹⁵⁹ Lysimeter wurden in 20 cm Tiefe (genau unterhalb der A Horizont) bzw. in 45 cm Tiefe (genau oberhalb; engl.: „fragipan“) installiert.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Max. Konzentrationen (Zeitpunkt)	Konzentrationen (Zeitspanne) ¹⁵⁶	Anmerkungen
SICKERWASSER				
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM				
THOMANN, 1984 KS Versuchsdauer 1978-1982 Messungen ab März 1979! Angaben s. oben. A) 150 t KSn.ha ⁻¹ gekalkt B) 300 t Kse.ha ⁻¹ ; gekalkt	Lysimeter tanks Variante A Variante B	mg NO ₃ .l ⁻¹ 780 März 1979 740 // 57 März 1979 // Dezember 1981	mg NO ₃ .l ⁻¹ 780-5 März 1979-November 1982 740-2,5 März 1979-November 1982	Wie bei den KSe-Varianten (s. oben) bewirkten die beiden gekalkten KS-Gaben extrem hohe NO ₃ -Konzentrationen. Erst nach drei Jahren wurde der Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ unterschritten. Die starke gekalkte KS Gabe bewirkte nach drei Jahren einen deutlichen Anstieg von 15 auf 55 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Deutlich erhöhte SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺ , K ⁺ , DOC-, Na- und Cl-Konzentrationen wurden in den Perkolaten festgestellt. Alle außer SO ₄ übertrafen die zulässigen Grenzwerte für Trinkwasser. Der alkalische KS bewirkte eine Fixierung der Schwermetalle.
GRUNDWASSER				
NAßSCHLAMM (KSn)				
GRANT und OLESEN, 1984 KSn Versuchsdauer 1973/1974-1981 Rohhumus-Podsol	Grundwasser Kontrolle 800 m ³ .ha ⁻¹	mg NO ₃ .l ⁻¹ 10 ab dem 2. bis zum 4. Jahr	mg NO ₃ .l ⁻¹ < 1,0 5-10 1 bis 5 Jahre nach KS Gabe	Das Grundwasser lag in 200-350 cm Tiefe. Die Probenentnahme erfolgte 100 cm unter dem Grundwasserspiegel. Maximale NO ₃ -Konzentrationen wurden nach einem Jahr erreicht, wobei es erst nach vier Jahren zu einem langsamen Absinken auf < 5 mg.l ⁻¹ kam. Die NH ₄ -Konzentrationen im Sickerwasser waren kaum erhöht und stiegen nach der KSn-Gabe kurz auf 3-4 mg NH ₄ .l ⁻¹ an. Die Kontrollwerte lagen bei 0,03 mg NH ₄ .l ⁻¹ .
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)				
BROCKWAY, 1983 Ind.-KSn Versuchsdauer/1976-12/1981 Spodic Udipsamment; Alfic Haplorhod; mittel durchlässig. Probenahme im Grundwassers in 300 cm Tiefe.	Grundwasser Kontrolle 4,0 t.ha ⁻¹ 8,0 t.ha ⁻¹ 16,0 t.ha ⁻¹ 32,0 t.ha ⁻¹	mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ nahezu unverändert 4-5 März 1978 18 // 24 Sept. 1978 // Sept. 1978 46 // 30 März 1978 // Feb., März 1979	mg NO ₃ +NO ₂ .l ⁻¹ < 0,5 < 0,5 ganze Versuchsdauer 1,8-1,0 März 1977-April 1979 16,8-10,0; schwankend März 1977-April 1979 28-12; schwankend März 1977-Okt. 1979	Signifikante Unterschiede beziehen sich auf p < 0,05. Die NO ₃ -Konzentrationen stiegen im Grundwasser der stark behandelten Fläche 1978 nach der Schneeschmelze auf 46,6 mg NO ₃ .l ⁻¹ an. Diese wurden zwei Jahre nach der KSn-Gabe bzw. 6-12 Monate nach den maximalen NO ₃ -Konzentrationen im Sickerwasser der mit KSn behandelten Flächen erreicht. Einzelproben erreichten sogar knapp 50 mg NO ₃ .l ⁻¹ . Die NO ₃ -Konzentrationen waren im Grundwasser der beiden stärker behandelten Flächen 4,5 Jahre signifikant erhöht. Diese beiden Behandlungen waren statistisch nicht zu unterscheiden. Die beiden schwächeren Ind.-KSn-Gaben unterschieden sich nur geringfügig von den Kontrollen. Die NO ₃ +NO ₂ -Konzentrationen waren mit steigender Ausbringungsmenge korreliert.

Tab. 55: Auswirkungen von Klärschlamm auf die Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser unter Wald

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe	KS-Raten	Sickerwasserkonzentrationen [Bereich u. Zeitpunkt]				Anmerkungen
ABWASSER (AW)							
NABSCHLAMM (KSn)							
HARRIS und URIE, 1983 AW Versuchsdauer 1976-1980/1980 Alfic Haplorthod	120 cm Tiefe Kontrolle 38 mm/Woche 76 mm/Woche	mg Na.l ⁻¹ 5,1 18,3 29,0	mg K.l ⁻¹ 1,2 1,3 2,1	mg Ca.l ⁻¹ 4,3 5,1 4,7	mg Mg.l ⁻¹ 0,6 0,6 0,8	Relationen von Na:Ca:Mg:K im AW waren 4:6:2:1, dagegen deutliche Verschiebung zu Na im Sickerwasser; 130:4:1:2 bei gleicher Reihenfolge. Ca und Mg wurden verstärkt im Oberboden angereichert.; dagegen signifikant (p < 0,1) erhöhte Na Konzentration, kaum veränderte P Konzentrationen im Sickerwasser.	
HÜSER, 1977 KSn Versuchsdauer 11/1973-1976 Moder-Parabraunerde; I. pseudo-vergleyt	100 cm Tiefe Kontrolle 305 m ³ .ha ⁻¹	mg Ca.l ⁻¹ < 5 20-40 nach einem Jahr	mg Mg.l ⁻¹ < 3 > 10 nach einem Jahr	mg Na.l ⁻¹ 3-5 9-12 nach einem Jahr		Ansteigen der Ca und Mg Konzentrationen ein Jahr nach der Beschlämmung; bleiben auf hohem Niveau. Ähnlicher Kurvenlauf von Na und Cl auf der beschlämmten Fläche. Keine Änderung der NH ₄ ⁻ , P- und K-Konzentrationen auf Grund der Beschlämmung.	
REITER et al., 1995 KSn (Starnberg) Versuchsdauer 11/1973-1981 und 1991/1992 Moder-Parabraunerde; I. pseudovergleyt; schwach podsolig	100 cm Tiefe Kontrolle 305 m ³ .ha ⁻¹ 305 m ³ .ha ⁻¹ (max. K.)	mg Ca.l ⁻¹ < 5 10-40 Versuchsdauer > 40 10/1975-3/1978	mg Mg.l ⁻¹ < 4 5-13 ab 10/1974 12-13 10/1975-10/1976			Die Ca- und Mg-Konzentrationen stiegen nach 9 Monaten stark an und erreichten nach ca. 1,5 bis 2 Jahren das vierfache der Kontrollwerte. Dieselben lagen auch nach 16 Jahren deutlich über den Kontrollwerten. Die Na-Konzentrationen stiegen gleichzeitig mit den Ca und Mg an, erreichten aber schon nach vier Jahren die Konzentrationen der Kontrollflächen.	
REITER et al., 1995 KSn (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-8/1984 Rohhumus; Braunerde-Podsol	100 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ (max. K.)	mg Ca.l ⁻¹ < 8 10-45 2/1981-8/1984 40-45 7-11/1981	mg Mg.l ⁻¹ < 2 6-15 8/1980-8/1984 15 7/1981			Die Ca- und Mg-Konzentrationen stiegen ca. sechs Monate nach der Ausbringung im Sickerwasser stark an. Als Begleitionen dienten Nitrat und Sulfat. Die Ca- und Mg-Konzentrationen waren bis zu Versuchsende um das zwei bis dreifache erhöht. Die höchsten Mg-Konzentrationen wurden im Vergleich zur starken KSe-Gabe (s. unten) ca. sechs Monate später erzielt. Die maximalen Ca-Konzentrationen waren auf der mit KSn behandelten Fläche im Unterschied zur starken KSe-Behandlung deutlich höher. Natrium wurde vor allem im ersten Jahr verstärkt ausgewaschen.	
REITER et al., 1995 KSn (Geisenfeld) Versuchsdauer 11/1975-1982 Rohh. Moder; Podsol-Braunerde bis Braunerde-Podsol; stark durchlässig	100 cm Tiefe Kontrolle 296 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹ (max. K.)	mg Ca.l ⁻¹ < 4 6-8 6/1977-6/1982 8 11/1981	mg Mg.l ⁻¹ < 4 3-5,5 10/1976-6/1982 5,5 6/1977			Die Ca-Konzentrationen waren im Sickerwasser der schwach beschlämmten Fläche mit maximal 11 mg.l ⁻¹ in den ersten 3,5 Jahren größer als die der stark behandelten Fläche. Danach lagen sie bei 2-7 mg.l ⁻¹ bzw. 5-10 mg.l ⁻¹ . Stark erhöhte Na-Konzentrationen in den ersten 2 Jahren; einzelne Messungen bei 17 mg.l ⁻¹ ; im Mittel bei 5-11 mg.l ⁻¹ ; danach Absinken auf maximal 5 mg.l ⁻¹ . Erhöhte Cl-Konzentrationen auf allen Flächen; somit nicht eindeutig mit dem KSn in Zusammenhang; aber Cl-Kurve stimmte mit der von Na deutlich überein. Keine veränderten NH ₄ ⁻ , P-, K- und Mg-Konzentrationen im Sickerwasser auf Grund der Beschlämmung festzustellen.	
NABSCHLAMM (KSn)							

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Sickerwasserkonzentrationen [Bereich u. Zeitpunkt]				Anmerkungen
TREFZ-MALCHER et al., 1987 KSn Versuchsdauer 10/1979-7/1983 und 5-6/1985 Mull-Parabraunerde Lysimeter in 15 und 50 cm Tiefe Angabe der mittleren Konz. pro Saugkerzengruppe u./o. Fläche!	15 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹ 15 cm Tiefe (max. K.) 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹	µg Al.l ⁻¹ 1,5-2,9 14,8-2,5 4/1980-12/1981 15,8-3,7 Versuchsdauer	µg Mn.l ⁻¹ 4,9-1,8 20-2,0 Versuchsdauer 19,9-2,7 Versuchsdauer	µg Ni.l ⁻¹ 19-11 26,6-16 4/1980-9/1981 48-14 Versuchsdauer	µg Cd.l ⁻¹ 2,2-0,9 4,6-2,6 4/1980-9/1981 12,5-3,9 4/1980-3/1983	Die KSn-Gaben bewirkten ein starkes Ansteigen der Al-, Mn-, Ni- und Cd-Konzentrationen im Sickerwasser. Chrom und Blei wurden im Sickerwasser nicht nachgewiesen. Der KSn bewirkte teilweise reduzierende Bedingungen im Boden, so daß Mangan verstärkt mobilisiert wurde. Einzelproben der stärksten Behandlung ergaben maximale Konzentrationen von 38 mg Al.l ⁻¹ . Die Al-Konzentrationen waren auf den KSn-Flächen noch nach drei und nach vier Jahren leicht erhöht. Auf der starken Behandlung wurden nach einem Jahr Cd-Konzentrationen von 19 µg Cd.l ⁻¹ im Sickerwasser bei einem Trinkwassergrenzwert von 6 µg.l ⁻¹ gemessen. Die anderen KSn-Flächen hatten im ersten Jahr Cd-Konzentrationen knapp unter dem Grenzwert. Die KSn-Gaben bewirkten deutlich erhöhte Ni-Konzentrationen, wobei diese in 50 cm Tiefe wesentlich stärker als in 15 cm Tiefe angestiegen waren.
Trefz-Malcher et al., 1987 KSn Versuchsdauer 10/1979-7/1983 und 5-6/1985 Mull-Parabraunerde Installation der Lysimeter; s. oben Angabe der mittleren Konz. pro Saugkerzengruppe u./o. Fläche!	50 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹ 50 cm Tiefe (max. K.) 300 m ³ .ha ⁻¹ 500 m ³ .ha ⁻¹	µg Al.l ⁻¹ < 0,2 3,1-1,4 < 0,4 3,1 4-9/1981 0,34 4-1/1982	µg Mn.l ⁻¹ < 0,1 4,2-0,7 2,4-0,3 4,2 4-9/1981 2,4 4-9/1981	µg Ni.l ⁻¹ 30-16 255-44 49-35 255 4-9/1981 49 5-6/1985	µg Cd.l ⁻¹ 1,1-0,3 4,6-1,2 12,5-1,4 4,6 4-9/1980 12,5 10-12/1980	Die KSn-Gaben bewirkten ein starkes Ansteigen der Al-, Mn-, Ni- und Cd-Konzentrationen im Sickerwasser. Keine Auswirkungen wurden auf die Pb- und Cr-Konzentrationen festgestellt. Die mittlere KSn-Gabe bewirkte die höchsten Mn-Konzentrationen, wobei die maximalen Konzentrationen die der Kontrolle um das 30fache übertrafen. Dieselbe Gabe verursachte auch die erhöhten Al-Konzentrationen im Sickerwasser, wobei diese im Vergleich zur Kontrolle im Mittel um das zehnfache erhöht waren. Auf der mittel beschlammten Fläche wurden mittlere maximale Cd-Konzentrationen von 15 µg.l ⁻¹ bzw. Ni-Konzentrationen von 255 µg.l ⁻¹ festgestellt, die deutlich über dem Grenzwert von 6 µg.l ⁻¹ lagen. Einzelmessungen ergaben Ni-Konzentrationen von bis zu 339 µg.l ⁻¹ .
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSE)						
REITER et al., 1995 KSe (Erlangen) Versuchsdauer 3/1980-8/1984 Rohhumus; Braunerde-Podsol	100 cm Tiefe Kontrolle 300 m ³ .ha ⁻¹ 300 m ³ .ha ⁻¹ (max. K.)	mg Ca.l ⁻¹ < 8 10-30 10/1980-8/1984 30 // 30 12/1980 // 10/1981	mg Mg.l ⁻¹ < 2 6-15 Versuchsdauer 15 12/1980			Die Ca- und Mg-Konzentrationen stiegen bei der 50 m ³ KSn.ha ⁻¹ und der 300 m ³ KSn.ha ⁻¹ Rate sofort nach der Beschlämmung stark an und blieben während der gesamten Versuchsdauer um das zwei- bis dreifache über den Kontrollwerten. Die maximalen Ca- und Mg-Konzentrationen lagen in den ersten beiden Jahren auf der mit KSe schwach beschlammten Fläche deutlich unter denen der starken Behandlung. Natrium wurde vor allem im ersten Jahr verstärkt ausgewaschen.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)						
COMERFORD und FISKELL, 1983 Ind.-KSn oberflächlich; 3-5 cm Tiefe Versuchsdauer 6/1981-8/1982 Gefäßversuch ¹⁶⁰ , Daten beziehen sich auf den oberflächlich ausgebrachten KSn.	Max. Konzentration 26,0 t.ha ⁻¹ Konzentrationen 26,0 t.ha ⁻¹	µg Zn/Topf 1,4 // 2,0 9/1981 // 2-3/1982 < 0,5 Versuchsdauer	µg Cu/Topf ca. 95 Sept. 1981 < 10 12/1982-8/1982	µg Ni/Topf ca. 12 Sept. 1981 < 2,5 Feb.-April 1982	µg Cr/Topf 40 // 80-70 Feb. // März 1983 < 17 12/1981-4/1982	Der eingearbeitete Ind.-KSn zeigte im Vergleich zum oberflächlich ausgebrachten keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf K, Mg, Mn und die Schwermetalle. Die zeitliche Koizidenz der einmalig hohen Ni-Konzentration mit der von Zn, Cd und Cu im Perkolat. Zweites Maximum von Zn und Cd ca. 4-5 Monate später. Die maximalen Cd-Konzentrationen lagen bei 2,5 µg/Topf (Sept. 1981) und 3 µg/Topf (April 1982); ansonsten zwischen 0,5 und 2,0 µg/Topf. Die Cr-Konzentrationen waren im Perkolat trotz der hohen Cr-Fracht (342 mg Cr/Topf) sehr gering.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (Ind.-KS)						

¹⁶⁰ Gefüllt mit Bodenmaterial (A und E Horizont) eines sandigen Ultic Haplohumod und mit 452 g frischen Ind.-KSn. Bewuchs mit *Panicum spp.* Drei Lysimeter einerseits direkt unterhalb der KSe Schicht bzw. über dem Mineralboden und andererseits in 3-5 cm Tiefe.

Angaben zum Versuch	Tiefenstufe KS-Raten	Sickerwasserkonzentrationen [Bereich u. Zeitpunkt]				Anmerkungen
COMERFORD und FISKELL, 1983 Ind.-KSn Versuchsdauer 8/1981-5/1982 Ultic Haplohumod; sandig Keine Daten für die kl. Rate (5,5 t·ha ⁻¹) und die m. Rate (11,0 t·ha ⁻¹) angegeben.	56 cm Tiefe ¹⁶¹ Max. Konzentration 22,0 t·ha ⁻¹ Konzentrationen 20,0 t·ha ⁻¹	µg Zn.l ⁻¹ 300-400 // 300 9/1981 // 1/1982	µg Pb.l ⁻¹ 3,5 12/1981-3/1982	µg Ni.l ⁻¹ ca. 15-10 9-10/1981	µg Cr.l ⁻¹ 35 März 1982	In den ersten 10 Monaten wurden nur geringe Mengen an Ind.-KSn mineralisiert und niedrige Konzentrationen im Sickerwasser festgelegt. Der pH-Wert lag in der Bodenlösung immer bei 4,0. Die große Ind.-KSn-Gabe bewirkte signifikant größere Cr-Konzentrationen als die kleine Ind.-KSn-Gabe (5,5 t·ha ⁻¹). Die von Zn waren um das 10fache größer als von Cr, obwohl die Cr-Fracht im Klärschlamm um das 21fache größer war als von Zn. Die maximalen Ni-Konzentrationen fielen zeitlich mit denen der Lysimeter (s. oben) zusammen.
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM						
KOTERBA et al., 1979 Gekalkter KSe Versuchsdauer 6/1975-10/1976 Haploorthod und Fragiorthod mit 10-20 cm mächtiger Auflage; gut bis mäßig durchlässig; s.L.; „Fragipan“ in 50 cm Tiefe. Angaben ¹⁶² beziehen sich auf die ersten sechs Monate nach der KS Gabe.	20 cm Tiefe ¹⁶³ Kontrolle 28,0 t·ha ⁻¹ 28,0 t·ha ⁻¹ (max.) 45 cm Tiefe Kontrolle 28,0 t·ha ⁻¹ 28,0 t·ha ⁻¹ (max.)	mg Ca.l ⁻¹ 2,5 4-12 7-11/1975 12,8 9/1975	mg Mg.l ⁻¹ 0,5 2,0 Versuchsdauer k.A.	mg K.l ⁻¹ 0,1 0,2 Versuchsdauer k.A.	mg Na.l ⁻¹ 0,5 1,0 Versuchsdauer k.A.	Die große KS-Gabe bewirkte stark erhöhte Ca-Konzentrationen in beiden Bodentiefen. Diese waren wie bei Cl auf die Änderung der Bodenfeuchte zurückzuführen. Nach einem Jahr (1976) noch erhöhte Ca-Konzentrationen; KS dürfte noch immer abgebaut werden; trotz der höheren Menge im KS im Vergleich zu Cl war der Anstieg der Konzentrationen nicht mehr so stark ausgeprägt. Der Verlauf der Mg-Konzentrationen war ähnlich wie von Ca, aber nicht in diesem Ausmaß. Die kleine KS-Rate ließ keine Auswirkungen auf K, Na und H erkennen. Die höheren H-Konzentrationen dürften auf die Verdrängung von den Austauschern durch die basischen Kationen sowie die erhöhte NO ₃ -Produktion zurückzuführen sein. Geringere Konzentrationserhöhungen in 45 cm Tiefe erkennbar. Die KS-Gaben ließen keine Auswirkungen auf die P ^{ges} -Konzentrationen (0,8 µg.l ⁻¹) im Sickerwasser erkennen. Phosphor ist auf der Kontrolle nur mangelhaft vorhanden.

¹⁶¹ Lysimeter genau unterhalb des E Horizontes bzw. oberhalb des Bh1 Horizontes (spodic horizon) installiert.

¹⁶² Keine Angaben der kl. KS Rate, da keine Auswirkungen derselben auf die Konzentrationen der Nährelemente im Sickerwasser und dem festgestellt wurden.

¹⁶³ Lysimeter wurden in 20 cm Tiefe (genau unterhalb der A Horizont) bzw. in 45 cm Tiefe (genau oberhalb; engl.: „fragipan“) installiert.

9 WEITERE WALDÖKOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN

9.1 Wildökologie

9.1.1 Abwasser (AW)

COOLEY (1979) untersuchte die Auswirkungen einer Abwasserverregnung auf die Mortalität bewurzelter *Populus canescens* x *P. tremuloides* Stecklinge sowie wurzelnackter *Populus deltoides* x *P. nigra* Stecklinge auf einem „Typic Haplorthod“ und „Alfic Haplorthod“. Nach dem ersten Verregnungsjahr lag die Mortalität bei den behandelten und wurzelnackten Pappeln bei 79 %, bei den neugepflanzten Pappeln nach einem weiteren Jahr bei 100 %. Die Pflanzenausfälle waren bei den bewurzelterten und behandelten Stecklingen nach drei Jahren mit 28 % im Vergleich zu den 11 % der unbehandelten doch deutlich geringer, wurden aber u.a. durch Mausschäden stark erhöht.

Die Ursache für diese hohen Pflanzenausfälle war auf das Ansteigen der Mauspopulation auf den behandelten Flächen zurückzuführen, die durch Ringeln den Großteil der Bäume zum Absterben brachten. Die nach dem zweiten Jahr ausgebrachten Giftköder sowie verstärktes, aber unregelmäßiges Mähen der bewässerten Versuchsflächen führten zu keiner nennenswerten Reduktion der Mauspopulation.

Die von den Mäusen auf den unbehandelten Flächen verursachte Mortalität war dagegen deutlich niedriger, da der Graswuchs auf denselben spärlich war und die Mauspopulation dadurch klein blieb.

LEWIS und SAMSON (1981) untersuchten die Auswirkungen nach langjähriger Sprühbewässerung mit chloriertem Abwasser in einem Mischbestand aus *Populus tremuloides*, *Populus grandidentata* und *Pinus strobus* bzw. in einem Eichenbestand aus *Quercus velutina*, *Quercus coccinea* und *Quercus alba* auf die Anzahl der brütenden Vogelarten sowie die Veränderung der Habitatstruktur, wobei letztere in 0-1 m, 1-7 m und > 7 m Höhe erfaßt wurde.

In den ersten beiden Jahren nach der Abwasserbehandlung wurden auf den behandelten Standorten mehr brütende Vogelpaare und eine deutlich höhere Artendiversität vorgefunden. Der Ähnlichkeitsindex einer Gemeinschaft war auf einem Standort im Jahresvergleich deutlich größer als der, der durch den Vergleich des bewässerten und unbehandelten Standortes in einem Jahr erkennbar war. Folglich dürften die Unterschiede in Bezug auf die Vogelpopulationen und Gemeinschaften vor allem auf Unterschiede vor der Behandlung zurückzuführen sein.

Die Bewässerung bewirkte auf allen Flächen eine signifikant ($p < 0,05$) positive Korrelation zwischen der Vogeldiversität und der Diversität der Blatthöhe. Daneben wurde eine negative Korrelation zwischen der Vogeldiversität und der Pflanzendecke festgestellt. Dabei zeigte sich, daß die Pflanzendecke (in %) pro Höhenstufe in dem Mischbestand zwischen den behandelten und unbehandelten Flächen ähnlich war, in dem Eichenbestand hingegen große Unterschiede festzustellen waren (s. unten).

Die Pflanzendecke wurde bei allen drei Schichten des Mischbestandes durch die Behandlung geringfügig verändert, wobei die beiden unteren Stufen (die Kraut- bzw. Strauchschicht) leicht erhöht, die oberste Stufe (Krone) minimal vermindert wurde. In dem Eichenbestand bewirkte die Bewässerung dagegen eine enorm erhöhte Krautschicht auf Kosten der Strauchschicht, wobei erstere von 20,7 % auf 33,9 %, die Strauchschicht von 14,1 % auf 4,7 % vermindert wurde.

Im Kiefernbestand dürften daher die Unterschiede zwischen den Varianten in Bezug auf die Häufigkeit der Vogelarten, *Dumetella carolinensis*, *Hylocichla mustelina*; *Melospiza melodia*, *Passerina cyanea* und *Pipilo erythrophthalmus*, eher auf eine veränderte Nahrungshäufigkeit oder die Habitatstruktur zurückzuführen sein als auf die Pflanzendecke.

Im Eichenbestand wurde die Krautschicht durch die Bewässerung stark gesteigert und führte dadurch zu einer deutlichen Abnahme von *Seiurus aurocapillus*, einer Art, die einen spärlich bewachsenen Waldboden zum Nisten und Füttern braucht (WHITCOMB et al., 1973). Weiters führte die Behandlung vor allem zum Verschwinden von *Hylocichla mustelina* durch den Ausfall der Heister und der Strauchschicht, die eine wichtige Funktion als Nistplätze für diese Vogelart darstellen. Der Ausfall der Strauchschicht wurde u.a. auf physische Verletzung durch Eisanhang zurückgeführt, da die Verregnung vor allem in den Wintermonaten erfolgte. Ähnliche Ergebnisse wurden in bewirtschafteten Wäldern durch die Entfernung der Strauchschicht erzielt.

9.1.2 Naßschlamm (KSn)

In der zweiten und der dritten Vegetationsperiode nach der Ausbringung von KSn auf einer Äsungsfläche, die sich mosaikartig aus grasigen und krautigen Lichtungen sowie aus zehnjährigen Stockausschlägen, vor allem *Populus grandidentata*, aber auch *Populus tremuloides*, zusammensetzte, wurden die behandelten Flächen wesentlich stärker durch *Cervus elaphus* und *Odocoileus virginianus* verbissen, wobei *Populus grandidentata* bevorzugt wurde (HART et al., 1986).

Außerdem wurde ein beträchtlicher Teil der Bäume durch Umknicken beschädigt, da *Cervus elaphus* auf den behandelten Flächen an das durch die Beschlammung mit Nährstoffen verbesserte und schmackhaftere Laub gelangen wollte. Insgesamt betrachtet, war die von *Cervus elaphus* verursachte Mortalität bei *Populus grandidentata* doppelt so hoch wie bei *Populus tremuloides*, während die der Kontrollen bei nur zwei Prozent lag. Als Folge des durch Schalenwild verursachten erhöhten Schadens konnte auf den behandelten Flächen eine verstärkte Prädisposition für pathogene Pilze wie den primären Erreger *Cytospora chrysosperma* festgestellt werden, der zwei Jahre nach Versuchsbeginn an allen 132 toten Stämmen von *Populus grandidentata* zu finden war.

Zwei Jahre nach der Beschlammung von vier verschiedenen Beständen auf unterschiedlichen, sehr gut bis gut durchlässigen Böden untersuchten WOODYARD et al. (1986) die Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte in der Leber, der Niere, Oberarmknochen und in den Muskeln der Hinterbeine von auf den Untersuchungsflächen häufig vorkommenden Kleinsäugetern. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$, hochsignifikante auf $p < 0,01$.

Die Gewebeproben zeigten sehr deutlich die unterschiedliche Affinität der untersuchten Körperteile für Schwermetalle. Unabhängig von der Strategie der untersuchten Tierarten in Bezug auf die Futtersaufnahme, d.h. ob Alles- oder Pflanzenfresser, zeigte sich, daß die Metallkonzentrationen in der Niere am größten waren, gefolgt von Leber, Oberarmknochen und Muskeln. Außerdem konnte kein einheitlicher Trend bezüglich der Gehalte aller Schwermetalle auf Grund der Beschlammung, ausgemacht werden, da sowohl signifikant höhere als auch niedrigere Gehalte, beispielsweise an Zn oder Cu, festgestellt werden konnten.

Die Klärschlammausbringung im Kiefern- und Eichenbestand bewirkte bei *Peromyscus spp* signifikant niedrigere Cu-Gehalte, im beschlammten Laubmischbestand dagegen signifikant höhere Cr-Gehalte. Leber und Niere von *Tamias striatus* waren in dem beschlammten Pappelbestand und dem Laubmischwald durch signifikant niedrigere Gehalte an Cu und Cd ge-

kennzeichnet. Einzig in der Niere von *Citellus tridecemlineatus* konnten auf dem behandelten Pappelbestand hochsignifikant erhöhte Zn Gehalte festgestellt werden.

Nach WOODYARD et al. (1986) dürften die ausgebrachten Klärschlammengen zu niedrig gewesen sein, um Wild, die diese Pflanzenarten als Nahrungsquelle benützen, oder höhere trophische Gruppen, die wiederum diese Kleinsäuger fressen könnten, toxisch gefährden zu können. Andererseits wurden in dieser Studie keine insekten- oder detritusfressende, im Boden lebende Kleinsäuger untersucht, da aus anderen Studien bekannt ist, daß sich Schwermetalle, z.B. Cd, in derartigen Räuber-Beute Beziehungen konzentrieren können.

CAMPA et al. (1986) untersuchten nach erfolgter Ausbringung von 8,0 t KSn.ha⁻¹ in einem zehnjährigen *Populus grandidentata*, *P. tremuloides* und *Prunus pennsylvanica* Bestand auf gut durchlässigem „Entic Haplorthod“ und „Eutric Glossoboralf“ die Auswirkungen des Verbißes durch *Cervus elaphus canadensis* und *Odocoileus virginianus* auf die Zusammensetzung und Struktur der Waldvegetation. Neben den beschlammten und den unbehandelten Flächen wurden auch die Bereiche um die Ausbringungswege als eigene Einheiten betrachtet. Zusätzlich wurde zwischen eingezäunten, also für Wildverbiß unzugänglichen bzw. offenen Flächen unterschieden. Signifikante Unterschiede beziehen sich auf $p < 0,1$, hochsignifikante auf $p < 0,01$.

Die Beschlammung bewirkte einen signifikant größeren Verbiß als im Vergleich zu den Kontrollen und den Ausbringungswegen. Auf den behandelten Flächen wurden zwei Jahre nach der KSn Gabe mit 36,1 % bzw. 60,3 % signifikant mehr *Populus grandidentata* bzw. *P. tremuloides* verbissen als auf den unbehandelten Flächen mit nur 18 % bzw. 23 %, während der Verbiß von *Prunus pennsylvanica* auf den behandelten und unbehandelten Flächen gleich stark (46 %) war. Ein weiteres Jahr später war der Verbiß von *Prunus pennsylvanica* auf den beschlammten Flächen mit 17 % signifikant größer als auf den unbehandelten Flächen mit 12,8 %. Wie aus anderen Untersuchungen bekannt war, aber auch aus der vorliegenden zu sehen war, verbeißt *Odocoileus virginianus* selektiv jene Pflanzen, die durch einen höheren Nährstoffgehalt gekennzeichnet sind.

Die Stammzahlen der eingezäunten Flächen ließen einen Trend in Richtung höherer Stammzahlen im Vergleich zu den offenen, also für den Verbiß zugänglichen Flächen erkennen. Zwei Jahre nach der Beschlammung hatten 56 % der Arten in allen Höhenklassen größere Stammzahlen in den Gattern als auf den offenen Flächen, wobei sich der Prozentsatz ein Jahr danach noch auf 78 % erhöhte.

Ein Jahr nach der Beschlammung waren die Stammzahlen von allen drei Baumarten in der 0,5-2,0 m Schicht auf den eingezäunten Ausbringungspfaden signifikant größer als auf den offenen Vergleichsflächen. Keine Stammzahlen konnten in der Stufe > 2 m bei beiden Flächen gefunden werden. Ein weiteres Jahr danach waren mit 33 Stämmen.ha⁻¹ signifikant mehr Stämme von *Populus grandidentata* und *P. tremuloides* in der Schicht > 2 m zu finden als in den offenen Flächen, wo überhaupt keine Stämme festzustellen waren. Letzteres dürfte vor allem auf den verstärkten Verbiß durch *Cervus elaphus canadensis* und *Odocoileus virginianus*, die vermutlich kein Einwachsen der Pappeln in die höchste Stufe zuließen, zurückzuführen sein. Bei *Prunus pennsylvanica* waren dagegen auf den offenen Ausbringungswegen signifikant mehr Stämme pro Hektar zu finden.

Während bei den beiden Pappelarten nach einem Jahr nur geringfügige Unterschiede in allen Straten in den beschlammten Flächen zu erkennen waren, waren die Stammzahlen von *Prunus pennsylvanica* in den beschlammten und eingezäunten Flächen in den Stufen > 0,5 m signifikant größer als in den offenen Flächen.

In Bezug auf den Anteil der Pflanzendecke an der vertikalen Struktur, die in eine < 0,5 m, eine 0,5-2,0 m und eine > 2,0 m Schicht unterteilt worden war, waren kaum signifikante Unterschiede zwischen den eingezäunten und den offenen Flächen zu finden. Zwei Jahre nach

der Beschlämmung war der Bewuchs in der Schicht > 2 m mit 18,2 % in den eingezäunten hochsignifikant größer als in den offenen Ausbringungswegen mit 0,2 %. Interessanterweise war der Pflanzenanteil in der 0,5-2,0 m Stufe auf den eingezäunten Ausbringungswegen zwei Jahre nach der Beschlämmung mit 0 % signifikant kleiner als auf den offenen Flächen mit 11,8 %. Der Bewuchs war außerdem in der Stufe 0,5-2,0 m auf den eingezäunten, beschlammten Flächen signifikant größer als auf den dazugehörenden offenen Flächen.

Horizontal betrachtet konnte auf den eingezäunten Flächen eine prozentuell größere Pflanzendecke als auf den offenen Flächen festgestellt werden. Manche Kräuter allerdings schießen auf den eingezäunten Flächen weniger häufig vorzukommen als auf den offenen Flächen.

Im ersten Jahr nach der Behandlung waren ein Viertel bzw. ein Drittel der krautigen Arten in den beschlammten, aber offenen Flächen bzw. den offenen Ausbringungswegen häufiger als auf den entsprechenden eingezäunten Flächen. Zwei Jahre nach der Beschlämmung stieg der Anteil der öfter vorkommenden krautigen Arten auf beiden offenen Flächen auf ca. 50 % an.

CAMPA et al. (1986) untersuchten nach der Ausbringung von 8 t KSn.ha⁻¹ in einem zehnjährigen *Populus grandidentata*, *P. tremuloides* und *Prunus pennsylvanica* Bestand auf gut durchlässigem „Entic Haplorthod“ und „Eutric Glossoboralf“ die Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte verschiedener Gewebeproben von *Odocoileus virginianus*.

Die Proben von Niere und Leber von *Odocoileus virginianus* waren im Unterschied zum Skelettmuskel und zum Herzen jene Gewebe, wo die größten Schwermetallgehalte gefunden werden konnten. Die Angaben bezogen sich im Mittel auf die Analysen eines ein-, zwei- und dreieinhalb Jahre altes Tier.

Die Zn-Gehalte lagen in der Niere bei 858 µg.g⁻¹ TS, die der Leber bei 688,5 µg.g⁻¹ TS bzw. von Herz und Skelettmuskel im Mittel bei ca. 398 µg.g⁻¹ TS. Die Cd-Gehalte der Niere lagen mit 31,36 µg.g⁻¹ TS noch deutlicher über denen der anderen drei Gewebeproben mit 3,13-0,81 µg.g⁻¹ TS.

Die Cu-Gehalte waren in der Leber mit 473,8 µg.g⁻¹ TS im Vergleich zur Niere mit 21,16 µg.g⁻¹ TS, dem Herzen mit 19,57 µg.g⁻¹ TS und dem Skelettmuskel mit 9,39 µg.g⁻¹ TS deutlich größer. Auch die Cd-Gehalte waren in der Leber mit 1,59 µg.g⁻¹ TS wesentlich höher als in den anderen Gewebeproben. Die größten Ni-Gehalte mit 1,70 µg.g⁻¹ TS waren in den Gewebeproben des Skelettmuskels zu finden, während die Leber maximal 1,53 µg.g⁻¹ TS bzw. Niere und Herz maximal 0,99 bzw. 0,6 µg.g⁻¹ TS enthielten.

Nach CAMPA et al. (1986) waren die Cd-Gehalte in der Niere größer, als sie aus anderen Untersuchungen bekannt sind. Trotzdem dürften keine toxischen Probleme für *Odocoileus virginianus* auftreten, da zum einen die Cd-Zufuhr mit dem KSn von 0,28 kg Cd.ha⁻¹ im Vergleich zu der von der U.S. EPA (1979) erlaubten maximalen Rate von 0,5 kg Cd.ha⁻¹ deutlich geringer war und zum anderen die Cd-Gehalte in den Futterpflanzen deutlich niedriger waren als die, die in Laborversuchen für Versuchstiere toxisch sind.

Nach der Behandlung von 50jährigen durchforsteten *Pseudotsuga menziesii* Beständen und Kahlschlägen mit Ksn wurde das Vorkommen von *Odocoileus hemionus columbianus* in Bezug auf das Streifgebiet, die Bindung an ein Habitat sowie der Fortpflanzungserfolg untersucht (ANDERSON, 1983).

Dazu wurden auf den Kontrollen fünf, auf den behandelten Flächen sieben weibliche Elterntiere betäubt und mit Sendern zwecks Radiotelemetrie versehen. Diese wurden dann 16 Monate lang dreimal die Woche, jeweils am Morgen, Nachmittag und in der Nacht, genau

lokalisiert. Zwecks Beurteilung des Fortpflanzungserfolges wurden im Jänner 1980 und 1981 von den Forststraßen aus Kitzzählungen vorgenommen.

Alle Geißen, die auf den beschlammten Flächen vorgekommen waren, fraßen, außer im Sommer, überwiegend Gräser mit geringen Wärmeansprüchen. Die Untersuchung zeigte, daß 18 % der jährlichen Funkortungen, von fünf Prozent im Juni bis 30 % im November reichend, auf den beschlammten Flächen erfolgten. Die beschlammten Flächen machten nur ein Zehntel des saisonalen Streifgebietes aus. Außerdem wurde nie eine Geiß der unbehandelten auf den beschlammten Flächen aufgespürt.

Die Fortpflanzung in der Altersklasse bis sechs Monate war bei den Geißen der beschlammten Flächen sowohl für die Periode von 1979-1980 als auch von 1980-1981 größer als auf den unbehandelten Flächen, wobei diese mit durchschnittlich 1,9 Kitzen pro Geiß auf den Ksn Flächen fast doppelt so hoch war wie auf den Kontrollen mit nur 1,1 Kitzen pro Geiß.

Nach der Beschlammung von Kahlschlägen wurden die Auswirkungen auf die Futterqualität von *Lolium multiflorum*, welches zwecks Entwässerung der 16-18 cm mächtigen KSn-Gabe gesät worden war, untersucht (ANDERSON, 1983). Dazu wurden die apikalen zehn Zentimeter der neu gebildeten Blätter im Dezember 1980 und im März 1981 beprobt.

Der N-Gehalt sollte im Futter ausreichend hoch sein, damit das Wachstum, die Erhaltung der Population, die Laktation und die Brunft von *Odocoileus* gesichert sind. Rohproteingehalte von < 6-7 % im Futter beeinträchtigen ernsthaft die Funktion des Pansen, wobei Gehalte von 13-16 % für maximale Zuwachsraten notwendig sind. Nach MURPHY und COATES (1966, in ANDERSON, 1983) konnten niedrige Proteingehalte im Futter während dem letzten Drittel der Trächtigkeit die Überlebensrate von Kitzen durch Abnahme normaler Laktationsraten deutlich reduzieren.

Spätwinter stellt ferner jene Jahreszeit dar, in der geringere Anforderungen an Rohproteine, aber auch eine geringere Verfügbarkeit derselben gegeben ist. Wie die Ergebnisse zeigten, hatte *Odocoileus* auf den beschlammten Flächen Zugang zu wesentlich besser versorgtem Futter als auf den unbehandelten Flächen.

Die N-Gehalte in den Blättern von *Lolium multiflorum*, bezogen auf die Trockensubstanz, nahmen auf den beschlammten Flächen im Dezember mit 5,1 % und im März mit 6 % signifikant ($p < 0,05$) im Vergleich zu den Kontrollen mit 3,2 % bzw. 3,4 % zu.

An Hand von Kotproben von *Odocoileus hemionus columbianus* wurde nach der Ausbringung von 1600-1800 m³ KSn.ha⁻¹ auf Kahlschlägen bzw. 500-1000 m³ KSn.ha⁻¹ in 50jährigen durchforsteten *Pseudotsuga menziesii* Beständen des Pack Forest die veränderte Zusammensetzung der Nahrung der wichtigsten Gräser, Kräuter und holzigen Pflanzen untersucht (ANDERSON, 1985).

Untersuchungen in unbehandelten *Pseudotsuga menziesii* Beständen zeigten, daß *Odocoileus* je nach Saison die nährstoffreichen Pflanzen wählt, wobei saisonbedingte Änderungen der Nahrung mit der lokalen Pflanzenphänologie zusammenhängen. Die Futterpflanzen sind kurz nach der Blüte am nährstoffreichsten. In der *Tsuga heterophylla* Zone, zu der die untersuchten *Pseudotsuga menziesii* Bestände gehören, werden die Gräser im Spätwinter bzw. die Kräuter vor allem im Sommer von *Odocoileus* gefressen. Außerdem besteht ein Teil der winterlichen Nahrung aus Blättern immergrüner Stäucher und Kräutern der kalten Jahreszeit.

Auf den beschlammten Flächen wurden in den ersten sieben Monaten der Untersuchung hochsignifikant ($p < 0,001$) mehr Gräser, die alle den Süßgräsern angehörten, von *Odocoileus* gefressen, obwohl das saisonbedingte Muster nicht verändert worden war. Für *Odocoileus* waren die jungen, nährstoffreicheren Gräser von Oktober bis April verfügbar, wobei eine 30 cm mächtige Schneedecke im Februar drei Wochen lang diesen starken Verbrauch

reduzieren konnte. Auf den beschlammten Flächen wurde mit 21,8 % im Jahresmittel ein hochsignifikant größerer ($p < 0,001$) Gesamtverbrauch an Gräsern im Vergleich zu den Kontrollen mit nur 5,2 % festgestellt.

Untersuchungen von ANDERSON (1983) sowie anderen Autoren (s. Kap. 6.2) zeigten immer wieder, daß die Beschlammung von Kahlschlägen, aber auch Beständen zu einer deutlich verbesserten Verfügbarkeit und Nährstoffversorgung von Gräsern, z.B. von *Lolium multiflorum*, geführt hatte.

Von Mai bis September wurde auf den beschlammten Flächen eine große Vielfalt an Kräutern gefressen, wobei hochsignifikant ($p < 0,001$) weniger *Ranunculus occidentalis* auf den Ksn Flächen im August und September gefressen wurde. Außerdem war der Gesamtverbrauch an Kräutern in einem Jahr mit einem Anteil von 2,8 % auf den beschlammten Flächen signifikant ($p < 0,01$) niedriger im Vergleich zu den Kontrollen mit 7,6 %.

Bei *Epilobium augustifolium* und *Epilobium latifolium* konnten während der gesamten Versuchsdauer bzw. im Jahresmittel keine signifikanten Veränderungen auf Grund der Beschlammung festgestellt werden.

Die Nahrung setzte sich auf den behandelten und unbehandelten Flächen mindestens zu 50 % aus holzigen Pflanzen, zu denen alle *Rubus* Arten, vor allem *Rubus vitifolius*, *Gaultheria shallon* und *Vaccinium parvifolium* gehörten, zusammen. Allerdings wurde der Verbrauch der *Rubus* Arten, vor allem von *Rubus vitifolius*, signifikant ($p < 0,05$) sowie der von *Gaultheria shallon* und *Vaccinium parvifolium* hochsignifikant ($p < 0,001$) verringert. Letztlich war der Gesamtverbrauch an holzigen Arten durch *Odocoileus* auf den beschlammten Flächen niedriger, da der Gesamtverbrauch an Gräser von Herbst bis Frühlingsbeginn stark angestiegen war. Bezogen auf das Jahresmittel war der Verbrauch an *Gaultheria shallon* mit einem Anteil von 6,0 % und an *Vaccinium parvifolium* mit 2,5 % auf den beschlammten Flächen hochsignifikant niedriger als auf den Kontrollen mit 8,9 % bzw. 4,4 %.

Bei *Sambucus callicarpa* und *Sambucus cerulea* konnten während der gesamten Versuchsdauer bzw. im Jahresmittel keine signifikanten Veränderungen auf Grund der Beschlammung festgestellt werden.

Bei *Pseudotsuga menziesii* und *Tsuga heterophylla* wiederum war der Verbrauch im Februar auf den beschlammten Flächen mit einem Anteil von 13,5 % signifikant niedriger ($p < 0,05$) als auf den Kontrollen mit 26,0 %.

Die Beschlammung von 40jährigen, durchforsteten *Pseudotsuga menziesii* Beständen bewirkte ein bis zwei Jahre danach keine signifikanten Veränderungen in Bezug auf die Gesamtzahlen von Kleinsäufern (WEST et al., 1981). Auf den KSn-Flächen wurden insgesamt 96 Kleinsäuger, auf den unbehandelten Flächen dagegen 111 Tiere vorgefunden. Untersucht wurden die Insektenfresser *Sorex vagrans*, *Sorex monticolus*, *Sorex bendirii*, *Sorex trowbridgei* und *Neurotrichus gibbsii*, die Samenfresser *Eutamias townsendii*, *Peromyscus maniculatus* und *Zapus trinotatus* sowie die Pflanzenfresser *Clethrionomys gapperi*, *Microtus townsendii* und *Microtus cregoni*.

Die Ergebnisse ließen jedoch tendentiell auf den unbehandelten Flächen eine deutlich höhere Anzahl an Pflanzenfressern bzw. auf den beschlammten Flächen eine höhere Anzahl an Samenfressern erkennen. Bei den Insektenfressern waren die Gesamtzahlen am ähnlichsten. Auf den KSn-Flächen wurden 39 Samenfresser, auf den Kontrollen nur 24 festgestellt, während auf den Kontrollen 37 Pflanzenfresser und auf den behandelten Flächen nur zehn gefunden wurden. Infolge dessen war im allgemeinen die Diversität auf den Kontrollen deutlich höher. Demnach reichte der Diversitätsindex, abgesehen von einer Fläche, wo auf beiden Parzellen ähnliche Verhältnisse feststellbar waren, auf den behandelten Flächen von 0,55-2,07 und auf den Kontrollflächen von 2,01-3,45.

In der Leber und den Nieren von *Peromyscus maniculatus* wurden auf den beschlammten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen höhere, jedoch nicht signifikant erhöhte Schwermetallgehalte von Zink, Kupfer, Cadmium und Blei festgestellt. Die Cd-Gehalte der untersuchten Gewebeprobe der KSn-Flächen lagen im Mittel bei $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS, der Kontrollen bei $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TS. Letztere waren deutlich niedriger als die für akute Toxizität bekannten Gehalte, waren aber auch wesentlich höher als der für Heimtierfutter erlaubte Grenzwert von $0,5 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ TS.

Bei gleicher Dichte an Kleinsäugetieren auf beiden Flächen vor der Beschlammung dürften die Veränderungen eher auf die Trophie als auch direkte schädliche Auswirkungen der Beschlammung zurückzuführen sein. Vermutlich dürften Pflanzenarten, die als Nahrung für pflanzenfressende Kleinsäugetiere dienen, durch die Beschlammung vermindert oder ausgefallen sein. Dies könnte eine Ursache in der verstärkten Beschattung durch schneller wachsende bzw. auf die Beschlammung besser und früher reagierende Arten haben.

Nach WEST et al. (1981) bewirkte die Klärschlammausbringung in 40jährigen *Pseudotsuga menziesii* Beständen nach ein bis zwei Jahren ein deutlich verbessertes Wildtierfutter, das vor allem durch hohe N-Gehalte gekennzeichnet war. Diese Veränderungen sollen daher auch Auswirkungen auf das Verhalten von *Odocoileus hemionus columbianus* mit sich bringen. Letztere wurden mit Sendern ausgestattet und ihre Aktivität und Habitatswahl damit genau untersucht. 40,5 ha von insgesamt 400 ha Waldfläche wurden beschlammt, wobei die gesamte Fläche untersucht wurde.

Deutlich erkennbar war ein tendenziell geringeres Aufsuchen der beschlammten Flächen während der Vegetationszeit, wobei diese Veränderungen in den Monaten Mai bis August hochsignifikant ($p < 0,001$) waren. Dagegen konnte von Herbst bis Spätwinter eine deutliche Bevorzugung der beschlammten Flächen festgestellt werden.

Nach Ansicht der Autoren dürfte die stärkere Verwendung von Kontrollen während der Vegetationszeit durch Geißen vor allem mit der höheren Verfügbarkeit an Kräutern zusammenhängen. Auf den beschlammten Flächen waren einjährige Gräser deutlich konkurrenzstärker als Kräuter. Außerdem wurde festgestellt, daß einjährige Tiere im Sommer von den reichhaltigeren Kontrollen ausgeschlossen wurden, während die Geißen mit ihren Kitzen diese Flächen aufsuchten.

Eine weitere Untersuchung ließ auf der beschlammten Fläche, die von der untersuchten Kontrollfläche ca. 4,2 km entfernt war, eine deutlich höhere Rehwilddichte erkennen. Pro Fläche waren sechs Einzeltiere mit Sendern markiert worden, wobei keines der markierten Tiere auf der anderen Fläche vorkam. Untersuchungen in der Nacht ergaben eine Dichte von 18 Stück Rehwild. km^{-2} auf der KSn-Fäche, während auf der Kontrolle nur sechs Stück Rehwild. km^{-2} gezählt werden konnten.

Die verbesserte Futterqualität auf den KSn-Flächen könnte eine erhöhte Fortpflanzungsrate bewirken, da, wie aus Untersuchungen bekannt ist, die Verfügbarkeit von Stickstoff die Fortpflanzung stark beeinflusst. Nachtzählungen mit Scheinwerfern, die von Dezember bis März durchgeführt worden waren, ergaben auf den beschlammten Flächen eine signifikant ($p < 0,05$) höhere Kitzzahl pro Geiß im Vergleich zu den Kontrollen. Auf den KSn-Flächen wurden pro Geiß 1,7 Kitze und auf den Kontrollen nur 0,9 Kitze gezählt.

9.1.3 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

THIEL et al. (1989) untersuchten nach der Ausbringung eines dioxinhaltigen Klärschlammes der Zellstoff- und Papierindustrie in *Pinus resinosa* Beständen die Auswirkungen auf die

Häufigkeit, die TCDD- und TCDF-Gehalte im Körper sowie mögliche pathologische und histopathologische Veränderungen von *Peromyscus maniculatus*.

Signifikant mehr ($p < 0,05$) Hirschmäuse konnten auf zwei der beschlammten Flächen im Vergleich zu den entsprechenden Kontrollen beobachtet werden. Außerdem wurden auf allen Flächen unter Beihilfe von Fallen signifikant ($p < 0,01$) mehr Hirschmäuse gefangen. Hinsichtlich dem Verhältnis von Jung zu alt zeigte sich, daß dieses unabhängig von der Ind.-KSn-Gabe auf den behandelten und unbehandelten Flächen annähernd gleich war. Demnach war es in den ersten Monaten nach der Beschlammung zu keinen nachteiligen, aber auch zu keinen positiven Auswirkungen gekommen.

Die TCDD-Gehalte, die sich auf den ganzen Körper von *Peromyscus maniculatus* beziehen, lagen im Mittel aus vier Mäusen bei $15,3 \text{ ng.kg}^{-1}$ Körpergewicht (ppt), die TCDF-Gehalte im Mittel aus drei Mäusen bei 7,3 ppt, während in den Mäusen der Kontrollflächen weder TCDD noch TCDF nachgewiesen werden konnte. Um statistische Unterschiede feststellen zu können, wurden die Nachweisgrenzen für TCDD und TCDF für die Mäuse der unbehandelten Flächen verwendet. Dadurch konnte eine signifikante ($p < 0,1$) Erhöhung nur der TCDD-Gehalte in den Mäusen der beschlammten Flächen festgestellt werden.

Der Biokonzentrationsfaktor (BCF), der aus dem TCDD-Gehalt der Hirschmäuse und des Oberbodens (s. Kap. 7.2.5) kalkuliert worden war, ergab für den Pfad Boden-*Peromyscus maniculatus* einen BCF von 1,4 X. Die Autoren vermuteten, daß die Aufnahme von TCDD im Zuge des Abputzens von Bodenpartikeln beiläufig erfolgt.

Untersuchungen in Seveso, wo die TCDD-Gehalte in den obersten 7 cm Mineralboden bei 3500 ppt lagen, ergaben eine mittlere Belastung pro Körpergewicht von 4500 ppt oder einen BCF von ca. 1,3 X. Demnach dürfte eine Körperbelastung, die im Bereich der Bodenbelastung anzusiedeln ist, für Tierarten, die durch eine begrenzte, direkte Aufnahme der chemischen Substanzen charakterisiert sind, in einer mit TCDD stärker kontaminierten Umwelt während des ersten Expositionszeitraumes charakteristisch sein.

Angaben von THALKEN et al. (1983) zufolge dauerte es nur drei Monate bis dioxinfreie Mäuse, die in einer mit TCDD kontaminierten Umwelt ausgesetzt worden waren, dem Gleichgewicht entsprechende Gehalte an TCDD im Körper erreichten. Demnach bestünde die Möglichkeit, daß Elterntiere zum Zeitpunkt der Untersuchung bereits entsprechende Gehalte erreicht hatten.

Da TCDF im Vergleich zu TCDD wesentlich schneller (um das achtfache) abgebaut bzw. aus dem Körper ausgeschieden werden kann, konnte entsprechend den Gehalten für TCDF im Oberboden und in *Peromyscus maniculatus* ein deutlich niedrigerer BCF von 0,07 kalkuliert werden.

Die in *Peromyscus maniculatus* festgestellten TCDD- und TCDF-Gehalte waren deutlich kleiner als die für schwere pathologische und histopathologische Erkrankungen oder Veränderungen in Frage kommenden Gehalte. Entsprechende Untersuchungen an Hirschmäusen der behandelten und unbehandelten Flächen ließen keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Varianten erkennen.

THIEL et al. (1989) untersuchten nach der Ausbringung eines dioxinhaltigen Klärschlammes der Zellstoff- und Papierindustrie in *Pinus resinosa* Beständen die Auswirkungen auf die Vogelarten *Turdus migratorius*, *Parus atricapillus*, *Sitta canadensis* und *Troglodytes aedon*, wobei bei allen Arten auf Grund der erhöhten TCDD-Gehalte im Boden (s. Kap. 7.2.5) und der Nahrung keine signifikanten pathologischen Auswirkungen als Folge der Beschlammung nachgewiesen werden konnten.

Auf den behandelten und unbehandelten Flächen konnten im Zuge von Zählungen, die von Ende Mai bis Anfang Juni durchgeführt worden waren, nur geringfügige Unterschiede in Be-

zug auf die Anzahl der brütenden Vogelarten bzw. die Brutdichte festgestellt werden. Die einzige Ausnahme diesbezüglich stellte *Turdus migratorius* dar, der auf den beschlammten Flächen mit 100 Paaren pro 100 ha im Unterschied zu den Kontrollen mit nur 20 Paaren eine deutlich größere Brutdichte erreichte. Da die Regenwürmer für *Turdus migratorius* eine wichtige Nahrungsquelle darstellen und diese, wie bereits in Kap. 7.3.3 berichtet wurde, auf den beschlammten Flächen stark zugenommen hatten, konnten daher deutlich mehr Vogelpaare während der Nistperiode auf diesen Flächen beobachtet werden.

Da der Höhepunkt der Nistperiode bei *Troglodytes aedon* erst zu einem späteren Zeitpunkt erfolgte, waren anfangs kaum veränderte Verhältnisse als Folge der Beschlammung feststellbar. Letztendlich wurden zweimal so viele Nester auf den beschlammten im Vergleich zu den unbehandelten Flächen gebaut.

Auf den beschlammten Flächen wurden signifikant ($p < 0,05$) mehr Brutkästen und -rampen als auf den Kontrollen verwendet, wodurch auch damit die stärkere Ausnützung der behandelten Flächen durch die Vogelpaare dokumentiert wurde. Während 68 % der errichteten Brutkästen bzw. ein Drittel der Brutrampen auf den beschlammten Flächen benutzt worden waren, wurden auf den unbehandelten Flächen nur 32 % der Brutkästen bzw. keine Brutrampen verwendet.

Bei den Vogelarten *Parus atricapillus*, *Sitta canadensis* und *Troglodytes aedon* konnten keine Unterschiede bezüglich der Anzahl der gelegten Eier festgestellt werden. Während der Schlupferfolg bei *Parus atricapillus* und *Sitta canadensis* auf beiden Flächen unverändert war, konnte bei *Troglodytes aedon* auf den beschlammten Flächen ein signifikant ($p < 0,1$) größerer Schlupferfolg festgestellt werden.

Die Überlebensrate¹⁶⁴ war auf den unbehandelten im Vergleich zu den behandelten Flächen, wo alle Kücken bis zum Flüge werden überlebten, geringfügig niedriger. Möglicherweise war auf den Kontrollen keine ausreichende Nahrung vorhanden, was ein Verhungern der schwächsten Kücken bedeutete.

Turdus migratorius nutzten mit 36 Nestern auf den beschlammten Flächen deutlich mehr Nistplätze als auf den Kontrollen, wo nur drei aktive Nester gefunden werden konnten. In Bezug auf die Anzahl der gelegten Eier konnten keine Unterschiede festgestellt werden. Außerdem waren die Erfolge in Bezug auf das Schlüpfen als auch in Bezug auf das Flüge werden auf den beschlammten Flächen mit 67,9 % deutlich größer als auf den Kontrollen mit 58,3 %.

Eastern bluebirds konnten auf ca. 30 % der Nestrampen der beschlammten Flächen angetroffen werden, während diese auf den Kontrollen nicht nachgewiesen werden konnten. Eastern bluebird nistet normalerweise nicht in bewaldeten Gebieten, dürfte aber auf Grund des deutlich größeren Regenwurmbesatzes angelockt worden sein.

¹⁶⁴ Nicht beinhaltet sind Verluste durch Prädation, d.h. jene Eier oder Kücken, die durch Räuber vernichtet wurden.

9.2 Hygienische Aspekte

9.2.1 Naßschlamm (KSn)

STRAUCH et al. (1981) untersuchten die Überlebensdauer der in einem Naßschlamm mit 10^7 Keimen. ml^{-1} angereicherten Testsalmonelle *Salmonella senftenberg*, der in Säckchen unter der KSn-Schicht ausgebrachten Spulwurmeier *Ascaris suum* und der auf Keimträger im Labor aufgebrachten Salmonellen in verschiedenen Waldbeständen. Im Sommer wurden $100 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$, im Winter $200 \text{ m}^3 \text{ KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ ausgebracht. Die Standorte unterteilten sich in Laub-, Nadel- und Mischwaldbestände mit Böden unterschiedlicher Textur, wie Sand, lehmiger Sand, feinsandiger Lehm oder Ton.

Die Spulwurmeier von *Ascaris suum* überlebten im Winter maximal 78, im Sommer 84 Tage, wobei sie im Winter in dem 80jährigen Fichtenbestand maximal 107 Tage überleben konnten.

Während im Labor unter standardisierten Bedingungen bei $+4 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagerten Salmonellen maximal 270 Tage überlebten, konnte im Sommersversuch eine deutlich längere Überlebenszeit von *Salmonella senftenberg* auf den beschlammten Waldflächen festgestellt werden.

Auf allen beschlammten Flächen konnten noch nach 424 Tagen Salmonellen festgestellt werden, wobei die mittlere Überlebenszeit bei 585 Tagen lag. Die maximale Überlebenszeit mit 820 Tagen wurde in dem 110jährigen Fichten- und Kiefernbestand auf Rohhumus erzielt.

Die auf Keimträgern angetrockneten, oberflächlich ausgebrachten Salmonellen waren mindestens 270 Tage nachweisbar, wobei die Salmonellen durchschnittlich 287 Tage überlebten. Die maximale Überlebenszeit mit 580 Tagen war in dem 130jährigen Buchen- und Eichenbestand bzw. dem 90jährigen Kiefern- und Buchenbestand feststellbar.

Die unter dem Klärschlamm ausgebrachten Salmonellen überlebten mindestens 242 Tage, durchschnittlich jedoch 356 Tage, wobei die maximale Überlebenszeit von 516 Tagen in dem 90jährigen Kiefern- und Buchenbestand und der Fichtenkultur erzielt wurden.

Die Überlebenszeit von *Salmonella senftenberg* war im Winterversuch trotz der doppelten ausgebrachten Klärschlammmenge sowohl unter Freiland- als auch unter Laborbedingungen (Kontrolle) deutlich kürzer. Die Salmonellen konnten im Labor maximal 139 Tage festgestellt werden.

Auf allen beschlammten Flächen waren die Salmonellen mindestens 139 Tage, im Mittel aber 212 Tage nachweisbar. Auf dem 90jährigen Kiefern- und Buchenbestand konnten sie noch nach 350 Tagen festgestellt werden.

Die auf dem Klärschlamm ausgebrachten Keimträger waren mindestens 47 Tage, im Mittel 83 Tage, die unter dem Klärschlamm ausgelegten 73 Tage, im Mittel 88 Tage nachweisbar. Die oberflächlich ausgebrachten Salmonellen überlebten jedoch in dem 90jährigen Kiefern- und Buchenbestand mit maximal 139 Tagen länger als die unter der KSn-Schicht des 130jährigen Buchen- und Eichenbestandes, 110jährigen Fichtenbestandes und der Fichtenkultur ausgelegten Keimträger.

Die längere Überlebensdauer der Salmonellen dürfte beim Sommersversuch auf die für die Anpassung günstigeren Bedingungen, aber auch auf die höheren Temperaturen auf der KSn-Oberfläche von bis zu $+43 \text{ }^\circ\text{C}$, die möglicherweise eine Vermehrung derselben ermöglicht hat, zurückzuführen sein, während die Verhältnisse im Winter, aber auch im Labor deutlich schlechter waren. Die Salmonellen der Keimträger wurden bei beiden Versuchen deutlich früher als im Klärschlamm abgetötet, wobei auch in diesem Fall die Milieubedingungen für die Überlebensdauer ausschlaggebend gewesen sein dürften.

Außerdem zeigte sich, daß die oberflächlich ausgebrachten Keimträger im Sommersversuch von einer längeren Überlebensdauer gekennzeichnet waren, während beim Winterversuch

die Salmonellen der unter der KSn-Schicht gelegenen Keimträger länger überlebten. Beim Sommersversuch dürften die gleichen Ursachen in Bezug auf die Adaption und die Vermehrung wie für die Salmonellen im Klärschlamm gelten. Der Bestand bildete einen zusätzlichen Schutz gegen die UV-Strahlung, sodaß die Lichtintensität insgesamt eher gering war. Die unter der KSn-Schicht auf dem Keimträgern gelegenen Salmonellen dürften dagegen in verstärktem Maße von der Bodenmikroflora angegriffen worden sein.

Beim Winterversuch waren dagegen die äußeren Bedingungen für die obenauf gelegenen Salmonellen deutlich schlechter, während die unter der KSn-Schicht gelegenen Salmonellen davor geschützt waren und die Bodenmikroflora auf Grund der tieferen Temperaturen inaktiv war.

In Bezug auf die behandelten Standorte zeigte sich, daß diejenigen, die unabhängig von der Baum- und Bodenart ein eher geschlossenes Bestandesdach aufwiesen, durch eine längere Überlebenszeit gekennzeichnet waren.

PHILIPP und STRAUCH (1987) untersuchten in einmonatigen Abständen nach der Ausbringung von KSn, der mit der Testsalmonelle *Salmonella senftenberg* angereichert worden war, in einem 55jährigen Kiefernbestand auf Rohhumus-Podsol die Auswirkungen auf die Entwicklung derselben bzw. auf die der Eier des Spulwurmes *Ascaris suum*, die in Seidengazepäckchen vor der Beschlammung auf dem Waldboden ausgelegt worden waren. Die Kontrollen wurden mit keinem Klärschlamm beschickt, erhielten jedoch eine Salmonellensuspension von 1l.m^{-2} .

Die Überlebensdauer von *Salmonella senftenberg* lag im Winterversuch im Mittel aller Varianten bei fünf Monaten und war damit um drei Monate kürzer als im Sommersversuch. Außerdem war die mittlere Überlebenszeit der Salmonellen bei gleicher Ausbringungsmenge auf den mit KSn behandelten Flächen länger als auf den mit KSe beschlammten Flächen.

Die maximale Überlebenszeit der Kontrollen lag im Winterversuch bei sieben Monaten, im Sommersversuch bei 13 Monaten. Die Salmonellen überlebten auf den mit KSn behandelten Flächen im Winterversuch maximal acht Monate, im Sommersversuch maximal elf Monate. Nur eine mit $50\text{ m}^3\text{ KSe.ha}^{-1}$ behandelte Fläche ließ die im Winter ausgebrachten Salmonellen mit elf Monaten deutlich länger überleben.

Die Autoren führten die längere Überlebensdauer der Salmonellen im Sommersversuch auf günstigere Umweltbedingungen und damit bessere Anpassung zurück. Diese ermöglichten die Vermehrung derselben, sodaß die Salmonellen trotz der Dezimierung auf Grund der schlechteren Witterung während des Winters im Frühling noch nachgewiesen werden konnten.

Außerdem konnten in den Proben, speziell in denen des Sommersversuches, die Salmonellenarten *Salmonella typhimurium*, *Salmonella anatum* und *Salmonella infantis*, die vor der Ausbringung des Klärschlammes nicht entdeckt wurden, gefunden werden. Die Autoren vermuteten, daß diese weniger durch sekundäre Kontamination, z.B. durch Vögel, eingebracht worden waren, als daß sie sich erst im Verlauf der Untersuchung vermehrt hatten und dadurch erfaßt worden waren.

Die Eier von *Ascaris suum* überlebten auf den unbehandelten Flächen maximal fünf Monate, wobei deutlich geringere Unterschiede zwischen den Versuchen als im Vergleich zu *Salmonella senftenberg* festgestellt werden konnten. Die Überlebenszeit von *Ascaris suum* war auf den KSn Flächen ähnlich wie die der Kontrollen.

Die Spulwurmeier waren im Winter durch eine längere Lebensfähigkeit als im Sommer gekennzeichnet. Untersuchungen mit Maximumthermometern zeigten, daß diese im Sommer auf der Klärschlammoberfläche bei $+60\text{ }^{\circ}\text{C}$ und in 4 cm Bodentiefe bei $+25\text{ }^{\circ}\text{C}$ lagen, während die Temperaturen im Winter nur kurzfristig gegen den Gefrierpunkt absanken

(STRAUCH et al., 1981; s. oben). Temperaturen um 50 °C bringen die Eier von *Ascaris suum* bereits zum Absterben. Die hohen Temperaturen im Sommer dürften daher zu einer Austrocknung der Spulwurmeier verbunden mit einer maximal möglichen Ausbreitungszeit von drei Monaten, während die feuchten und kühleren Witterungsbedingungen im Winter geringere Probleme verursacht haben dürften.

9.2.1.1 Sicker- und Grundwasser

Bakteriologische Untersuchungen von THOMANN (1984) von Perkolaten unterschiedlich beschlammter Lysimeter Tanks (s. Tab. 37), die infolge mangelnder Niederschläge künstlich bewässert wurden, zeigten, daß die anfängliche Verunreinigung des Perkolates mit *Escherichia coli*, fäkalen *Streptococcus* sowie *Clostridium* nach dem ersten Jahr nicht mehr festzustellen war.

9.2.2 Entwässerter Klärschlamm (KSe)

PHILIPP und STRAUCH (1987) untersuchten nach der Ausbringung eines mit *Salmonella senftenberg* angereicherten Klärschlammes in einem 55jährigen Kiefernbestand auf Rohhumus-Podsol die Auswirkungen auf die Überlebenszeit der Testsalmonelle *Salmonella senftenberg* und die Eier von *Ascaris suum*.

Während die mittlere Überlebenszeit von *Salmonella senftenberg* im Winterversuch bei fünf Monaten lag, lebten die im Sommer ausgebrachten Salmonellen um drei Monate länger. Außerdem war die mittlere Überlebenszeit der Salmonellen bei gleicher Ausbringungsmenge auf den KSe-Flächen deutlich kürzer als auf den KSn-Flächen. Auf Grund der sehr stark streuenden Werte auf den KSe-Flächen konnte kein Zusammenhang zwischen der Überlebensdauer und der Schlammmenge festgestellt werden.

Die maximale Überlebensdauer der auf den Kontrollen ausgebrachten Salmonellen lag im Winter bei sieben Monaten und im Sommer bei 13 Monaten. Während die Salmonellen auf den stark behandelten KSe-Flächen im Sommer sieben Monate und im Winter maximal ein Monat überlebten, lag die Überlebensdauer auf den schwach behandelten KSe-Flächen im Sommer bei einem bzw. elf Monaten und im Winter bei maximal elf Monaten.

Die Eier von *Ascaris suum* überlebten auf den unbehandelten Flächen maximal fünf Monate, wobei die Unterschiede zwischen den Versuchen im Vergleich zu den Salmonellen nicht so gravierend waren. Die Überlebensdauer lag im Sommer auf drei der vier mit KSe behandelten Flächen bei nur einem Monat, im Winter bei maximal fünf Monaten.

EDMONDS (1979) untersuchte nach Beschlämmung die Auswirkungen auf die Überlebensdauer fäkaler Koliformbakterien, ihre Entwicklung im Klärschlamm und in 5 cm Bodentiefe sowie die Einflußfaktoren pH-Wert, Temperatur und Bodenfeuchte. Auf dem Kahlschlag waren 1000 m³ KSe.ha⁻¹ im Winter und 1500 m³ KSe.ha⁻¹ im Sommer und in einem 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand 1500 m³ KSe.ha⁻¹ im Sommer ausgebracht worden.

Auf allen Flächen kam es nach der Ausbringung des KSe zu einem deutlichen Rückgang der Koliformbakterien im Klärschlamm. Im Bestand und auf dem Kahlschlag lebten bei der Winter-Variante nach 75 Tagen bzw. 100 Tagen nur noch ein Prozent der Bakterien. Dagegen sank die Überlebensrate auf dem Kahlschlag bei der Sommer-Variante erst nach 180 Tagen auf 1 % ab. Im Bestand kam es aber im Frühling und Sommer bei günstigeren Witterungsbedingungen noch einmal zu einer deutlichen Zunahme bzw. einer erhöhten Überlebensrate von ca. 5 % nach 225 Tagen. Erst danach kam es zu einer stark reduzierten Überlebensrate von < 1 %.

Die Überlebensrate der Koliformbakterien sank auf der im Winter beschlammten Schlagfläche nach 343 Tagen, auf der im Sommer beschlammten Fläche nach 267 Tagen gegen Null ab, während die Überlebensrate der Bakterien nach 448 Tagen bei > 0,1 % lag und noch nicht gegen Null abgesunken war.

Während die Anzahl der Koliformbakterien im Klärschlamm der beiden Kahlschlagvarianten bei $10^5 \cdot \text{g}^{-1}$ KSe (TS) lag, konnten im KSe der Bestandesvariante anfangs 10^7 Bakterien $\cdot \text{g}^{-1}$ KSe (TS) festgestellt werden. Bei der Winter-Variante sanken die Bakterienzahlen auf dem Kahlschlag in den ersten sechs Monaten von 10^7 auf 10^2 und erreichten nach ca. einem Jahr die natürlichen Hintergrundwerte der Kontrollen. Bei der Sommer-Variante erreichten die Bakterienzahlen auf dem Kahlschlag die Werte der Kontrollen nach neun Monaten. Bei dieser Variante kam es auch in 5 cm Bodentiefe in den ersten zwei bis drei Monaten zu einem steilen Anstieg auf 10^3 Bakterien pro Gramm Boden, wobei die natürlichen Hintergrundwerte zum gleichen Zeitpunkt wie beim KSe erreicht wurden.

Dagegen nahmen die Bakterienzahlen im Bestand stufenweise von 10^7 im August auf 10^5 nach zwei Monaten bzw. nach einem Anstieg auf 10^6 nach sieben Monaten auf 10^3 nach 15 Monaten ab. Die Anzahl der Koliformbakterien stieg in den obersten 5 cm Mineralboden sofort auf 10^4 an und erreichten die natürlichen Hintergrundwerte, zwischen 10 und 0, nach ca. zehn Monaten.

Nach MILLER (1973; in EDMONDS, 1979) hängt das Überleben der Koliformbakterien vor allem vom pH-Wert, der Temperatur und der Feuchtigkeit, ferner von der organischen Substanz und konkurrierenden Mikroorganismen ab. Nach EDMONDS und MAYER (1981) wird das Überleben von Pathogenen auch stark vom UV-Licht beeinflusst.

Der KSe, der durch einen pH-Wert von 7,8-8,0 gekennzeichnet war, bewirkte nach der Ausbringung auf allen drei Flächen kurzfristig einen erhöhten pH-Wert (H_2O), längerfristig jedoch einen deutlichen Rückgang des pH-Wertes auf den beschlammten Böden. Die natürlichen pH-Werte der Kontrollen mit 6,2 wurden bei beiden Kahlschlagvarianten nach ca. einem halben Jahr erreicht. Versauerungsprozesse des KSe bewirkten weiter sinkende pH-Werte im Boden, wobei auf der Kahlschlag-Sommer Variante nach 14 Monaten ein pH-Wert von 5,1 erreicht wurde.

In der Bestandesvariante blieb der pH-Wert mehr als 13 Monate auf > 7,0, da es infolge mangelnder Bodenfeuchte zu keiner Nährstoffauswaschung gekommen war. Der pH-Wert der Kontrolle mit 5,9 wurde nach mehr als 18 Monaten erreicht, wobei die pH-Werte infolge Versauerung weiter absanken.

Die Temperaturen waren in der ausgebrachten Klärschlammschicht im Sommer um einige Grad höher, im Winter um einige Grad niedriger als in 8 cm Bodentiefe (EDMONDS, 1979). Im Sommer lagen die mittleren wöchentlichen Bodentemperaturen bei maximal 25 °C. Im Winter wurden einige Fröste beobachtet, wobei die Temperaturen des Bodens und der KS Schicht in der Bestandesvariante zwischen -2,6 °C und maximal 20,4 °C lagen.

Aus den Untersuchungen konnte jedoch festgestellt werden, daß die Temperaturen nicht tief genug waren, um diese Fäkalbakterien sofort abzutöten. Demnach wurde die Überlebensdauer und -rate sehr stark vom Ausbringungszeitpunkt des Klärschlammes beeinflusst, wobei bei der Sommer-Variante die ausgebrachten Salmonellen auf dem Kahlschlag deutlich länger überlebten als die im Winter ausgebrachten.

9.2.2.1 Sicker- und Grundwasser

EDMONDS (1979) untersuchte nach der Ausbringung von entwässertem Klärschlamm auf einem Kahlschlag und in einem 43jährigen *Pseudotsuga menziesii* Bestand auf nährstoffar-

men und stark durchlässigen Böden die Auswirkungen von fäkalen Koliformbakterien auf das Sicker- und Grundwasser. Die Sickerwasserproben wurden in 180 cm Bodentiefe, die des Grundwassers in einem Brunnen und einer Quelle unterhalb der KSe-Flächen und einer Kontrollquelle geworben.

Während zum Zeitpunkt der Ausbringung im Klärschlamm der Kahlschlagvarianten 10^5 Koliformbakterien pro Gramm KSe (TS) festgestellt wurden, wurden im KSe der Bestandesvariante anfangs 10^7 Bakterien.g⁻¹ KSe (TS) nachgewiesen. Wie bereits erwähnt wurde, war die Anzahl der Koliformbakterien in den Oberböden der beschlammten Flächen von Anfang an deutlich niedriger, wobei die natürlichen Hintergrundwerte je nach Behandlung nach neun bis zwölf Monaten erreicht wurden.

Sechs Monate nach der Ausbringung von $1500 \text{ m}^3 \text{ Kse.ha}^{-1}$ konnten bei der Sommer-Variante auf dem Kahlschlag kurzfristig leicht erhöhte Gehalte an Koliformbakterien festgestellt werden. Pro 100 ml wurden 160 fäkale Koliformbakterien und 370 aller Koliformbakterien gemessen. Mangels Proben konnten keine Analysen im Sickerwasser des beschlammten Bestandes durchgeführt werden, doch wurde vermutet, daß nur wenige Kolibakterien festgestellt worden wären, da ihre Anzahl in den obersten 5 cm Mineralboden ohne Wasserfluß auf 10^0 pro Gramm Boden abgesunken war.

Abgesehen von den nur in geringem Umfang festgestellten fäkalen Koliformbakterien in 180 cm Bodentiefe wurden in den Wasserproben des Brunnens und der Quelle zur gleichen Zeit keine fäkalen Koliformbakterien festgestellt. Einzig im Sommer davor konnten maximal 52 fäkale Koliformbakterien pro 100 ml im Brunnenwasser festgestellt werden. Im Brunnenwasser wurden insgesamt 955 Koliformbakterien pro 100 ml nachgewiesen.

Bakterien sind in Bezug auf ihre Verlagerung im Boden einer großen Streuung unterworfen, wobei manche nur wenige Zentimeter, andere mehr als einen Meter tief verlagert werden können (EDMONDS und MAYER, 1981). Bakterien können im Boden vor allem durch Adsorption an Bodenpartikel oder „mechanical straining“ beseitigt werden. Viren können ebenfalls durch Adsorption im Boden beseitigt werden, wobei diese mit Zunahme der KAK, von Ton und organischer Substanz, gesteigert wird.

9.2.3 Industrieller Klärschlamm (Ind.-KS)

Untersuchungen von GRANT und OLESEN (1984) nach der Ausbringung von $800 \text{ m}^3 \text{ Ind.-KS.n.ha}^{-1}$, der unter anderem mit Abfällen eines Schlachthofes belastet war, in einem 75jährigen *Picea abies* Bestand auf sehr saurem, sandigen Rohhumus-Podsol zeigten, daß Salmonellen bis zweieinhalb Monate nach der Ausbringung auf der beschlammten Waldbodenoberfläche festgestellt werden konnten. Vor der Ausbringung konnten acht verschiedene Salmonellenarten bzw. zwischen 900-1700 Eier von Eingeweidewürmern pro 100 g KSn festgestellt werden. Letztere konnten nach elf Monaten noch in großer Anzahl nachgewiesen werden, wobei auch etliche lebende Larven darunter waren. Übertragungsexperimente derselben auf Ferkel zeigten keine Wirkung.

9.2.4 Gekalkter Klärschlamm

Nach HORNBECK et al. (1979) wurde im Zuge der Klärschlammbehandlung 1 mg Cl.l^{-1} zwecks Geruchsbekämpfung beigegeben. Die Beimischung von Eisenchlorid und die Aufkalkung auf einen pH-Wert > 11 bewirkte eine deutliche Hemmung der meisten Koliformbakterien. Zum Zeitpunkt der Ausbringung konnten in dem gekalkten Klärschlamm in Bezug auf die Frischmasse max. 15 Koliformbakterien pro Gramm festgestellt werden.

Beide Klärschlammgaben, die starke Behandlung mit $1600-1800 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ bzw. die kleine mit ca. $500-1000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, bewirkten in den ersten Monaten nach der Ausbringung eine deutlich höhere Population von > 10000 Koliformbakterien pro Gramm Boden. Die Population sank während dem zweiten Sommer nach der Beschlämmung wieder auf ihr natürliches Niveau von im Mittel 10 Bakterien pro Gramm Boden ab. Nach Angabe der Autoren könnte dieser kurzfristige Anstieg auf eine mögliche chemische oder physikalische Stimulans der autochtonen Population auf Grund der KSe-Gaben zurückzuführen sein.

9.3 Zusammenfassung der wildökologischen und hygienischen Auswirkungen

9.3.1 Wildökologie

9.3.1.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Im Zusammenhang mit wildökologischen Fragestellungen wurden bis jetzt die Auswirkungen von Naßschlamm im Wald untersucht. Daneben finden sich in der Literatur noch vereinzelt Untersuchungen mit Abwässern und mit industriellem Klärschlamm.

Folgende Tierarten bzw. Tiergruppen wurden im Zuge von Naßschlammausbringungen genauer untersucht:

- Schalenwild; im speziellen *Cervus elaphus* und *Odocoileus virginianus* bzw. *Odocoileus hemionus columbianus*.
- Kleinsäuger; im speziellen *Peromyscus maniculatus*, *Tamias striatus*, *Citellus tridecemlineatus*
- Vögel; *Dumetella carolinensis*, *Hylocichla mustelina*; *Melospiza melodia*, *Passerina cyanea*, *Pipilo erythrophthalmus*, *Seiurus aurocapillus*, *Hylocichla mustelina*, *Turdus migratorius*, *Parus atricapillus*, *Sitta canadensis* und *Troglodytes aedon*.

9.3.1.2 Auswirkungen von Naßschlamm auf Schalenwild

Für alle, ausschließlich amerikanischen Untersuchungen gilt, daß die Auswirkungen einer Naßschlammausbringung im Wald auf das Schalenwild stark mit den Effekten auf die Vegetation, insbesondere die Stimulanz sowie die Futterqualität, mit der Ausbringungsmenge und den darin enthaltenen Nährstofffrachten zusammenhängen.

Generell wurde die Nahrungsqualität der Kraut- und Strauchschicht sowie der verjüngten Baumarten stark verbessert. Diese Verbesserung war an den erhöhten Rohproteingehalten in den Blättern, Nadeln und Gräsern deutlich erkennbar.

In der Folge war auf den beschlammten Flächen ein deutlich stärkeres Grasens zu beobachten. Frische, nährstoffreiche Gräser, wie z.B. *Lolium multiflorum*, wurden bevorzugt. Wie analysierte Kotproben ergaben, war der Anteil von Gräsern am Gesamtverbrauch eines Jahres daher stark steigend, mit einem zeitlichen Schwerpunkt von Herbst bis Frühjahr.

Bezogen auf den Jahresverbrauch nahm der Verbrauch an Kräutern wie z.B. *Epilobium augustifolium* oder *Ranunculus occidentalis* ab. Ein sinkender Verbrauch an krautigen, verholzten Pflanzen konnte auf den beschlammten Flächen im Vergleich zu den Kontrollen nachgewiesen werden. Bei einzelnen Arten wie *Rubus vitifolius*, *Vaccinium parviflorum* oder *Gaultheria shallon*, sank der Verbrauch sogar signifikant. Der Verbiß von jungen Forstpflanzen wie *Pseudotsuga menziesii* oder *Tsuga heterophylla* nahm im Februar auf Grund des verstärkten Angebots an nährstoffreicheren Gräser ab.

Die durch die erhöhten Rohproteingehalte verbesserte Futterqualität bewirkte auf den beschlammten Flächen eine deutlich höhere Fortpflanzungsrate der Geißen. Im Spätwinter, einer Zeit mit geringer Verfügbarkeit an Futter, erhöhte die verbesserte Qualität der Gräser durch den höheren Verbrauch die Überlebenschancen des Wildes. Weiters wurde eine verbesserte Überlebensrate der Kitze festgestellt.

Die Geißen der Kontrollflächen verließen nicht ihre natürlichen Streifgebiete und gelangten auf keine beschlammten Flächen. Dagegen durchstreiften Geißen der beschlammten Flächen auch unbehandelte Flächen, waren sogar gemessen am Gesamtverbrauch nur in ge-

ringem Ausmaß auf den beschlammten Flächen anzutreffen. Diese wurden allerdings vor allem in der kalten Jahreszeit, im Herbst und Frühwinter aufgesucht.

Auf mit Naßschlamm behandelten Flächen konnte ein signifikant erhöhter Verbiß von Heistern von *Populus grandidentata* und *P. tremuloides* durch *Cervus elaphus* durch Umreißen und Knicken, um an das frische, saftige und nährstoffreiche Laub zu gelangen, festgestellt werden. Die dabei verursachten offenen Verletzungen an den Pappeln stellten eine verstärkte Prädisposition für pathogene Pilze dar.

Verbißstudien mit eingezäunten und frei zugänglichen Flächen ergaben auf den behandelten und eingezäunten Flächen im Unterschied zu den beschlammten, offenen Flächen deutlich höhere Stammzahlen von *Populus grandidentata* und *P. tremuloides* in der Vertikalschicht 0,5–2,0 m bzw. > 2 m. Auch die Krautvegetation zeigte auf den beschlammten, aber eingezäunten Flächen in der Vertikalschicht 0,5–2,0 m einen deutlich stärkeren Bewuchs. *Cervus elaphus* und *Odocoileus virginianus* ließen auf den frei zugänglichen Flächen kein Einwachsen der beiden Pappelarten in die Vertikalschicht < 2,0 m zu.

Amerikanische Untersuchungen im Zusammenhang mit der Kontamination des Rehwildes durch Schwermetalle ließen je nach Schwermetallart unterschiedlich hohe Konzentrationen in den einzelnen Organen bzw. Gewebearten der untersuchten Tiere erkennen. Die Schwermetallgehalte waren in den Organen der untersuchten Tiere höher als die von Tieren aus unbehandelten Gebieten. Sie waren jedoch deutlich niedriger als die, die in Laborversuchen für Versuchstiere toxisch waren.

9.3.1.3 Auswirkungen von kommunalem und industriellem Naßschlamm sowie Abwasser auf Kleinsäuger

Die Ausbringung von Klärschlamm führte in Aufforstungen zumeist zu einer starken Vergrasung, die in der Folge für Kleinsäuger, z.B. diverse Nagetiere, hervorragende Habitat- und Nahrungsbedingungen boten. In der Folge kam es zu einem explosionsartigen Anstieg der Populationen. Diese konnten durch verstärktes Ringeln oder Wurzelverbiß den Ausfall ganzer Aufforstungen verursachen.

Auf beschlammten Flächen konnten in den Organen und Geweben von Kleinsäufern wie z.B. *Peromyscus maniculatus*, *Tamias striatus* oder *Citellus tridecemlineatus* keine erhöhten Schwermetallgehalte nachgewiesen werden.

Einer amerikanischen Untersuchung mit TCDD/F-belastetem, industriellem Klärschlamm zufolge konnten signifikant erhöhte TCDD/F-Gehalte im Körper von *Peromyscus maniculatus* nachgewiesen werden. Die Aufnahme von organischen Verbindungen dürfte in erster Linie über Bodenpartikel erfolgen. Die Konzentrationen waren aber zu niedrig, um schwere pathologische und histopathologische Erkrankungen und Veränderungen an *Peromyscus maniculatus* zu verursachen.

9.3.1.4 Auswirkungen von Abwasser und industriellem Klärschlamm auf Waldvögel

Die Untersuchungen ließen keine einheitlichen Auswirkungen auf Waldvögel, z.B. sinkende oder steigende Diversität, erkennen. Teilweise konnten mehr brütende Vogelpaare und eine größere Anzahl und Artendiversität trotz des Verschwindens mancher Vogelarten festgestellt werden. Die Auswirkungen waren auf Änderungen des Habitats sowie der Nahrung zurückzuführen.

Die Untersuchungsergebnisse ließen große Zusammenhänge zwischen den Auswirkungen auf die Vogelarten und den durch die Behandlung bedingten Habitatänderungen erkennen. Die vertikale Struktur des behandelten Bestandes, d.h. das Vorhandensein von Sträuchern und oder das Fehlen krautiger Vegetation, kann für das Nisten oder die Brutpflege mancher Vogelarten von enormer Bedeutung sein. Die Behandlung solcher Bestände führte durch das zu-

meist stark stimulierte Wachstum der Krautschicht zu verstärkten strukturellen Veränderungen in der Unterschicht, z.B. zu stärkerem Einwachsen der Krautschicht in die Strauchschicht.

Amerikanischen Untersuchungen zufolge führte das verstärkte Wachstum der behandelten Krautschicht zum Ausfall von *Seiurus aurocapillus*, einer Art, die zum Nisten und Brüten einen spärlich bewachsenen Waldboden benötigt. In einer anderen amerikanischen Studie zeigte sich, daß der verstärkte Ausfall der Strauchschicht durch Eisanhang im Zuge der Verregnung die Nist- und Brutplätze für *Hylocichla mustelinina* stark verminderte.

Neben den strukturellen Veränderungen konnte die Behandlung oder Verregnung von Waldbeständen durch die Zufuhr von Nährstoffen das Vorkommen mancher Bodentiere (s. oben), z. B. Würmer, stark fördern, die wiederum eine wichtige Nahrungsquelle für manche Vogelarten waren. Diese Veränderungen der Nahrungshäufigkeit als Folge der Behandlung konnten das verstärkte Vorkommen von Vogelarten bewirken. Mehr Nahrung führte zu mehr Vogelpaaren während der Nistperiode. Mehr Nahrung steigerte die Fortpflanzungsrate. Zusätzlich konnte durch die größere Nahrungshäufigkeit in behandelten Beständen das verstärkte Vorkommen von normalerweise waldfremden Vogelarten beobachtet werden.

9.3.1.5 Forschungsbedarf

Als Voraussetzung für die Bestimmung entsprechender Veränderungen einer Behandlung, z.B. bei der Vogeldiversität, sind entsprechende Vorerhebungen vor der Ausbringung des Klärschlammes oder des Abwassers notwendig. Zudem fällt auf, daß die Untersuchungen kurzfristiger Natur sind. Keine Untersuchungen liegen im Zusammenhang mit Komposten vor.

Wichtig wäre es daher, die Dynamik von Wildtieren langfristig zu überwachen. Vor allem die im Kap. 7.3 untersuchten Tierarten können für Wildtiere eine wichtige Nahrungsquelle darstellen. Die Kontamination der Nahrung durch organische und anorganische Schadstoffe in Form von unzersetzten oder mineralisierten Klärschlamm- und Kompostteilen könnte eine erhebliche Belastung für Wildtiere darstellen. Zudem lassen langfristige bodenchemische Untersuchungen ein Absinken der pH-Werte, auch unter die Kontrollen, erkennen, sodaß Schwermetalle unter Umständen leichter verfügbar sein könnten.

Folgende Forschungsschwerpunkte sollten bei zukünftigen wildökologischen Studien im Zusammenhang mit Klärschlamm verstärkt erfaßt werden:

- Langfristiges Monitoring der Nahrung (pflanzliches Futter und niedere trophische Ebenen) in Hinblick auf anorganische und organische Schadstoffe.
- Untersuchungen zur Akkumulation von organischen und anorganischen Schadstoffen in Nahrungsketten nach der Ausbringung von organischen Schadstoffen
- Auswirkungen auf Wildbret
- Auswirkungen auf innerartliche und zwischenartliche Beziehungen

Die unten angeführten Klärschlamm- und Kompostarten wurden bis dato noch nicht untersucht und müssen daher vor einer möglichen zukünftigen Verwertung auf negative Auswirkungen auf das Wild genau geprüft werden:

- Entwässerter Klärschlamm
- Klärschlammkompost
- Müklärschlammkompost
- Getrockneter Klärschlamm bzw. Klärschlammgranulat
- Spezielle Klärschlämme und Mischungen
- Bio-, Müll- und industrielle Komposte

9.3.1.6 Überlegungen zur Verwertung von Naßschlamm unter Berücksichtigung der Wildökologie

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Infolge der zum Teil schlecht dokumentierten Klärschlammengen und unterschiedlichen Untersuchungsschwerpunkte sind Mengen für eine unbedenkliche Klärschlammfracht nicht bekannt.

In Anbetracht der Rehwild- und Verbißproblematik in Österreich sollte berücksichtigt werden, daß eine zu hohe Stickstofffracht im Klärschlamm erhöhte Rohproteingehalte und damit eine verbesserte Nährstoffversorgung verursachen könnte. Im Sommer könnte dies zu verstärktem Verbiß von jungen Forstpflanzen führen. Auch wenn die wenigen Untersuchungen möglicherweise auf eine geringe Gefährdung durch erhöhte Schwermetallgehalte in den Organen von Wildtieren hindeuten, so ist es doch ratsam, sofern Klärschlamm ausgebracht werden sollte, eher geringbelastete Schlämme zu verwenden.

9.3.2 Hygienische Aspekte

9.3.2.1 Bisherige Untersuchungsschwerpunkte

Untersuchungen im Zusammenhang mit hygienischen Aspekten liegen vor allem mit unbehandelten, hoch pathogenen und fäulnisfähigen Abwässern, Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm vor.

Folgende Pathogene können üblicherweise im unbehandelten Klärschlamm angetroffen werden und wurden untersucht:

- Bakterien wie z.B. *Salmonella* spp., *Shigella* spp.
- Protozoen wie z.B. *Entamoeba histolytica*
- Helminthische Parasiten wie z.B. *Ascaris lumbricoides*, *Taenia saginata*, *Trichuris trichiura*, *Ancylostoma duodenale* oder *Necator americanus*.
- Viren wie z.B. *Hepatitis A-virus*, *Non-A; non-B hepatitis*, *Poliovirus*, *Coxsackievirus* usw.

9.3.2.2 Hygienische Auswirkungen von Naßschlamm und entwässertem Klärschlamm

Die Überlebensdauer der Salmonellenart *Salmonella senftenberg* war bei Ausbringung des Klärschlammes im Sommer deutlich länger als bei Ausbringung des Klärschlammes im Winter. Die günstigeren Temperaturen und Milieubedingungen im Sommer waren die Ursache für das verstärkte Anwachsen der Population. Diese Bedingungen waren speziell in den ersten Monaten nach der Ausbringung des Klärschlammes für die Zunahme fördernd.

Günstige Milieubedingungen können bei Ausbringung im Sommer in den ersten Monaten die Vermehrung von *Salmonella anatum* oder *Salmonella infantis* fördern, obwohl dieselben vor der Ausbringung im Klärschlamm nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

Geschlossene Bestände förderten die Überlebensdauer der Salmonellen, da das für die Erreger schädliche UV-Licht durch das Kronendach stark gefiltert wird. Eine Alkalisierung der Auflage durch den Klärschlamm, erkennbar an den kurzfristig höheren pH-Werten, dürfte das Überleben der Salmonellen in der KS-Auflagehumus-Schicht fördern.

9.3.2.3 Überlegungen zur Verwertung von Klärschlamm unter Berücksichtigung hygienischer Aspekte

Die nachfolgenden Aspekte zur Verwertung von Naßschlamm im Wald müssen auf Grund des generell hohen Forschungsbedarfs als vorläufig betrachtet werden. Weiters gelten diese Überlegungen nur in Anbetracht einer vorangegangenen Prüfung der Schad- und Nährstoffzusammensetzung sowie der hygienischen Unbedenklichkeit des im Wald zu verwertenden Naßschlammes, nach eingehender Prüfung des Standorts bezüglich einer Notwendigkeit für die Walddüngung sowie sämtlicher rechtlicher Aspekte, die einem derartigen Vorhaben entgegenstehen könnten. Eine Verwertung von Naßschlamm im Wald zum Zweck der Entsorgung ist unbeschadet der rechtlichen Vorschriften generell abzulehnen. Die Überlegungen und Aspekte in dieser Studie sind in Hinblick auf die Möglichkeit einer Substitution eines Einsatzes synthetischer Düngemittel im Wald durch Naßschlamm zu verstehen.

Grundsätzlich sind in Österreich Verfahren zur Hygienisierung von Naßschlamm per Gesetz verordnet. Klärschlämme, die mit den in Kap. 2.2.8 beschriebenen Verfahren thermisch oder chemisch behandelt wurden, können als seuchenhygienisch unbedenklich bezeichnet werden, sodaß keine Gefährdung für Mensch und Tier gegeben ist. Derartige Schlämme wurden entweder kompostiert, aufgekalkt oder pasteurisiert.

Allerdings lassen internationale Untersuchungen deutlich erkennen, daß in behandelten, kommunalen, nassen oder entwässerten Klärschlämmen trotz diverser Behandlungsschritte wie Eindickung, Stabilisierung, Konditionierung und Entwässerung noch pathogene Erreger in der Klärschlamm-Auflagehumus-Schicht festgestellt wurden. Deren Populationen können unter Berücksichtigung der oben dargestellten Auswirkungen zumindestens in den ersten Monaten nach der Beschlämmung noch ansteigen.

Trotz dieser notwendigen Behandlungsschritte besteht daher die Möglichkeit, daß diese Klärschlämme nicht 100 %ig pathogenfrei sind, also noch Restkonzentrationen von Krankheitserregern enthalten könnten. Diese Pathogene könnten, wie die zuvor dargestellten Untersuchungen zeigten, noch einmal für mehrere Monate stark ansteigen. Wenngleich aus amerikanischen und kanadischen Untersuchungen kein Fall einer Erkrankung bekannt ist, sollten chemisch oder thermisch nicht behandelte Schlämme als seuchenhygienisch nicht einwandfrei bezeichnet werden. Zusätzlich zeichnen sich diese Schlämme durch störende Gerüche aus.

Trotz dieser notwendigen Behandlungsschritte besteht die Möglichkeit, daß der Klärschlamm nicht 100 % pathogenfrei ist. Es wäre daher vorsorglich notwendig, Einschränkungen für die Betretung des Waldes zu erlassen, um die Gesundheit von Mensch und Tier nicht zu gefährden. Derartige Gebote wurden beispielsweise in den USA, Neuseeland oder Dänemark erlassen.

Störende Geruchsbelästigungen, die auf fäulnisfähige Substanzen im Klärschlamm zurückzuführen sind, können ebenfalls thermisch durch hohe Temperaturen (Pasteurisierung, Kompostierung) oder chemisch (Kalken) beseitigt werden. Da im U.S. Bundesstaat Washington im Wald nasse und / oder entwässerte Klärschlämme ohne chemische und / oder thermische Hygienisierung ausgebracht werden, stellen die Geruchsemissionen im Wald, ih-

re Ausbreitung und Beseitigung sowie die standörtlichen und lokalklimatischen Aspekte einen Forschungsschwerpunkt der University of Washington dar. Kompostierte Klärschlämme, die unbedenklich wären, werden derzeit nur in der Landwirtschaft verwertet.

10 VERWENDUNG VON NAßSCHLAMM ALS ORGANISCHES BODENHILFSMITTEL IM WALD

Entsprechend den Anleitungen zur Walddüngung (BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT, 1995) ist das Ziel einer Walddüngung, die Sanierung von geschädigten Wäldern bzw. die Schaffung eines optimalen Standortpotentials mit standortsangepaßter Nährstoffversorgung von degradierten Waldböden. Langdauernde Streunutzung, Waldweide, Erosion durch Übernutzung, die Umwandlung von Laub- und Laubmischwäldern in Nadelholzmonokulturen, z.B. Fichte oder Kiefer, anthropogene Schadstoffeinflüsse usw. können das Standortspotential von Waldökosystemen, speziell den Nährstoffhaushalt im Boden, schwer in Mitleidenchaft ziehen.

Die Auswirkungen dieser Einflüsse betreffen z.B. die Podsolierung von Böden verbunden mit Nährstoffverlusten, die sich bei langdauernder Wirkung tiefgründig auswirken kann, oder Verluste an organischer Substanz. Weiters kann es zu Strukturverschlechterungen, Bildung von ungünstigen Humusformen, Verschlechterungen des Wasser- und Lufthaushaltes im Boden, verschlechterten Wachstumsbedingungen für die Baumarten und verstärkte Disposition letzterer für Pilze und Schadinsekten kommen. Zuletzt sollte nicht vergessen werden, daß degradierte Waldstandorte die anderen funktionellen Leistungen des Waldes wie die Schutzfunktion, Wohlfahrtsfunktion und Erholungsfunktion stark beeinträchtigt, schlecht oder gar nicht erfüllen können.

Das BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) hat für die Waldbodensanierung Düngungsempfehlungen erstellt, wobei unter anderem auch organische Bodenhilfsmittel zum Einsatz kommen können. In diesem Zusammenhang muß noch einmal auf die Tatsache aufmerksam gemacht werden, daß die Ablagerung von Klärschlamm im Wald in Österreich grundsätzlich verboten ist (BGBl. Nr. 440/1975 idF. BGBl. Nr. 576/1987).

Die nachfolgenden Bilanzierungen stellen daher lediglich Überlegungen dar, wieviel Nähr- und Schadstoffe mit einer Klärschlammfracht entsprechend den Düngungsempfehlungen ausgebracht werden würden, und wie die Nährstoffverhältnisse im Vergleich zur Düngungsempfehlung beschaffen wären. Letztlich werden noch die theoretisch möglichen Aufstockungen an anorganischen und organischen Schadstoffen nach erfolgter Beschlammung von Mull- und Rohhumus bzw. verschiedenen Böden errechnet, bei einer theoretischen Annahme, daß die gesamte Fracht an anorganischen und organischen Schadstoffen nach zehn Jahren im obersten Mineralboden landen würde.

10.1 Vergleich von KSN-Mengen mit Düngungsmengen entsprechend den Düngungsempfehlungen

Naßschlamm zeichnet sich durch eine hohe Fracht an organischer Substanz und Stickstoff aus. Je nach Behandlung können noch hohe Mengen an Phosphor und Calcium im Klärschlamm enthalten sein. Da Kalium und Magnesium zumeist nur unzureichend und in Spuren vorhanden sind, könnte die Ausbringung von Klärschlamm bei stark versauerten und an basischen Kationen verarmten Böden unter Umständen problematisch sein. Zu große Klärschlammengen könnten durch die NO_3^- -Freisetzung weitere Nährstoffverluste bewirken. Die Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm müßten deshalb vor einer Verwertung im Wald mit zusätzlichen basischen Nährstoffgaben behoben werden. Außerdem können je nach Herkunft des Klärschlammes und je nach Abwasserreinigung hohe Frachten an organischen und anorganischen Schadstoffen im Klärschlamm enthalten sein.

Die Verwendung von Naßschlamm im Wald könnte andererseits die darin gebundenen Nährstoffe nutzbar machen und eventuell zur Sanierung von geschädigten Waldstandorten

und zur Umwandlung standortswidriger Bestände beitragen. Des weiteren könnten Naßschlamm und mögliche Derivate ein beschleunigtes Aufkommen der Vegetation, die zur Sicherung von Böschungen, Schipisten usw. von Nöten ist, ermöglichen und in verschiedenen Spezialanwendungen, wie z.B. Neuaufforstungen, Christbaumkulturen und Forstgärten verwendet werden.

Als Basis für die Berechnungen wurden die aktuellen österreichischen Klärschlammdata des UMWELTBUNDESAMTES (1995) verwendet, wobei getrennt nach Element jeweils die maximale, minimale und durchschnittliche (Median) Konzentration pro Element verwendet wurde. Diese Daten beziehen sich auf Klärschlämme von 17 verschiedenen kommunalen Kläranlagen in Österreich, wobei Kläranlagen mit ländlich geprägtem Einzugsgebiet, Kläranlagen in Städten bzw. in Industriegebieten sowie Kläranlagen in Fremdenverkehrsgebieten beprobt worden waren. Allen untersuchten Proben stammen von kommunalen Kläranlagen mit einer Plangröße > 30000 EGW, sind Faulschlämme in verschiedenen Bearbeitungsstadien, wurden nicht chemisch stabilisiert, z.B. durch Kalkzugabe, und wurden zwischen November 1994 und März 1995 beprobt. Dieser Untersuchungszeitraum läßt auf Grund der kalten Jahreszeit eine verminderte biologische Aktivität und damit keine optimalen Betriebsbedingungen erwarten.

Als Vergleich wurden entsprechend den Düngungsrichtlinien für Wald des BM f. LAND- und FORSTWIRTSCHAFT (1995) folgende Düngemittel und Düngungsmengen ausgewählt.

- 400 kg.ha⁻¹, ein 26–28 %iger Stickstoffdünger
- 100 kg.ha⁻¹ NPK-Düngung (100 kg P₂O₅; 100 kg K₂O)
- 100 kg.ha⁻¹ MgO-Gabe, die sich bei Meliorationsdüngungen bewährt hat.

Diese Düngergaben wurden auf ihre reinen Elementmengen umgerechnet. Folglich stellen die folgenden Elementmengen die Basis für die weiteren Kalkulationen dar: 104 kg N.ha⁻¹, 43,6 kg P.ha⁻¹, 83 kg K.ha⁻¹ und 60,3 kg Mg.ha⁻¹.

Durch Umrechnung der N-, P-, K- und Mg-Gehalte, die prozentuell an der gesamten Trockensubstanz im KS beteiligt sind, auf die entsprechende Düngermenge wurden die erforderlichen Ausbringungsmengen an Naßschlamm ermittelt. Diese wurden in der Folge mit den maximalen, minimalen und durchschnittlichen Gehalten der jeweils anderen Nähr- und Schadstoffe der österreichischen Klärschlämme (UMWELTBUNDESAMT, 1995) multipliziert, um die Bandbreite der möglichen maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Stofffrachten durch eine der Düngungsempfehlung entsprechende jeweilige Nährelementausbringung mittels Klärschlamm zu erfassen.

Besonders auffallend sind die stark schwankenden, unausgeglichenen Nährstoffmengen im Klärschlamm (s. Tab. 56). Die Erkenntnis, daß Kalium und Magnesium nur in Spuren vorhanden sind, wird bei den Frachten im Klärschlamm besonders deutlich. Zusätzlich sollte bedacht werden, daß die Elemente im Klärschlamm überwiegend organisch gebunden und folglich nicht sofort bzw. nur begrenzt verfügbar sind.

Die Überlegung, wie eine auf die NPK-Düngung bezogene Klärschlammmenge bei Berücksichtigung der jeweiligen K- oder Mg-Konzentration im Klärschlamm aussehen könnte, verschärft die Nährstoffsituation in den Klärschlämmen. Diese Umrechnungen würden im ungünstigsten Fall eine enorme N-Fracht von mehreren tausend Kilogramm ergeben. Derartige N-Mengen würden auf Grund der Nährstoffungleichgewichte im Klärschlamm bei der Melioration von stark versauerten, vor allem an Kalium und Magnesium verarmten Waldstandorten die oben beschriebenen ökologisch negativen Folgen verursachen. Zusätzlich müssen bei derartigen Überlegungen auch die in Mitteleuropa hohen atmosphärischen N-Einträge berücksichtigt werden. Letztere würden daher gemeinsam mit (stark) überhöhten N-Frachten im Klärschlamm die Standorte eutrophieren. Da die Waldbestände derartige Mengen nicht sofort aufnehmen können, würden in der Folge enorme Versauerungsschübe im Boden

ausgelöst werden. Gleichzeitig wird die Nitrifikation und damit die Auswaschung von Nitrat gemeinsam mit den basischen Kationen stark angekurbelt werden. D.h., solche Mangelstandorte werden, anstatt nachhaltig verbessert zu werden, noch stärker degradiert.

Umgekehrt könnte eine auf die NPK-Düngung bezogene Naßschlammmenge bei Berücksichtigung der N- und P-Konzentrationen zu einer unausgewogenen Nachlieferung mit den basischen Kationen Kalium und Magnesium führen (s. Tab. 56).

Tab. 56: Nährstofffrachten im Klärschlamm (KSn): Die einzelnen erforderlichen Klärschlammfrachten und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha⁻¹-N-Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha⁻¹-P₂O₅- bzw. K₂O-Düngung (beide sind Teil einer NPK-Düngung) sowie eine 100 kg.ha⁻¹-MgO-Düngung. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Angaben des BM f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die jeweiligen bestimmenden Elemente wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation dienen. Die KS- und Elementmengen wurden auf Basis österreichischer Klärschlammfrachten (UMWELTBUNDESAMT, 1995) errechnet.

	KS_Fracht kg/ha	N _{ges} kg.ha ⁻¹	NH ₄ -N kg.ha ⁻¹	NO ₃ -N kg.ha ⁻¹	P kg.ha ⁻¹	Ca kg.ha ⁻¹	Mg kg.ha ⁻¹	K kg.ha ⁻¹	Na kg.ha ⁻¹	Fe kg.ha ⁻¹	Mn kg.ha ⁻¹
Bezug: 400 kg.ha ⁻¹ als 26%iger N-Dünger											
Maximum	3432,3				117,0	342,5	63,5	39,5	20,6	271,2	2,13
Minimum	1100,5				20,5	40,3	6,8	1,8	0,8	3,9	0,09
Median	2407,4				66,4	129,5	24,6	7,7	5,5	28,9	0,75
Bezug: 100 kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹											
Maximum	2344,1	221,5	96,8	0,0110		233,9	43,4	27,0	14,1	185,2	1,45
Minimum	1278,6	38,7	5,9	0,0002		46,8	7,9	2,0	0,9	4,5	0,10
Median	1579,7	68,2	19,7	0,0016		85,0	16,1	5,1	3,6	19,0	0,49
Bezug: 100 kg K ₂ O.ha ⁻¹											
Maximum	51875,0	4902,2	2142,4	0,2428	1768,9	5177,1	959,7		311,3	4098,1	32,16
Minimum	7217,4	218,7	33,2	0,0011	134,2	264,2	44,7		5,1	25,3	0,58
Median	25937,5	1120,5	324,2	0,0262	715,9	1395,4	264,6		59,7	311,3	8,04
Bezug: 100 kg MgO.ha ⁻¹											
Maximum	9725,8	919,1	401,7	0,0455	331,6	970,6		111,8	58,4	768,3	6,03
Minimum	3259,5	98,8	15,0	0,0005	60,6	119,3		5,2	2,3	11,4	0,26
Median	5911,8	255,4	73,9	0,0060	163,2	318,1		18,9	13,6	70,9	1,83

Tab. 57: Frachten verschiedener Metalle im Klärschlamm (KSn). Die einzelnen erforderlichen Klärschlammfrachten und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg ha⁻¹-N-Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg ha⁻¹-P₂O₅ bzw. K₂O-Düngung (beide sind Teil einer NPK-Düngung) sowie eine 100 kg ha⁻¹-MgO-Düngung. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Angaben des BM f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die jeweiligen bestimmenden Elemente wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation dienen. Die KS- und Elementmengen wurden auf Basis österreichischer Klärschlammfrachten (UMWELTBUNDESAMT, 1995) errechnet.

KS-Fracht kg/ha	Al kg ha ⁻¹	Zn kg ha ⁻¹	Cu kg ha ⁻¹	Cd g ha ⁻¹	Cr g ha ⁻¹	Ni g ha ⁻¹	Pb g ha ⁻¹	Hg g ha ⁻¹	B g ha ⁻¹	Mo g ha ⁻¹	Co g ha ⁻¹	Se g ha ⁻¹	As g ha ⁻¹	Be g ha ⁻¹
Bezug: 400 kg ha ⁻¹ als 26%iger N-Dünger														
Maximum	3432,3	5,8	1,9	11,7	446,2	322,6	995,4	164,8	446,2	61,4	46,3	15,4	49,4	1,0
Minimum	1100,5	0,8	0,2	0,2	27,5	15,4	44,0	1,1	30,8	3,3	2,4	0,6	1,4	0,2
Median	2407,4	51,0	2,4	0,5	2,2	127,6	240,7	4,8	89,1	12,5	13,5	4,6	9,9	0,5
Bezug: 100 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹														
Maximum	2344,1	179,8	4,0	1,3	8,0	304,7	679,8	112,5	304,7	42,0	31,6	10,5	33,8	0,7
Minimum	1278,6	14,2	0,9	0,2	0,3	32,0	51,1	1,3	35,8	3,8	2,8	0,6	1,7	0,3
Median	1579,7	33,5	1,6	0,3	1,4	83,7	158,0	3,2	58,4	8,2	8,8	3,0	6,5	0,3
Bezug: 100 kg K ₂ O ha ⁻¹														
Maximum	51875,0	3978,8	88,2	28,0	176,4	6743,8	4876,3	15043,8	6743,8	928,6	700,3	233,4	747,0	15,6
Minimum	7217,4	80,1	5,1	1,2	1,4	180,4	101,0	288,7	202,1	21,7	15,9	3,6	9,4	1,4
Median	25937,5	549,9	25,9	5,4	23,3	1374,7	855,9	2593,8	959,7	134,9	145,3	49,3	106,3	5,2
Bezug: 100 kg MgO ha ⁻¹														
Maximum	9725,8	746,0	16,5	5,3	33,1	1264,4	914,2	2820,5	1264,4	174,1	131,3	43,8	140,1	2,9
Minimum	3259,5	36,2	2,3	0,6	0,7	81,5	45,6	130,4	91,3	9,8	7,2	1,6	4,2	0,7
Median	5911,8	125,3	5,9	1,2	5,3	313,3	195,1	591,2	218,7	30,7	33,1	11,2	24,2	1,2

Tab. 58: Frachten organischer Schadstoffe im Klärschlamm (AOX; Summe der Kohlenwasserstoffe; LAS; Pentachlorphenol; Hexachlorbenzol; Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180; Summe der PCDD und PCDF-Verbindungen sowie TEQ). Die erforderlichen Klärschlammfrachten und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg ha⁻¹-Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg ha⁻¹-P₂O₅- bzw. K₂O-Düngung (beide sind Teil einer NPK-Düngung) sowie eine 100 kg ha⁻¹-MgO-Düngung. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Angaben des BM f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die jeweiligen bestimmenden Elemente wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation dienten. Die KS- und Elementmengen wurden auf Basis österreichischer Klärschlammfrachten (UMWELTBUNDESAMT, 1995) errechnet.

	KS-Fracht kg/ha	AOX kg ha ⁻¹	Su_KW kg ha ⁻¹	LAS kg ha ⁻¹	PCP g ha ⁻¹	HCB g ha ⁻¹	SU_PCB g ha ⁻¹	PCDD/F mg ha ⁻¹	TEQ mg ha ⁻¹
Bezug: 400 kg ha ⁻¹ als 26%iger N-Dünger									
Maximum	3432,3	1,39	56,05	61,63	0,203	0,045	0,642	21,556	0,131
Minimum	1100,5	0,08	2,87	0,62	0,002	0,004	0,033	1,416	0,009
Median	2407,4	0,33	11,03	18,19	0,019	0,014	0,159	6,822	0,031
Bezug: 100 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹									
Maximum	2344,1	0,95	38,28	42,09	0,138	0,030	0,438	14,722	0,089
Minimum	1278,6	0,10	3,34	0,72	0,003	0,005	0,038	1,645	0,010
Median	1579,7	0,21	7,24	11,93	0,013	0,009	0,104	4,477	0,020
Bezug: 100 kg K ₂ O ha ⁻¹									
Maximum	51875,0	21,06	847,12	931,42	3,061	0,674	9,701	325,796	1,976
Minimum	7217,4	0,54	18,84	4,06	0,014	0,029	0,217	9,287	0,058
Median	25937,5	3,50	118,79	195,96	0,208	0,156	1,712	73,502	0,332
Bezug: 100 kg MgO ha ⁻¹									
Maximum	9725,8	3,95	158,82	174,63	0,574	0,126	1,819	61,082	0,371
Minimum	3259,5	0,24	8,51	1,84	0,007	0,013	0,098	4,194	0,026
Median	5911,8	0,80	27,08	44,66	0,047	0,035	0,390	16,753	0,076

Tab. 59: Frachten organischer Schadstoffe¹⁶⁵ im Klärschlamm (Fluoranthren, Pyren, Benzo(b)-fluoranthren, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren). Die einzelnen erforderlichen Klärschlammfrachten und Elementfrachten beziehen sich auf eine 400 kg.ha⁻¹-Düngung (26 %iger N-Dünger), eine 100 kg.ha⁻¹-P₂O₅- bzw. K₂O-Düngung (beide sind Teil einer NPK-Düngung) sowie eine 100 kg.ha⁻¹-MgO-Düngung. Diese Düngungsvarianten sind entsprechend den Angaben des BM f. LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1995) zur Sanierung von Waldstandorten geeignet. Die jeweiligen bestimmenden Elemente wurden auf Reinelementmengen umgerechnet, die in der Folge als Grundlage für die Kalkulation dienten. Die KS- und Elementmengen wurden auf Basis österreichischer Klärschlammfrachten (UMWELTBUNDESAMT, 1995) errechnet.

	KS-Fracht kg/ha	FluA g.ha ⁻¹	Pyren g.ha ⁻¹	B(b)-f. g.ha ⁻¹	B(a)-p. g.ha ⁻¹	Ind g.ha ⁻¹
Bezug: 400 kg.ha ⁻¹ als 26%iger N-Dünger						
Maximum	3432,3	5,739	3,601	1,991	2,293	1,980
Minimum	1100,5	0,167	0,276	0,109	0,099	0,075
Median	2407,4	1,772	1,562	0,510	0,494	0,481
Bezug: 100 kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹						
Maximum	2344,1	3,919	2,459	1,360	1,566	1,353
Minimum	1278,6	0,194	0,321	0,127	0,115	0,087
Median	1579,7	1,163	1,025	0,335	0,324	0,316
Bezug: 100 kg K ₂ O.ha ⁻¹						
Maximum	51875,0	86,735	54,417	30,088	34,653	29,932
Minimum	7217,4	1,097	1,812	0,715	0,650	0,491
Median	25937,5	19,090	16,833	5,499	5,317	5,188
Bezug: 100 kg MgO.ha ⁻¹						
Maximum	9725,8	16,262	10,202	5,641	6,497	5,612
Minimum	3259,5	0,495	0,818	0,323	0,293	0,222
Median	5911,8	4,351	3,837	1,253	1,212	1,182

Die Verwendung der K- und Mg-Düngungsempfehlungen sowie die diesbezüglichen Gehalte im Klärschlamm als Umrechnungsfaktor würden aber auch eine stark erhöhte Fracht an Aluminium, Eisen oder Schwermetallen, z.B. Kupfer oder Zink, mit sich bringen und könnten für das Pflanzenwachstum oder Standortpotential langfristig negative Folgen haben (s. Tab. 57). Zu hohe Mengen an essentiellen Spurenelementen, z.B. Bor, Kupfer usw., könnten dadurch rasch negative oder toxische Effekte erzielen.

Nicht zuletzt sollten die organischen Schadstofffrachten (s. Tab. 58 und 59) berücksichtigt werden, gerade weil deren Auswirkungen in Waldökosystemen bis jetzt kaum untersucht wurden und deren Dynamik kaum bekannt ist.

Würde also Klärschlamm im Wald ausgebracht werden, wäre eine umfassende chemische Überprüfung des Klärschlammes, auch in Hinblick auf essentielle Spurenelemente sowie anorganische Schadstoffe, notwendig. Zudem müßten die fehlenden Nährstoffmengen durch Beimischungen von Hilfsstoffen, z.B. pflanzlichem Material, Tonmineralen, Gesteinsmehlen usw. oder durch Zugabe von anorganischen Düngemitteln behoben werden, um eine an Nährstoffen ausgewogene KSn-Gabe zu ermöglichen.

¹⁶⁵ PAK-Verbindungen: FluA = Fluoranthren; B(b)-f. = Benzo(b)-fluoranthren; B(a)-p. = Benzo(a)-pyren; Ind = Indeno(1,2,3-c,d)-pyren

10.2 Auswirkungen von anorganischen und organischen Schadstofffrachten nach KSn-Ausbringung auf die Gehalte in den Auflagen

Im folgenden Teil soll auf kalkulatorischer Basis die Überlegung angestellt werden, in wie weit eine Naßschlammgabe die Gehalte von anorganischen und organischen Schadstoffen in den Auflagen verändern würde. In diesem Zusammenhang muß darauf aufmerksam gemacht werden, daß für Waldböden keine Grenzwerte für die Belastung durch anorganische und organische Schadstoffe existieren.

Als Basis für die Berechnung der Schadstofffrachten wurden die österreichischen Klärschlamm-analysedaten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) verwendet. Um die Entwicklung der Gehalte der anorganischen und organischen Schadstoffe besser verfolgen zu können, wurden in Anbetracht der Ergebnisse der Literaturdaten (s. oben) eine einmalige Ausbringung folgender KSn-Mengen zugrundegelegt:

- 100 m³.ha⁻¹ oder 5.000 kg.ha⁻¹
- 200 m³.ha⁻¹ oder 10.000 kg.ha⁻¹
- 400 m³.ha⁻¹ oder 20.000 kg.ha⁻¹

Bei diesen Mengenangaben wurde ein einheitlicher Trockensubstanzgehalt von 5 % im Klärschlamm sowie eine Rohdichte des Klärschlammes von näherungsweise 1,0 gewählt. Zudem wurden in Hinblick auf die Auswirkungen auf die Schadstoffgehalte der Auflagen die Humusmengen pro Hektar der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (FBVA, 1992) verwendet. Die darin zitierten Auflagenmengen stellen die österreichweit erfaßten, gemittelten Mull- und Rohhumus-Mengen, die auf Hektarwerte umgerechnet wurden, dar.

- Mull: 17,5 t.ha⁻¹
- Rohhumus: 111,1 t.ha⁻¹

Tab. 60: Aufstockung der Gehalte verschiedener Metalle (mg.kg⁻¹) im Mullhumus durch eine einmalige Zufuhr von Klärschlamm. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t KSn.ha⁻¹ TS auf Basis der maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Schwermetallgehalte aus den aktuellen Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995).

	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg	As
Bezug: Mull + 5 tKSn.ha ⁻¹								
Maximum	377,8	120,0	0,8	28,9	20,9	64,4	10,7	3,20
Minimum	155,6	37,8	0,0	5,6	3,1	8,9	0,2	0,29
Median	222,2	46,7	0,2	11,8	7,3	22,2	0,4	0,91
Bezug: Mull + 10 tKSn.ha ⁻¹								
Maximum	618,2	196,4	1,2	47,3	34,2	105,5	17,5	5,24
Minimum	254,5	61,8	0,1	9,1	5,1	14,5	0,4	0,47
Median	363,6	76,4	0,3	19,3	12,0	36,4	0,7	1,49
Bezug: Mull + 20 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	906,7	288,0	1,8	69,3	50,1	154,7	25,6	7,68
Minimum	373,3	90,7	0,1	13,3	7,5	21,3	0,5	0,69
Median	533,3	112,0	0,5	28,3	17,6	53,3	1,1	2,19

Die dargestellten Ergebnisse zeigen deutlich, daß es unmittelbar nach der Beschlämmung zu stark erhöhten Schwermetallgehalten im Auflagehumus auf Grund der geringen Lagerungsdichte dieses Materials kommen kann. Dies gilt insbesondere für Mullhumus. Infolge

der deutlich höheren Trockensubstanzmenge von Rohhumus sind die Schwermetallaufstockungen bei diesem Humustyp im Vergleich zum Mull geringer (Tab. 60 und 63).

Außerdem kommt es im Bestand, aber auch auf der Schlagfläche zu keiner Einarbeitung des Klärschlammes in den Boden, wie es in der Landwirtschaft praktiziert wird, was aus ökologischen Gründen, z.B. Zerstörung der gewachsenen Oberbodenstruktur des Mineralbodens, Störung der für Waldbäume wichtigen Mykorrhiza usw., auch nicht gemacht werden sollte. Diese Einarbeitung würde allerdings eine deutliche Verdünnung der anorganischen und organischen Schadstofffrachten erzielen.

Von entscheidender Bedeutung für die Bewertung der Auswirkungen einer KSn-Gabe im Wald ist die natürliche Hintergrundbelastung sowie die anthropogen bedingte Belastung, z.B. auf Grund von Immissionen.

Wie die Tab. 60 deutlich erkennen läßt, kann eine KSn-Gabe von 10 t.ha⁻¹ unter Berücksichtigung der maximalen Schwermetallgehalte im Naßschlamm zum Teil starke Erhöhungen und damit problematische Aufstockungen im Mullhumus bewirken. Diese Gabe sollte in Bezug auf die zuvor genannten Richtlinien, z. B. in Bezug auf den Chemismus im Auflagehumus und in Mineralböden, auf die Bodenbiologie usw., eine auf Grund der recherchierten Literatur mögliche Ausbringungsmenge im Wald darstellen. In Anbetracht dieser errechneten Aufstockungen, z.B. 618 mg Zn.kg⁻¹, 105 mg Pb.kg⁻¹ oder 17,5 mg Hg.kg⁻¹, wäre es daher enorm wichtig, daß vor einer Ausbringung die Belastungen in der Auflage und dem obersten Mineralboden erhoben, die aktuell möglichen Frachten eines bestimmten Klärschlammes analysiert werden, um anschließend die möglichen Auswirkungen einer Beschlämmung zu kalkulieren bzw. zu bewerten.

Tab. 61: Aufstockung der Gehalte von AOX, Summe der Kohlenwasserstoffe, LAS (mg.kg⁻¹), Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180 (µg.kg⁻¹), Summe der PCDD/DF-Verbindungen sowie TEQ (ng.kg⁻¹) im Mullhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t KSn.ha⁻¹ TS auf Basis der maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Gehalte dieser Verbindungen aus den aktuellen Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995).

	AOX	Su_KW	LAS	PCP	HCB	PCB_SU	PCDD/PCDF	TEQ
Bezug: Mull + 5 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	90,2	3628,9	3990,0	13,1	2,9	41,6	1395,6	8,5
Minimum	16,7	580,0	125,1	0,4	0,9	6,7	285,9	1,8
Median	30,0	1017,8	1678,9	1,8	1,3	14,7	629,7	2,8
Bezug: Mull + 10 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	147,6	5938,2	6529,1	21,5	4,7	68,0	2283,8	13,9
Minimum	27,3	949,1	204,7	0,7	1,5	10,9	467,9	2,9
Median	49,1	1665,5	2747,3	2,9	2,2	24,0	1030,5	4,7
Bezug: Mull + 20 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	216,5	8709,3	9576,0	31,5	6,9	99,7	3349,5	20,3
Minimum	40,0	1392,0	300,3	1,1	2,1	16,0	686,2	4,3
Median	72,0	2442,7	4029,3	4,3	3,2	35,2	1511,4	6,8

Wie die zuvor beschriebenen Studien zeigen, kann es langfristig auf degradierten und behandelten Standorten (s. z. B.: REITER et al., 1995) zu einem Rückgang der pH-Werte im Oberboden in den sauren bis stark sauren Bereich kommen. Die Schwermetallfracht im Klärschlamm wurde je nach Standortsbedingungen im gleichen Zeitraum teilweise in den

obersten Mineralboden eingewaschen, eingearbeitet usw., wengleich der Großteil davon in der Auflage gebunden bleibt. Bei Erreichen von pH-Werten im sauren Milieu könnte es zur verstärkten Freisetzung und Verfügbarkeit von Metallen wie z.B. Aluminium, Eisen, Zink, Kupfer, Cadmium usw., kommen, deren Gehalte jedoch durch die KSn-Gabe jetzt zusätzlich noch erhöht wurden. Diese erhöhte Verfügbarkeit kann jedoch z.B. bei Jungpflanzen verstärkt Pflanzenschäden hervorrufen.

Wie die Ergebnisse weiters zeigen, kann die Ausbringung von KSn im Wald zum Teil beträchtliche Zunahmen bei organischen Schadstoffverbindungen im Mullhumus bewirken (s. Tab. 61 und 62). Auch in diesem Fall fällt an Hand der KSn-Gabe von $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ auf, daß dieselbe auf Basis der maximalen Gehalte im Klärschlamm deutlich erhöhte Gehalte, z.B. bei AOX von $147 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, bei den Kohlenwasserstoffen von $5938,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ oder den Tensiden (LAS) von $6529 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ etc., bewirken könnte.

Nach RIPPEN (1997) liegt der NOEC-Wert für Toxizität von LAS gegenüber Nutzpflanzen im Boden bei $100 \text{ mg LAS} \cdot \text{kg}^{-1}$. Wie die Daten in Tab. 61 deutlich erkennen lassen, überschreitet die Aufstockung einer KSn-Gabe von $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ unter Annahme der minimalen Konzentrationen im Naßschlamm diesen Wert um mehr als das Doppelte. Im Durchschnitt würde dieser Wert um mehr als das 27fache übertroffen werden. Die Ausbringung der gleichen KSn-Menge auf Waldstandorte mit Rohhumus (s. Tab. 64) würde nur unter Berücksichtigung der durchschnittlichen und maximalen Konzentrationen von LAS im Klärschlamm diesen NOEC-Wert deutlich übertreffen.

Unter Berücksichtigung der Angaben von RIPPEN (1997) wäre auch der NOEC¹⁶⁶-Wert für Toxizität gegenüber terrestrischen Lebewesen in Betracht zu ziehen, im speziellen für die Regenwurmarten *Eisenia foetida* bzw. *Lumbricus terrestris*. Der kritische NOEC-Wert liegt bei *Eisenia foetida* bei $240 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ im Boden, bei *Lumbricus terrestris* bei $610 \text{ mg LAS} \cdot \text{kg}^{-1}$ im Boden, bei beiden jeweils nach 14 Tagen. Auch diese beiden Werte werden im Durchschnitt im Zuge der Aufstockung der LAS-Gehalte im Mull bei Ausbringung einer $10 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Gabe weit übertroffen (s. Tab. 61). Die gleiche KSn-Gabe würde auf einem Waldstandort mit Rohhumus unter Annahme der durchschnittlichen LAS-Konzentrationen im Klärschlamm den NOEC-Wert von *Lumbricus terrestris* erreichen, bei Verwendung der maximalen Konzentrationen um das zweieinhalbfache überschreiten.

RIPPEN (1997) nennt weiters einen kritischen NOEL-Wert für die Wirkung von LAS auf die Bodenorganismen. Derselbe liegt bei $59\text{-}280 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Gleichzeitig kommt es im Bereich von $135\text{-}600 \text{ mg LAS} \cdot \text{kg}^{-1}$ zu einer Hemmung der Mikroorganismenaktivität um 50 %. Beide Bereiche werden bei Ausbringung von $10 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei Annahme der durchschnittlichen und maximalen Aufstockung von LAS im Mull weit übertroffen. Ähnliches gilt bei einer $10 \text{ t KSn} \cdot \text{ha}^{-1}$ -Gabe in Waldstandorten mit Rohhumus.

Einschränkend muß jedoch angemerkt werden, daß LAS im Boden sehr schnell abgebaut werden. Nach RIPPEN (1997) liegt die Halbwertszeit in den oberen Bodenschichten bei drei bis 35 Tagen. An der Bodenoberfläche konnte sogar eine Halbwertszeit von nur zehn Tagen festgestellt werden. Allerdings gelten diese Werte nur für Nicht-Waldböden.

Diese Angaben lassen daher zumindestens kurzfristige Effekte auf einzelne Kompartimente in Waldökosystemen vermuten, wengleich sich diese Angaben auf Nicht-Waldstandorte beziehen. Für LAS sind keine Forschungsergebnisse bezüglich der möglichen Auswirkungen auf den Wald bzw. Forstpflanzen verfügbar, weshalb noch einmal betont werden muß, daß ein großer Forschungsbedarf für organische Schadstoffe gegeben ist. Auf Grund dieser Erkenntnisse ist es daher unerlässlich, vor einer möglichen Ausbringung von Klärschlamm im Wald die Konzentrationen von organischen Schadstoffen zu messen, um potentielle negative Effekte, z.B. auf Forstpflanzen etc. zu vermeiden.

¹⁶⁶ NOEC-Wert: no observable effect concentration

Entsprechend den Richtlinien der Düngemittelverordnung (BGBl., Nr. 1007/1994) darf der Gehalt an polychlorierten Dibenzodioxinen/Dibenzofuranen in Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten oder Pflanzenhilfsmitteln nicht über 50 ng TEQ.kg⁻¹ liegen. Dieser Grenzwert wird mit der maximalen Konzentration von 38 ng.TEQ.kg⁻¹ entsprechend den Analysen des UMWELTBUNDESAMTES (1995) nicht überschritten. Jedoch müßten Produkte, die zwischen 20 und 50 ng.TEQ.kg⁻¹ enthalten, mit folgendem Warnhinweis - „Achtung enthält Dioxine und Furane. Das Produkt darf nicht im Gemüsebau eingesetzt werden“ – versehen werden (Düngemittelverordnung (BGBl., Nr. 1007/1994)).

Zusätzlich sollten die Klärschlämme, falls sie im Wald ausgebracht werden würden, von Kläranlagen mit ländlichem und auf keinen Fall mit städtischem und industriellem Einzugsgebiet kommen, bei denen höhere Schadstoffkonzentrationen im Klärschlamm anzunehmen sind.

Tab. 62: Aufstockung der Gehalte der PAK-Verbindungen¹⁶⁷ Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren (µg.kg⁻¹) im Mullhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t KSn.ha⁻¹ TS auf Basis der maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Gehalte dieser Verbindungen aus den aktuellen Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995).

	FluA	Pyren	B(b)-f.	B(a)-p.	Ind
Bezug: Mull + 5 t KSn.ha ⁻¹					
Maximum	371,6	233,1	128,9	148,4	128,2
Minimum	33,8	55,8	22,0	20,0	15,1
Median	163,6	144,2	47,1	45,6	44,4
Bezug: Mull + 10 t KSn.ha ⁻¹					
Maximum	608,0	381,5	210,9	242,9	209,8
Minimum	55,3	91,3	36,0	32,7	24,7
Median	267,6	236,0	77,1	74,5	72,7
Bezug: Mull + 20 t KSn.ha ⁻¹					
Maximum	891,7	559,5	309,3	356,3	307,7
Minimum	81,1	133,9	52,8	48,0	36,3
Median	392,5	346,1	113,1	109,3	106,7

Einschränkend muß angemerkt werden, daß Waldstandorte mit Mullhumusdynamik, die für die rasche Mineralisierung des Bestandesabfalls mit nachhaltiger Nachlieferung an Nährstoffen für die Vegetation steht, keiner Sanierung, Melioration oder Aufbesserung mit Nährstoffen bedürfen und daher im Prinzip eine Beschlämmung nicht benötigen.

Standorte mit anthropogen bedingter Rohhumusdynamik, wie z.B. sekundäre degradierte Fichten- und / oder Kiefernstandorte in den Tieflagen, können allerdings zur Sanierung oder Melioration eine Nährstoffzufuhr benötigen, damit derartige Standorte stabilisiert werden und ihre Funktionen im Sinne der Nachhaltigkeit wieder voll erfüllen können.

Wie aus den Tabellen 62 bis 64 deutlich erkennbar ist, bewirkt die Beschlämmung von Waldstandorten mit Rohhumusaufgabe infolge der deutlich größeren Menge an Humustrockensubstanz eine wesentlich geringere Aufstockung der anorganischen und organischen Schadstoffe im Rohhumus im Vergleich zur Mullhumusaufgabe. Die Ausbringung von 10 t

¹⁶⁷ PAK-Verbindungen: FluA = Fluoranthen; B(b)-f. = Benzo(b)-fluoranthen; B(a)-p. = Benzo(a)-pyren; Ind = Indeno(1,2,3-c,d)-pyren

$\text{KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ bewirkt unter der Annahme der maximalen Gehalte an anorganischen und organischen Schadstoffen im Klärschlamm nur noch ca. 20 % der Aufstockung, die bei der Beschlämmung von Mullhumus bei gleichen Voraussetzungen zu erwarten wären. Allerdings steigt dieser Prozentsatz mit zunehmender Klärschlammmenge und steigenden Elementfrachten an. In Hinblick auf eine mögliche Verwertung von Klärschlamm im Wald darf die natürliche Hintergrundbelastung sowie die anthropogen bedingte Belastung nicht außer Acht gelassen werden.

Weiters überschreiten teilweise die verwendeten maximalen Gehalte einzelner Elemente der aktuellen Klärschlamm Daten (s. Tab. 8) des UMWELTBUNDESAMTES (1995) die zulässigen Grenzwerte im Klärschlamm entsprechend landesgesetzlicher Bestimmungen (s. Tab. 10).

Tab. 63: Aufstockung der Gehalte verschiedener Metalle ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) im Rohhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t $\text{KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ TS auf Basis der maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Gehalte dieser Verbindungen aus den aktuellen Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995).

	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg	As
Bezug: Rohhumus + 5 t $\text{KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$								
Maximum	73,2	23,3	0,15	5,6	4,0	12,5	2,07	0,62
Minimum	30,1	7,3	0,01	1,1	0,6	1,7	0,04	0,06
Median	43,1	9,0	0,04	2,3	1,4	4,3	0,09	0,18
Bezug: Rohhumus + 10 t $\text{KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$								
Maximum	140,4	44,6	0,28	10,7	7,8	23,9	3,96	1,19
Minimum	57,8	14,0	0,02	2,1	1,2	3,3	0,08	0,11
Median	82,6	17,3	0,07	4,4	2,7	8,3	0,17	0,34
Bezug: Rohhumus + 20 t $\text{KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$								
Maximum	259,3	82,4	0,52	19,8	14,3	44,2	7,32	2,20
Minimum	106,8	25,9	0,03	3,8	2,1	6,1	0,15	0,20
Median	152,6	32,0	0,14	8,1	5,0	15,3	0,31	0,63

Eine KSn -Menge von 10 t $\cdot\text{ha}^{-1}$ kann jedoch noch immer eine starke Aufstockung der Gehalte im Rohhumus, beispielsweise bei Kohlenwasserstoffen, um maximal 1348 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, und bei LAS, um maximal 1482,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ bewirken (s. Tab. 64). Gerade in Hinblick auf den geringen Kenntnisstand bezüglich der Auswirkungen des Eintrages von erhöhten Frachten an organischen Schadstoffen in Waldbestände ist es unbedingt notwendig, die Belastung im Klärschlamm zu analysieren. Wenn diese Ergebnisse auf eine stärkere Belastung im Klärschlamm hindeuten, wäre daher unbedingt von einer Verwertung solcher Schlämme im Wald Abstand zu nehmen.

Die für die Kalkulation verwendeten maximalen Gehalte von PCB bzw. PCDD/F im Klärschlamm liegen deutlich unter den zulässigen Grenzwerten im Klärschlamm für eine landwirtschaftliche Verwertung entsprechend den Landesgesetzblättern für Oberösterreich und Niederösterreich bzw. entsprechend den gesetzlichen Richtlinien in Deutschland.

Für die PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180 liegt der Grenzwert je Verbindung bei 0,2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ TS. Mit maximal 0,187 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ als Summe dieser Verbindungen liegen die Maximalwerte im Klärschlamm deutlich unter dem Grenzwert für die Einzelverbindung. Beide Bundesländer sind derzeit die einzigen in Österreich mit definierten Grenzwerten für organische Schadstoffe im Klärschlamm.

Der in Deutschland geltende Grenzwert für PCDD/F im Klärschlamm liegt bei 100 ng TEQ.kg⁻¹ und gilt für Böden mit einem pH-Wert > 5. Der maximale Gehalt für PCDD/F der untersuchten österreichischen Klärschlämme liegt bei 38,1 ng TEQ.kg⁻¹. Des weiteren liegt der maximale AOX-Gehalt im Klärschlamm mit ca. 400 mg.kg⁻¹ unter den Klärschlammgrenzwert von 500 mg.kg⁻¹ für eine landwirtschaftliche Verwertung.

Tab. 64: Aufstockung der Gehalte von AOX, Summe der Kohlenwasserstoffe, LAS (mg.kg⁻¹), Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180 (µg.kg⁻¹), Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie TEQ (ng.kg⁻¹) im Rohhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t KSn.ha⁻¹ TS auf Basis der maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Gehalte dieser Verbindungen aus den aktuellen Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995).

	AOX	Su_KW	LAS	PCP	HCB	PCB_SU	PCDD/F	TEQ
Bezug: Rohhumus + 5 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	17,5	703,3	773,3	2,5	0,6	8,1	270,5	1,6
Minimum	3,2	112,4	24,2	0,1	0,2	1,3	55,4	0,3
Median	5,8	197,2	325,4	0,3	0,3	2,8	122,0	0,6
Bezug: Rohhumus + 10 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	33,6	1348,5	1482,7	4,9	1,1	15,4	518,6	3,1
Minimum	6,2	215,5	46,5	0,2	0,3	2,5	106,3	0,7
Median	11,1	378,2	623,9	0,7	0,5	5,5	234,0	1,1
Bezug: Rohhumus + 20 t KSn.ha ⁻¹								
Maximum	61,9	2491,2	2739,1	9,0	2,0	28,5	958,1	5,8
Minimum	11,4	398,2	85,9	0,3	0,6	4,6	196,3	1,2
Median	20,6	698,7	1152,6	1,2	0,9	10,1	432,3	2,0

Tab. 65: Aufstockung der Gehalte der PAK-Verbindungen¹⁶⁸ Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren (µg.kg⁻¹) im Rohhumus durch die Zufuhr von Klärschlamm. Dargestellt werden die Veränderungen nach der Ausbringung von 5, 10 und 20 t KSn.ha⁻¹ TS auf Basis der maximalen, minimalen und durchschnittlichen (Median) Gehalte dieser Verbindungen aus den aktuellen Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995).

	FluA	Pyren	B(b)-f.	B(a)-p.	Ind
Bezug: Rohhumus + 5 t KSn.ha ⁻¹					
Maximum	72,0	45,2	25,0	28,8	24,8
Minimum	6,5	10,8	4,3	3,9	2,9
Median	31,7	28,0	9,1	8,8	8,6
Bezug: Rohhumus + 10 t KSn.ha ⁻¹					
Maximum	138,1	86,6	47,9	55,2	47,6
Minimum	12,6	20,7	8,2	7,4	5,6
Median	60,8	53,6	17,5	16,9	16,5
Bezug: Rohhumus + 20 t KSn.ha ⁻¹					
Maximum	255,1	160,0	88,5	101,9	88,0
Minimum	23,2	38,3	15,1	13,7	10,4
Median	112,3	99,0	32,3	31,3	30,5

¹⁶⁸ PAK-Verbindungen: FluA = Fluoranthen; B(b)-f. = Benzo(b)-fluoranthen; B(a)-p. = Benzo(a)-pyren; Ind = Indeno(1,2,3-c,d)-pyren

10.3 Auswirkungen von anorganischen und organischen Schadstofffrachten nach KSN-Ausbringung auf die Gehalte in verschiedenen Oberböden.

Im Zuge der Naßschlammausbringung kann ein Teil der organischen und anorganischen Schadstofffracht auf Grund lockerer Oberbodenstruktur entweder in gelöster Form oder gebunden in Form von Schwebstoffen in den Mineralboden eingewaschen werden. Diese relativ kleine Fracht kann bei Vorhandensein von Mullhumus und ausreichend Grobporen, z.B. Parabraunerden, sogar in tiefere Bodenhorizonte gelangen (Channel-Effekt). Ein weiterer, leicht verfügbarer Teil der Schwermetalle wird durch die Vegetation aufgenommen und kann über den Streufall wieder auf den Waldboden zurückgelangen.

Insgesamt jedoch geht die Verlagerung der anorganischen und organischen Schadstoffe sehr langsam vor sich. Werden KSn-Mengen von maximal $10-15 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ bei guten Umsetzungsbedingungen ausgebracht, können die Schwermetalle durch biogene Vorgänge leichter in den obersten Mineralboden eingearbeitet werden. Bei höheren KSn-Gaben oder solchen mit schlechteren Umsetzungsbedingungen laufen diese Vorgänge wesentlich langsamer ab. Bei letzteren spielen Lösungsvorgänge eine entscheidende Rolle. Auffallend ist die deutliche Konzentration der verlagerten anorganischen Schadstoffe im Oberboden. Diese werden langfristig außerordentlich stark in den obersten 10 cm Mineralboden, maximal bis in 20 cm Tiefe, angereichert, wenngleich der Großteil in der Auflage verbleibt.

Um die Erhöhung der Gehalte der organischen und anorganischen Schadstoffe im obersten Mineralboden (0-10 cm) bewerten zu können, wurden die Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) der bayrischen Waldbodeninventur verwendet. Für die Speicherung von Nährstoffen, aber auch die Bindung dieser Schadstoffe ist vor allem der Feinbodenanteil von entscheidender Bedeutung. Aus diesem Grund wurden folgende Feinbodendichten verwendet:

- (kiesige) (grusige) (schwach lehmige) Sande: $1,21 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$
- (kiesig) (grusig) lehmige Sande und sandige Lehme: $1,08 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$
- Lehme: $0,85 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$
- Humuskarbonatböden: $0,61 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$

Auch wurden die im Kap. 10.2 verwendeten Klärschlammengen und Schwermetallfrachten auf Basis der aktuellen österreichischen Klärschlamm Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) verwendet. Die in den Tab. 66, 68 und 69 dargestellten Ergebnisse stellen den „Worst case“ dar. Folgende Annahmen wurden dabei getroffen:

- Die gesamte Fracht an organischen und anorganischen Schadstoffen im Naßschlamm gelangt innerhalb von zehn Jahren in den Mineralboden.
- Weiters wurden für alle Elemente die maximalen Gehalte der aktuellen Klärschlamm Daten verwendet.

Tab. 66: Aufstockung der Gehalte verschiedener Metalle innerhalb von zehn Jahren ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in verschiedenen Mineralböden in 0–10 cm Tiefe durch die Zufuhr von Klärschlamm und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwermetallfracht in den Mineralboden (Worst Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Klärschlammraten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

Dichte	KS-Fracht	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg	As
1,21	5000	6,996	2,222	0,014	0,535	0,387	1,193	0,198	0,059
	10000	13,934	4,426	0,028	1,066	0,770	2,377	0,393	0,118
	20000	27,642	8,780	0,055	2,114	1,528	4,715	0,780	0,234
1,08	5000	7,834	2,488	0,016	0,599	0,433	1,336	0,221	0,066
	10000	15,596	4,954	0,031	1,193	0,862	2,661	0,440	0,132
	20000	30,909	9,818	0,062	2,364	1,709	5,273	0,873	0,262
0,85	5000	9,942	3,158	0,020	0,760	0,550	1,696	0,281	0,084
	10000	19,767	6,279	0,040	1,512	1,093	3,372	0,558	0,167
	20000	39,080	12,414	0,078	2,989	2,161	6,667	1,103	0,331
0,61	5000	13,821	4,390	0,028	1,057	0,764	2,358	0,390	0,117
	10000	27,419	8,710	0,055	2,097	1,516	4,677	0,774	0,232
	20000	53,968	17,143	0,108	4,127	2,984	9,206	1,524	0,457

Trotz der Annahme des „Worst Case“ wird deutlich, daß eine einmalige Ausbringung von Naßschlamm zumeist nur eine geringe Aufstockung der Gehalte an anorganischen Schadstoffen in den obersten 10 cm Mineralboden mit sich bringen würde (s. Tab. 66).

Wie die Forschungsergebnisse zeigen, kommt es auf sanierungswürdigen Böden langfristig wieder zu einem Rückgang der pH-Werte in den sauren Bereich, bei dem die anorganischen Schadstoffe verstärkt in der Bodenlösung vorliegen und damit erhöht verfügbar sein können.

Unter Berücksichtigung der ÖNORM L 1075 für landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden fällt auf, daß die im Worst Case ermittelten Aufstockungen der Schwermetalle deutlich unter den vorgegebenen Grenzwerten liegen würden. Da die Forschungsergebnisse erkennen lassen, daß die Verlagerung der Schwermetalle äußerst langsam abläuft und innerhalb von zehn Jahren maximal zehn Prozent der Fracht verlagert werden, müßten die oben dargestellten Aufstockungen durch zehn dividiert werden. Allerdings wäre es auch in diesem Fall unbedingt notwendig, die natürliche Hintergrundbelastung sowie eine mögliche anthropogen bedingte Vorbelastung zu kennen und in entsprechender Weise zu berücksichtigen.

Tab. 67: Richtwerte f. die Beurteilung der Schwermetallgehalte in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ÖNORM L 1075, 1993).

Elemente	Belastungsverdacht	Richtwerte f. Belastung
Cu	50	100
Zn	150	300
Cr	50	100
Ni	40	60
Pb	50	100
Cd	0,5	1,0

In diesem Zusammenhang muß darauf aufmerksam gemacht werden, daß für Waldböden keine Grenzwerte für die Belastung durch anorganische Schadstoffe existieren. Weiters überschreiten teilweise die verwendeten maximalen Gehalte einzelner Elemente der aktuellen Klärschlamm Daten (s. Tab. 8) des UMWELTBUNDESAMTES (1995) die zulässigen Grenzwerte im Klärschlamm entsprechend landesgesetzlicher Bestimmungen (s. Tab. 10).

Tab. 68: Aufstockung der Gehalte von Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, Summe der PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$), Summe der PCDD/F-Verbindungen sowie TEQ (ng.kg^{-1}) innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0–10 cm Tiefe durch die Zufuhr von Klärschlamm und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwermetallfracht in den Mineralboden (Worst Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Klärschlamm Daten des UMWELTBUNDESAMTES (1995) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

Dichte	KS-Fracht	PCP	HCB	SU_PCB	PCDD/F	TEQ
1,21	5.000	0,24	0,05	0,77	25,85	0,16
	10.000	0,48	0,11	1,53	51,48	0,31
	20.000	0,96	0,21	3,04	102,12	0,62
1,08	5.000	0,27	0,06	0,86	28,94	0,18
	10.000	0,54	0,12	1,72	57,62	0,35
	20.000	1,07	0,24	3,40	114,19	0,69
0,85	5.000	0,35	0,08	1,09	36,73	0,22
	10.000	0,69	0,15	2,17	73,03	0,44
	20.000	1,36	0,30	4,30	144,38	0,88
0,61	5.000	0,48	0,11	1,52	51,06	0,31
	10.000	0,95	0,21	3,02	101,30	0,61
	20.000	1,87	0,41	5,94	199,38	1,21

Die für die Kalkulation verwendeten maximalen Gehalte von PCB bzw. PCDD/F im Klärschlamm liegen unter den zulässigen Grenzwerten im Klärschlamm für eine landwirtschaftliche Verwertung entsprechend den Landesgesetzblättern für Oberösterreich und Niederösterreich bzw. entsprechend den deutschen gesetzlichen Richtlinien.

Für die PCB-Verbindungen 28, 52, 101, 153, 138 und 180 liegt der Grenzwert je Verbindung bei $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ TS. Mit maximal $0,187 \text{ mg.kg}^{-1}$ als Summe dieser Verbindungen liegen die Maximalwerte im Klärschlamm deutlich unter diesem Grenzwert für die Einzelverbindung. Beide Bundesländer sind derzeit die einzigen in Österreich mit vorgegebenen Grenzwerten in Bezug auf organische Schadstoffe im Klärschlamm. Der in Deutschland geltende Grenzwert für PCDD/F im Klärschlamm liegt bei $100 \text{ ng TEQ.kg}^{-1}$ und gilt für Böden mit einem pH-Wert $> 5,0$. Der maximale Gehalt für PCDD/F der untersuchten österreichischen Klärschlämme liegt bei $38,1 \text{ ng TEQ.kg}^{-1}$. Des weiteren liegt der maximale AOX-Gehalt im Klärschlamm mit ca. 400 mg.kg^{-1} unter den Klärschlammgrenzwert von 500 mg.kg^{-1} für eine landwirtschaftliche Verwertung.

Tab. 69: Aufstockung der Gehalte der PAK-Verbindungen¹⁶⁹ Fluoranthen, Pyren, Benzo(b)-fluoranthen, Benzo(a)-pyren, Indeno(1,2,3-c,d)-pyren ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) innerhalb von zehn Jahren in verschiedenen Mineralböden in 0–10 cm Tiefe durch die Zufuhr von Klärschlamm und einer angenommenen Verlagerung der gesamten Schwemetallfracht in den Mineralboden (Worst Case). Die Aufstockungen wurden auf Basis der Klärschlammdata des UMWELTBUNDESAMTES (1995) und der Feinbodentrockenraumdichten nach GULDER und KÖLBEL (1993) errechnet.

Dichte	KS-Fracht	FluA	Pyren	B(b)-f.	B(a)-p.	Ind
1,21	5.000	6,88	4,32	2,39	2,75	2,37
	10.000	13,70	8,60	4,75	5,48	4,73
	20.000	27,19	17,06	9,43	10,86	9,38
1,08	5.000	7,71	4,83	2,67	3,08	2,66
	10.000	15,34	9,62	5,32	6,13	5,29
	20.000	30,40	19,07	10,55	12,15	10,49
0,85	5.000	9,78	6,13	3,39	3,91	3,37
	10.000	19,44	12,20	6,74	7,77	6,71
	20.000	38,44	24,11	13,33	15,36	13,26
0,61	5.000	13,59	8,53	4,72	5,43	4,69
	10.000	26,97	16,92	9,35	10,77	9,31
	20.000	53,08	33,30	18,41	21,21	18,32

Manche Studien setzen sich auch mit der Einarbeitung von Klärschlamm in den Mineralböden auseinander, was eine deutliche Verdünnung der organischen und anorganischen Schadstofffrachten nach erfolgter Ausbringung bewirken würde. Gleichzeitig käme es zu einer deutlich geringeren Aufstockung dieser Elemente im Mineralboden. Aus ökologischen Gründen wie Zerstörung der für den Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalt wichtigen Oberbodenstruktur oder Vernichtung der Mykorrhiza usw. sollte der ausgebrachte Klärschlamm im Wald nicht eingearbeitet werden. Dagegen wäre eine Einarbeitung auf Sonderstandorten wie z.B. Christbaumkulturen, Rekultivierungsflächen usw. durchaus möglich, wobei höhere Frachten im Klärschlamm auf Grund der Verdünnung akzeptabel wären.

10.4 Vergleich der Schwermetallfrachten einer 10 t.ha⁻¹ KSn-Gabe mit den Elementvorräten eines Fichten- und Buchen-Bestandes des Sollings

Im folgenden Teil werden ebenfalls auf kalkulatorischer Basis die Schwermetallfrachten im Klärschlamm mit den Elementvorräten eines Fichten- und Buchenbestandes des Sollings (ELLENBERG et al., 1986) verglichen. Die grundsätzliche Überlegung ist, daß es im Zuge einer Holzernte zu Entzügen an Nährstoffen, aber auch an Spurenelementen kommt. Deshalb wurde überlegt, inwieweit eine KSn-Gabe von 10 t.ha⁻¹ den Entzug von Spurenelementen durch die Holzernte übertrifft.

¹⁶⁹ PAK-Verbindungen: FluA = Fluoranthen; B(b)-f. = Benzo(b)-fluoranthen; B(a)-p. = Benzo(a)-pyren; Ind = Indeno(1,2,3-c,d)-pyren

Tab. 70: Schwermetallfrachten ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) einer KSn-Gabe von $10\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ auf Basis der maximalen Schwermetallgehalte österreichischer Klärschlämme (UMWELTBUNDESAMT, 1995)

KSn-Gabe	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
Maximal	17	5,4	0,034	1,30	0,94	2,9
Minimal	7	1,7	0,002	0,25	0,14	0,4
Median	10	2,1	0,009	0,53	0,33	1,0

Tab. 71: Vorräte verschiedener Metalle ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) in der oberirdischen Biomasse eines Fichtenbestandes im Solling (Daten aus ELLENBERG et al., 1986)

Solling (Fichte)	Trockenmasse	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
Derbholz	182.500	3,83	8,40	0,066	1,70	2,01	1,28
Rinde	15.870	2,82	0,51	0,022	0,22	0,24	0,30
Gesamt	198.370	6,66	8,90	0,088	1,92	2,25	1,58

Tab. 72: Vorräte verschiedener Metalle ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) in der oberirdischen Biomasse eines Buchenbestandes im Solling (Daten aus ELLENBERG et al., 1986)

Solling (Buche)	Trockenmasse	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb
Derbholz	222.900	2,45	9,14	0,042	2,45	2,45	0,67
Rinde	15.500	0,64	0,50	0,001	0,19	0,17	0,54
Gesamt	238.400	3,09	9,63	0,043	2,64	2,62	1,21

Die maximalen Frachten von Zn und Pb durch eine $10\text{ t KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ -Gabe würden die entsprechenden Entzüge dieser Elemente durch die Ernte von Derbholz in Rinde beträchtlich übersteigen. Selbst die minimalen Frachten von Zink liegen bei einer einmaligen Ausbringung immer noch um das doppelte über dem Ernteentzug von Buche, nur unbedeutend über dem von Fichte. Die maximalen Frachten von Kupfer und Chrom liegen deutlich darunter, die von Cadmium erreicht fast den Ernteverlust bei Buche. Die durchschnittlichen Schwermetallfrachten durch eine einmalige KSn-Gabe von $10\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ lassen jedoch - abgesehen von Zink - deutlich niedrigere Erhöhungen an Schwermetallen am Standort erkennen als durch die Holzernte entzogen wird.

Auf Grund der Bilanzierungsergebnisse für den gesamten Standort ist das oftmals genannte Argument einer Aufstockung von Schwermetallen in Waldökosystemen bei einer einmaligen Gabe von $10\text{ t KSn}\cdot\text{ha}^{-1}$ pro Umtriebszeit in dieser generalisierenden Form nicht länger haltbar. Davon unberührt sind jedoch die Bilanzierungsergebnisse für einzelne Kompartimente, z.B. Mullhumus (s. oben). Des weiteren müsste zwischen Bindung und Verfügbarkeit der Schwermetalle im Klärschlamm bzw. im Holz und der Rinde unterschieden werden. Demnach wären die Schwermetallmengen im Klärschlamm bzw. im Holz und der Rinde, unter Umständen anders zu bewerten. Des weiteren sollte zwischen leicht löslichen, leicht verfügbaren, organisch gebundenen, okkludierten und komplexierten Schwermetallverbindungen unterschieden werden.

10.5 Rote Liste der Klärschlämme

Auf Grund der zum Teil sehr geringen Ergebnisse und des großen Forschungsbedarfes können keine Pauschalempfehlungen abgegeben werden. Allgemein betrachtet kann gesagt werden, daß eine KSn-Zufuhr mit zu hoher N-Fracht deutlich negative ökologische Effekte, z.B. Nitratauswaschung, verschobene Nährstoffverhältnisse in den Böden, dadurch induzierte Nährstoffmängel in den Beständen usw., bewirken kann. Da im Zusammenhang mit Schadstoffen keine toxischen Effekte auf Pflanzen und Tiere in der recherchierten Literatur erkennbar waren, können keine limitierenden Konzentrationen von anorganischen und organischen Schadstoffen im Klärschlamm definiert werden. Allerdings muß ausdrücklich betont werden, daß dieser Problemkreis auf Waldökosystemniveau noch zu wenig untersucht worden ist. Grundsätzlich sollten die in den Kapiteln zuvor gestellten Richtlinien berücksichtigt werden. Würden Klärschlämme im Wald z.B. für Melioration zum Einsatz kommen, sollten auf Grund der zum Teil geringen Kenntnisse möglichst gering belastete Klärschlämme, die weit unter den entsprechenden gesetzlichen Bestimmungen der österreichischen Bundesländer für die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft liegen, verwendet werden.

Die folgende Auflistung kann ausschließlich für Naßschlämme getroffen werden, da andere KS-Arten bzw. nicht alle waldökologische Schwerpunktfragen ausreichend untersucht wurden. Auf Basis des derzeitigen Wissensstandes müßten folgende Naßschlämme von einer Verwertung im Wald generell ausgeschlossen werden:

- Keine Naßschlämme mit zu hohen N-Frachten verwenden.
- Keine Naßschlämme mit hoher anorganischer und organischer Schadstoffbelastung verwenden.
- Keine Naßschlämme mit hohen Salzkonzentrationen verwenden.
- Keine unbehandelten und pathogenen Naßschlämme verwenden.
- Keine Naßschlämme mit unausgewogenen Nährstoffverhältnissen verwenden, da solche Klärschlämme Standorte, die einer Bodenmelioration bzw. Aufbesserung mit Nährstoffen dringendst bedürfen, verstärkt und nachhaltig degradieren können.
- Keine industriellen Naßschlämme, wie z.B. primäre und sekundäre Schlämme aus der Papier-, Textilindustrie usw. verwenden.
Bei diesen Schlämmen besteht die Gefahr durch erhöhte Kontamination mit Schwermetallen sowie mit organischen Schadstoffverbindungen. Weiters können diese durch weite und damit äußerst ungünstige C/N-Verhältnisse gekennzeichnet sein.

11 LITERATURVERZEICHNIS

- AGUINAGALDE, I., HÜSER, R. (1980): Die Wirkung von ausgefaultem Klärschlamm auf den Stoffwechsel 3-jähriger Fichten und Kiefern. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* 143: 3-13.
- AMLINGER, F. (1993): *Biotonne Wien - Theorie und Praxis*. 385 S., Ludwig-Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie. Magistratsabteilung 48 Wien - Stadtreinigung und Fuhrpark (Hrsg.).
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (1991): Entwurf zum Steiermärkischen Klärschlammkonzept. 157 S.
- ANDERSON, D.A. (1985): Influence of sewage sludge fertilization on food habits of deer in Western Washington. *J. Wildl. Manage.* 49/1: 91-95.
- ANDERSON, D.A. (1983): Reproductive success of Columbian black-tailed deer in a sewage-fertilized forest in Western Washington. *J. Wildl. Manage.* 47/1: 243-247.
- ANONYM (1995): Merkblatt M 10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. *Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA)* 21: 61 S., Erich Schmidt Verlag.
- ASCHMANN, S.G., MCINTOSH, M.S., ANGLE, J.S., HILL, R.L., WEIL, R.R. (1990): Nitrogen status of forest floor, soil and vegetation following municipal wastewater sludge application. *J. Environ. Qual.* 19: 687-694.
- ASCHMANN, S.G., MCINTOSH, M.S., ANGLE, J.S., HILL, R.L. (1992): Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wastewater sludge. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 38: 249-263.
- ATV (1994): Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren. *Korrespondenz Abwasser* 41/3: 455-460.
- BALLARD, T.M., CARTER, R.E. (1986): Evaluating forest stand nutrient status. Rep. 20., British Columbia Ministry of Forests, Victoria. *Land Manage. Rep.* 20.
- BAUHUS, J., MEIWES, K.J. (1991): Zum Problem der Nitrat-Auswaschung nach Grünabfallausbringung in Wäldern. *Mitteilungen der Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/1: 275-278.
- BENGTSON, G.W., CORNETTE, J.J. (1973): Disposal of composted municipal waste in a plantation of young Slash pine: Effects on soil and trees. *J. Environ. Qual.* 2/4: 441-444.
- BERRY, C.R. (1982): Sewage sludge aids reclamation of disturbed forest land in the Southeast. In SOPPER, W.E., SEAKER, E.M., BASTIAN, R.K. (Hrsg.): *Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge*. Pennsylvania State University Press. 307-316.
- BEUBLER, M., KÜMMERER, K., LEHN, H. (1992): Dünner Vorsprung. Kompostierung und Vergärung schneiden bei einem Vergleich verschiedener Varianten der Klärschlammensorgung noch am besten ab. *Müllmagazin* 2: 52-55.
- BGBL. Nr. 1007/1994 Düngemittelgesetz – Düngemittelverordnung 1994
- BGBL. Nr. 440/1975 Forstgesetz idF. BGBL. Nr. 576/1987: § 16 Abs. 2
- BGBL. Nr. 557/1989 Lebensmittelrecht: Trinkwasser-Nitratverordnung.
- BGBL. Nr. 502/1991 Wasserrecht: Grundwasserschwellenwertverordnung.
- BGBL. NR. 384/93: Trinkwasser-Ausnahme-Verordnung
- BGBL. NR. 287/96: Änderung der Trinkwasser-Ausnahme-Verordnung
- BGBL. NR. 213/97: Abänderung der grundwasserschwellenwertverordnung
- BILEK, U., GLASER, O., HOHENSINN, F., JÄGER, P., MITIS, E. (1992): Vorschlag für die künftige Behandlung und Entsorgung der im Land Salzburg anfallenden Klärschlämme (Klärschlammkonzept für das Land Salzburg). *Konzept*. 27 S.

- BISCHOFBERGER, W., TEICHMANN, H. (1982): Abwassertechnik. In H. BRETSCHNEIDER, K., LECHER, M. SCHMIDT (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Verlag Paul Parey. 6. Auflage. 871-958.
- BLEDSON, C.S. (1981): Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands. Proceedings of a symposium, June 8-10, 1980, College of Forest Resources, University of Washington, Seattle. Contribution Nr. 41. 158 S.
- BLEDSON, C.S. (1981): Composted sludge as a plant growth medium. In C.S. BLEDSON (Hrsg.): Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle. 87-92.
- BLEDSON, C.S., ZASOSKI, R.J. (1981): Seedling physiology of eight tree species grown in sludge-amended soils. In C.S. BLEDSON (Hrsg.): Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle. 93-100.
- BLUM, W.E.H., SPIEGEL, H., WENZEL, W.W. (1996): Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich. Im Auftrag des BM f. Land- und Forstwirtschaft, BM f. Wissenschaft, Verkehr u. Kunst. 2. Auflage, Wien. 102 S.
- BM für LAND- und FORSTWIRTSCHAFT - FACHBEIRAT für BODENFRUCHTBARKEIT und BODENSCHUTZ (1995): Die Düngung im Wald. II. Teil: Anleitung zur Walddüngung. 41 S.
- BOCKHEIM, J.G., BENZEL, T.C., LU, R.-L., THIEL, D.A. (1988): Sludge increases pulpwood production. *BioCycle* 29/3: 57-59.
- BOGUSLAWSKI, E.V., ENGEL, F. (1979): Studie über die Behandlung und Beseitigung von Abwasserklärschlamm, insbesondere über dessen Verwertung im Land- und Landschaftsbau sowie in der Forstwirtschaft. Im Auftrag des Hessischen Ministers für Landentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten. 95 S.
- BRANDSTÄTTER, W. (1994): Klärschlamm in der Forstwirtschaft. Diplomarbeit, Universität f. Bodenkultur, Wien. 140 S.
- BROCKWAY, D.G. (1983a): Division S7 - Forest and range soils. Forest floor, soil and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantation. *Soil Science Soc. Am. J.* 47: 776-784.
- BROCKWAY, D.G., URIE, D.H. (1983b): Determining sludge fertilization rates for forests from Nitrate-N in leachate and groundwater. *J. Environ. Qual.* 12/4: 487-492.
- BROCKWAY, D.G. (1988): Forest land application of municipal sludge. *BioCycle* 29/9: 62-68.
- BURTON, A.J., URIE, D.H., HART, J.B.Jr. (1986): Nitrogen transformation in four sludge-amended Michigan forest types. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 142-153.
- BRZEZIECKI, B., KUHN, N., AMIET, R. (1989): Multivariate analysis of vegetational changes in permanent woodland plots with different sewage sludge treatments. *Vegetatio* 79: 177-183.
- CAMPA III, H., WOODYARD, D.K., HAUFLE, J.B. (1986): Deer and elk use of forages treated with municipal sewage sludge. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 188-198.
- COLE, D.W., HENRY, C.L., NUTTER, W.L. (1986.) The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Proceedings of the Forest Land Application Symposium, June 25-28, 1985, Univ. of Washington; Univ. of Washington Press, Seattle, WA; 582 S.
- COMERFORD, N.B., FISKELL, J.G.A. (1983): Profile of metal movement and plant uptake of an industrial sewage sludge for a Slash pine stand. *Soil and Crop Science Society of Florida* Vol.42: 176-180.
- COOLEY, J.H. (1979): Effects of irrigation with oxidation pond effluent on tree establishment and growth on sand soils. In W. E. SOPPER, S.N. KERR (Hrsg.): Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Pennsylvania State University Press. 145-153.

- COUILLARD, D., GRENIER, Y. (1989): Effect of applications of sewage sludge on N, P, K, Ca, Mg and trace element contents of plant tissues. *The Science of the Total Environment* 80: 113-125.
- COUNCIL DIRECTIVE, 86/278/EU (1986): Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Council Directive amendments 91/672/EU, proposed amendments, COM (90) 85 final.
- COURTOIS, H. (1979): Neue Erkenntnisse über das Wachstum von Jungkiefern zehn Jahre nach Müllkompostdüngung. *AFZ* 34: 1273-1274.
- COURTOIS, H. (1980): Beitrag zum Wachstum von Jungkiefern auf Sandboden 10 Jahre nach Müll - Klärschlamm - Kompost Applikation. *Forstarchiv* 51/7: 136-138.
- DESCHAUER, H. (1995): Eignung von Bioabfallkompost als Dünger im Wald. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 43.
- DIMITRI, L., SIEBERT, H. (1977): Gefäßversuche mit Forstpflanzen zum Ausbringen von Klärschlamm auf Forstkulturflächen. *AFZ* 32/39: 973-976.
- EDMONDS, R.L. (1979): Microbiological characteristics of dewatered sludge following application to forest soils and clearcut areas. In W. E. SOPPER, S.N. KERR (Hrsg.): *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. Pennsylvania State University Press. 123-136.
- EDMONDS, R.L., MAYER, K.P. (1981): Survival of sludge-associated pathogens and their movement into groundwater. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.): *Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands*. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle. 79-86.
- EDMONDS, R.L., MAYER, K.P. (1981): Biological changes in soil properties associated with dewatered sludge application. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.) *Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands*. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle. 49-57.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (1986): *Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solingprojekts 1966-1986*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- ESSER, U., THÖLE, R., SCHREIBER, K.-F. (1983): Auswirkungen einer Stärkeabwasser-Verregnung auf den Nährstoffhaushalt und die Vegetation eines Podsol - Braunerde - Waldstandortes. *Osnabrücker naturwiss. Mitt.* 10: 165-187.
- EU-RICHTLINIE, EWG 80/788: Richtlinie des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.
- EVERS, F.-H. (1985): Versuche mit Klärschlamm in einem Laubwald-Ökosystem auf Feinlehm (I). A. Zur Anlage des Klärschlamm-Versuchs Langenau/Holzkirch. *Mitt. Verein f. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung* 31: 3-6.
- FAßBENDER, H.W., GUSSONE, H.A. (1983): Änderung im Nährstoffhaushalt eines Waldbodens nach Klärschlammausbringung. *Der Forst- und Holzwirt* 22: 584-588.
- FAßBENDER, H.W., SOMMER, U., STEINER, B. (1978): Abwasserzusammensetzung und Abwasser-Verregnung im Wald. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 27: 101-110.
- FINK, J. (1969): Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. *Mitt. Österr. Bodenkdl. Gesellschaft*, Heft 13.
- FISCHER, P., JAUCH, M. (1991): Schwermetallgehalte von Grüngutkomposten. *MÜLL und ABFALL* 6/91: 357-365.
- FISKELL, J.G.A., REBERTUS, R., COMERFORD, N.B., PRITCHETT, W.L. (1984): Comparing soil tests for a forested acid sandy soil topdressed with sewage effluent. *Soil Sci. Soc. Am. J. Vol.* 48: 1170-1174.
- FISKELL, J.G.A., NEARY, D.G., COMERFORD, N.B. (1990): Slash pine and understory interception of micronutrients mineralized from sewage sludge applied to a sandy, acidic forest soil. *Forest Ecology and Management* 37: 27-36.
- FRESQUEZ, P.R., FRANCIS, R.E., DENNIS, G.L. (1990): Soil and vegetation responses to sewage sludge on a degraded semiarid broom snakeweed/blue grama plant community. *Journal of Range Management* 43: 325-331.

- FRICKE, K., NIEßEN, H., TURK, T., VOGTMANN, H., HANGEN, H.O. (1992): Situationsanalyse Bioabfall 1991 - Teil 2. MÜLL und ABFALL 9/92: 649-660.
- FRIEGE, H. (1992): Konsequenzen aus der Belastung von Komposten mit Dioxinen und anderen chlororganischen Verbindungen. MÜLL und ABFALL 2/92: 74-78.
- FURRER, O.J., STAUFFER, W. (1982): Influence of sewage sludge application on physical properties of soils and its contribution to the humus balance. In: The influence of sewage sludge application on physical and biological properties of soils. COST (68, W.G.4)-Seminar, 23-25 Juni, 1981, München.
- GAUGG, J. (1992): Klärschlammkompostierung Vorarlberg. 24 S. Amt der Vorarlberger Landesregierung.
- GERBA, C.P., BITTON, G. (1984): Microbial Pollutants: Their survival and transport pattern to groundwater. In G. BITTON, C.P. GERBA (Hrsg.): Groundwater pollution microbiology. New York. 65-88.
- GOUIN, F.R., WALKER, J.M. (1977a): Deciduous tree seedling response to nursery soil amended with composted sewage sludge. HortScience 12/1: 45-47.
- GOUIN, F.R. (1977b): Conifer tree seedling response to nursery soil amended with composted sewage sludge. HortScience 12/4: 341-342.
- GOUIN, F.R., LINK, C.B., KUNDT, J.F. (1978): Forest seedlings thrive on composted sludge. Compost Science/Land Utilization 19/4: 28-30.
- GRABHER, M., LUTZ, S. (1995): Vegetationskundliche Bewertung der Klärschlammkompost - Rekultivierungsflächen in Lech (Schafalptobel) und Hohenems (Steinbruch). Im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz. 10 S.
- GRANT, R.O., OLESEN, S.E. (1984): Sludge utilization in spruce plantations on sandy soils. In S. BERGLUND, R.D. DAVIS, P. L'HERMITE (Hrsg.): Utilisation of sewage sludge on land: Rates of application and long-term effects of metals. Proceedings of a Seminar held at Uppsala, June 7-9, 1983. D. Reidel Publishing Company. 79-90.
- GRENIER, Y., COUILLARD, D. (1990): Control of aborescent vegetation below power lines with wastewater sludge. J. Environ. Qual. 19: 141-146.
- GRÜNEKLEE, C.E., KERN, K.G., MOLL, W. (1989): Schwermetaldynamik in Müllkompostversuchen auf Forststandorten des Pfälzerwaldes. Allg. Forst- und J.-Ztg. 160/2-3: 32-39.
- GRÜNEKLEE, C.E., MOLL, W., KERN, K.G. (1993): Stickstoffstatus eines Braunerde-Podsols unter Kiefer zehn Jahre nach Melioration mit Müllkompost. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156: 39-44.
- GÜNTHER, K. (1980): Die Wirkung von Klärschlamm auf Nährelementvorräte und -verteilung in einer Parabraunerde aus Lößlehm unter Fichte. Diplomarbeit. Universität München. 90 S.
- GUSSONE, H.A. (1964): Faustzahlen für die Düngung im Walde. BLV-Verlag.
- HANGEN, H.O. (1991): Biotonne und Kompostwerk im Landkreis Bad Kreuznach. MÜLL und ABFALL 11/91: 713-723.
- HARRINGTON, C.A., DeBELL, D. (1984): Effects of irrigation, pulp mill sludge, and repeated coppicing on growth and yield of black cottonwood and red alder. Can. J. For. Res. 14: 844-849.
- HARRIS, A.R., URIE, D.H. (1983): Changes in a sandy forest soil under northern hardwoods after 5 years of sewage effluent irrigation. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 47: 800-805.
- HARRIS, A.R., URIE, D.H. (1986): Heavy metal storage in soils of an aspen forest fertilized with municipal sludge. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 168-176.
- HARRISON, R., HENRY, C.L., XUE, D. (1994a): Magnesium deficiency in douglas-fir and grand fir growing on a sandy outwash soil amended with sewage sludge. Water, Air and Soil Pollution 75: 37-50.

- HARRISON, R., XUE, D., HENRY, C., COLE, D.W. (1994b): Long-term effects of heavy applications of biosolids on organic matter and nutrient content of a coarse-textured forest soil. *Forest Ecology and Management* 66: S.165-177.
- HART, J.H., HART, J.B., NGUYEN, P.V. (1986): Aspen mortality following sludge application in Michigan. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 266-271.
- HART, J.B., NGUYEN, P.V., URIE, D.H., BROCKWAY, D.G. (1988): Silvicultural use of wastewater sludge. *Journal of Forestry* 86/6: 17-24.
- HEILMAN, P. (1991): Regressions of dry weight vs. tree size for individual trees. Washington State Univ. Publication, Puyallup, WA.
- HENRY, C.L., HARRISON, R.B. (1991): Literature reviews on environmental effects of sludge management. Univ. of Washington, College of Forest Resources, Seattle, Washington. 65 S.
- HENRY, C.L. (1991): Nitrogen dynamics of pulp and paper sludge amendment to forest soils. *Wat. Sci. Tech.* 24/2: 417-425.
- HENRY, C.L., COLE, D.W., HARRISON, R.B. (1994): Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry: The Pack Forest Sludge Research Program. *Forest Ecology and Management* 66: 137-149.
- HENRY, C. (1995): Biosolids Management Guidelines - Forest lands. Biosolids utilization in forest lands. 21 S. (unveröffentlicht).
- HILDEBRAND, E.E. (1985): Bodenphysikalische Aspekte der Klärschlammausbringung im Wald. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 31: 7-12.
- HIRSCHHEYDT, A. von, KELLER, T. (1988): Über den Austrag und die Verteilung von nassem Klärschlamm im Walde von Satigny. In Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen (Hrsg.): *Auswirkungen von Klärschlamm auf einen Eichenwald*. Mitteilungen Bd. 64/1. 13-19.
- HORNBECK, J.W., KOTERBA, M.T., PIERCE, R.S. (1979): Sludge application to a Northern Hardwood Forest in New Hampshire: Potential for dual benefits? In SOPPER, W.E., KERR, S.N. (1979) *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. Pennsylvania State University Press. 137-143.
- HUPPERT-NIEDER, H.-P. (1995): Innovatives Verfahren zur stofflichen Klärschlammverwertung. *Korrespondenz Abwasser* 42/2: 226-228.
- HÜSER, R. (1977): Untersuchungen zur Klärschlammverwertung im Wald. *Forstw. Cbl.* 96: 238-245.
- HUSZ, G. (1994): Klärschlammvererdung. Was ist das? *Waste Magazin* 4: 37-38.
- INSAM, H. (1996): Stickstoff-Freisetzung nach Anwendung von Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen. *ÖFZ* 107/9: 48-51.
- IWATSUBO, G., NAGAYAMA, Y. (1994): Effects of sewage-water spraying on mineral cycling in a forest ecosystem. *Forest Ecology and Management* 68: 75-85.
- JOHNSON, J.A., GALLAGHER, T., NAYLOR, L.M. (1987): Sludge proves effective as fertilizer. *Bio-Cycle* 28: 33-35.
- JOKELA, E.J., SMITH, W.H., COLBERT, S.R. (1990): Growth and elemental content of Slash pine 16 years after treatment with garbage composted with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 19: 146-150.
- KELLER, T. (1975): Die Beeinflussung des Chemismus von Lysimeter-Sickerwasser durch Klärschlamm. *AFZ* 30/22: 477-478.
- KELLER, T., BEDA-PUTA, H. (1976): Der Einfluß von Klärschlamm auf den Sickerwasserchemismus eines lehmigen Waldbodens. *Forstw. Cbl.* 95: 97-108.
- KELLER, T. (1988a): Der Einfluß von Klärschlamm auf die Gehalte an einigen Elementen in Eichenlaub. In Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen (Hrsg.): *Auswirkungen von Klärschlamm auf einen Eichenwald*. Mitteilungen Bd. 64/1. 203-223.

- KELLER, W. (1988b): Einfluß einer Klärschlammgabe auf das Wachstum eines Eichenwaldes. In Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen (Hrsg.): Auswirkungen von Klärschlamm auf einen Eichenwald. Mitteilungen Bd. 64/1. 225-248.
- KERN, K.G. (1984): Erste Ergebnisse von Müllkompostversuchen im Pflälzerwald. Allg. Forst- und J.-Ztg. 155/9: 214-219.
- KILLIAN, W., MAJER, C., MUTSCH, F. (1986): Klärschlammausbringung auf Schipisten im Waldgebiet. Bericht über eine Stichprobenuntersuchung der Forstlichen Bundesversuchsanstalt im Schigebiet Achenkirch - Christlum, Tirol. Teil XXIV, 81-86.
- KOBEL-LAMPARSKI, A., LAMPARSKI, F., PETER, B. (1985): Die Wirkung von Klärschlamm auf Bodenfauna und Struktur des Oberbodens eines Buchenwaldes. Mitt. Verein f. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 31: 13-30.
- KÖPL, M. (1995): Sewage sludge fertilization of forest ecosystems. Studies on ammonia volatilization with special reference to the Pacific Northwest. Diplomarbeit. Univ. f. Bodenkultur, Wien. 70 S.
- KORCAK, R.F., GOUIN, F.R., FANNING, D.S. (1979): Metal content of plants and soils in a tree nursery treated with composted sludge. J. Environ. Qual. 8/1: 63-68.
- KOTERBA, M.T., HORNBECK, J.W., PIERCE, R.S. (1979): Effects of sludge applications on soil water solution and vegetation in a Northern Hardwood stand. J. Environ. Qual. 8/1: 72-78.
- KRANEBITTER, B., INSAM, H. (1995): Freisetungsverhalten von Stickstoffverbindungen und Schwermetallen aus organischen Düngemitteln, Klärschlammprodukten und Bioabfallkompost. Studie im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung, der Fa. Biochemie in Kundl sowie der Fa. Häusle in Lustenau. 36 S.
- KRANEBITTER, B., INSAM, H. (1996): Schadstoffaustrag aus alpinen Böden nach Düngung mit organischen Reststoffen. ÖFZ 107/7: 51-53.
- KRAPFENBAUER, A., SIEGHARDT, M., BUCHLEITNER, E. (1979): Müllklärschlammkompost (MKK) - Gefäßversuche mit Fichte (*Picea abies*) und Schwarzkiefer (*Pinus nigra var. austriaca*). Centralblatt für das gesamte Forstwesen 96/3: 162-174.
- KRAPFENBAUER, A. (1980): Die Problematik der Anwendung von Müll-Klärschlamm-Kompost (MKK) in der Forstwirtschaft. In P. GLÜCK, G. HALBWACHS (Hrsg.): Umweltprobleme in der Forstwirtschaft. Österreichischer Agrarverlag, Wien. 33-47.
- KRAPFENBAUER, A., BUCHLEITNER, E., SIEGHARDT, M. (1981): Müllklärschlammkompost (MKK) verschiedenen Auswaschungsgrades als Substrat - Gefäßversuche mit Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus silvestris*). Die Bodenkultur 32/2: 105-115.
- KRAUß, P., HAGENMEIER, H., BENZ, T., HÖHL, J., HIMMLER, M., KOOHER, U., MEYER, V., WEBER, U. (aus FRIEGE, 1992): Organische Schadstoffe im Kompost. Vortrag beim 59. Abfallchemischen Kolloquium Stuttgart, 15.3.91, in Druck.
- KUHN, N., AMIET, R. (1988): Der Einfluß von Klärschlamm auf die Bodenvegetation eines Eichenwaldes. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes. Mitt. 64: 149-202.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (1995): Merkblatt M 10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 21, 61 S.
- LAHL, U., ZESCHMAR-LAHL, B. (1991): Kompost im Teufelskreis - Für die Dioxingehalte in den organischen Stoffkreisläufen ist die Chlorchemie verantwortlich. Müllmagazin 4/91: 28-31.
- LANDWIRTSCHAFTLICH-CHEMISCHE BUNDESANSTALT (1986): Die richtige Verwertung von Klärschlamm im Wald. Merkblatt. 2 S.
- LASSNIG, D., ZETHNER, G. (1994): Kommunaler Klärschlamm in Österreich. Ist-Zustand und Perspektiven. Umweltbundesamt. Interne Berichte. UBA-IB-449. 110 S.
- LEWIS, S.J., SAMSON, F.B. (1981): Use of upland forests by birds following spray irrigation with municipal wastewater. Environmental Pollution (Series A) 26: 267-273.
- LGBL. 21/1993: Oberösterreichische Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung.

- LGBL. 6160/2-0: Niederösterreichische Klärschlammverordnung - Stammgesetz 80/94.
- LGBL. 82/1991: Klärschlamm- und Müllkompostverordnung (Burgenland).
- LGBL 31/1987: Klärschlammverordnung (Vorarlberg).
- LGBL. 89/1987: Klärschlammverordnung (Steiermark).
- LIKENS, G.E., BORMANN, F.H., PIERCE, R.S., EATON, J.S., JOHNSON, N.M. (1979): Biogeochemistry of a forest ecosystem. Springer Verlag, N.Y., 149 S.
- LOLL, U. (1987): Klärschlamm - Quo vadis? In K.J. THOMÉ-KOZMIENSKY UND U. LOLL (Hrsg.): Recycling von Klärschlamm 1. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH, Berlin. 1-15.
- LUND, L.J., ADRIANO, D.C., PRATT, P.F. (1974): Nitrate concentrations in deep soil cores as related to soil profile characteristics. J. Environ. Qual. 3: 78-82.
- MACHOWETZ, H.H. (1991): Konzept für die Klärschlammentsorgung in Oberösterreich. Langfassung. 90 S. Amt der Oö. Landesregierung.
- MacCONNEL, G.S., WELLS, C.S., METZ, L.J. (1986): Influence of Municipal Sludge on Forest Soil Mesofauna. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 177-187.
- MATHIS, C., BAUER, W., KÖNIG, K., SALZMANN, C. (1991): Vergleich von Verfahren der Klärschlammnutzung und -entsorgung unter Beachtung der Situation in Vorarlberg: Amt der Vorarlberger Landesregierung. 34 S.
- McCLUNG, G., FRANKENBERGER, W.T. (1985): Soil nitrogen transformations as affected by salinity. Soil Sci. 139: 405-411.
- McINTOSH, M.S., FOSS, J.E., WOLF, D.C., BRANDT, K.R., DARMODY, R. (1984): Effect of composted municipal sewage sludge on growth and elemental composition on white pine and hybrid poplar. J. Environ. Qual. 13/1: 60-62.
- McKEE Jr., W.H. (1989): Changes in pattern of stem growth in pole-sized Loblolly pine after sewage sludge application. General-technical-report-SO-U.S.-Department-of-Agriculture,-Forest-Service,-Southern-Forest-Experiment-Station (USA) Nr. 74: 461-463.
- McKEE Jr., W.H., MCLEOD, K.W., DAVIS, C.E., MCKEVLIN, M.R., THOMAS, H.A. (1986): Growth responses of Loblolly pine to municipal and industrial sewage sludge applied at four ages on Upper Coastal plain sites. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 272-281.
- MEIWES, K.J., BAUHUS, J. (1992): Zur Ausbringung von organischen Abfällen im Wald. Forst und Holz 47/17: 545-546.
- MOLL, W., PIETROWICZ, P., STAHR, K. (1977): Einfluß von Müllklärschlammkompost auf Böden aus Dünen sand im Hardtgebiet bei Schwetzingen (Oberrheinebene). Forstw. Cbl. 96: 253-261.
- MOLL, W. (1982): Exkursionsführer für den VFFA - Sektion Waldernährung im Forstamt Edenkoben (unveröffentlicht).
- MOLL, W., SCHWARZ, O. (1983): Müllkompostversuche im Gemeindewald Bietigheim/Raststatt. Allg. Forst- u. J. Ztg. 154/2: 37-39.
- MORSING, M. (1994): The use of sludge in forestry and agriculture. A comparison of the legislation in different countries. Forskningsserien 5. Danish Forest and Landscape Research Institute, Lyngby, Denmark. 66 S.
- MURPHY, D.A., COATES, J.A. (1966): Effects of dietary protein on deer. Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf. 31: 129-137.
- NGUYEN, P.V., HART Jr., J.B., MERKEL, D.M. (1986): Municipal sludge fertilization on oak forests in Michigan: Short-term nutrient changes and growth responses. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.) The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 282-291.

- OEHMICHEN, J., GRÖBLINGHOFF, F.-F., REINDERS, A., DÖRENDAHL, A. (1995): Untersuchung über die Verwendung von Bio-Kompost als Kreislaufdünger im Landbau. *MÜLL und ABFALL* 2/95: 74-82.
- OLSON, J.S. (1963): Energy storage and the balance of producers and consumers in ecological systems. *Ecology* 44: 322-331.
- ÖNORM S 2022 (1984): Gütekriterien für Müllkompost. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2023 (1984): Untersuchungsmethoden und Güteüberwachung von Kompost. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2024 (1987): Anwendungsrichtlinien für Müllkompost. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2100 (1984): Sonderabfallkatalog. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2200 (1993): Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- ÖNORM S 2201 (1993): Kompostierbare biogene Abfälle - Qualitätsanforderungen. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- PHILIPP, W., STRAUCH, D. (1987): Seuchenhygienische Untersuchungen zur Problematik der Klärschlammasbringung in Waldbeständen. *Mittl. Ver. Forstl. Standortkartierung und Forstpflanzenzüchtung* 33: 111-113.
- PRESCOTT, C.E., McDONALD, M.A., GESSEL, S.P., KIMMINS, J.P. (1993): Long-term effects of sewage sludge and inorganic fertilizers on nutrient turnover in litter in a coastal Douglas fir forest. *Forest Ecology and Management* 59: 149-164.
- REITER, H., HÜSER, R., WAGNER, S. (1995): Auswirkungen von Klärschlammapplikationen auf vier verschiedene Waldstandorte. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 3: 76 S.
- RIDGEWAY, G.L., DONOVAN, L.A., McLEOD, K.W. (1986): Response of Loblolly Pine to sewage sludge application: Water Relations. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 301-307.
- RIEDEL, G., GRÜNEBERG, H. (1990): Aufbau von Erholungswald auf ehemaligen Abwasseraufleitungsflächen (Rieselfelder) - erste Erfahrungen. *Beiträge für die Forstwirtschaft* 24/4: 161-164.
- RIEKERK, H., ZASOSKI, R.J. (1979): Effects of dewatered sludge applications to a Douglas Fir forest soil on the soil, leachate and groundwater composition. In SOPPER, W.E., KERR, S.N (Hrsgb): *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. Pennsylvania State University Press. 35-46.
- RIEKERK, H. (1981): Effects of sludge disposal on drainage solutions of two forest soils. *Forest Sci.* 27/4: 792-800.
- RIEKERK, H. (1982): How much sewage nitrogen on forest soils? A case history. *BioCycle* 23/1: 53-56.
- RIEKERK, H. (1983): Impacts of silviculture on flatwoods runoff, water quality, and nutrient budgets. *Water Resour. Bull.* 19: 73-79.
- RIPPEN, G. (1997): *Handbuch Umweltchemikalien*. EcoMed-Verlag. Landeberg/Lech.
- RITCHIE, G.A., HINCKLEY, T.M. (1975): The pressure chamber as an instrument for ecological research. *Adv. Ecol. Res.* 9: 165-254.
- RODE, G., FAßBENDER, H.W. (1983): Auswirkungen von Müllklärschlammkompost auf das Wachstum von Forstpflanzen und auf Elementgehalte von Boden und Pflanze. *Der Forst- und Holzwirt* 38/13: 328-336.
- ROETHER, V.; SCHWARZ, O. (1979): Veränderungen in der Waldbodenvegetation durch Düngung mit Müll-Klärschlamm-Kompost. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung* 27: 44-47.

- SALZBURG (Nov. 1987): Richtlinien für die Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft.
- SCANLON, D.H., DUGGAN, C., BEAN, S.D. (1973): Evaluation of municipal compost for strip mine reclamation. *Compost science* 14: 3.
- SCHIESS, P., COLE, D.W. (1981): Renovation of wastewater by forest stands. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.): *Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands*. College of Forest Resources, Univ. of Washington, Seattle, WA. 131-147.
- SCHMITZER, K. (1977): Der Einfluß von ausgefaultem Klärschlamm auf die Sickerwasserqualität in einem Fichten- und Kiefernbestand. Diplomarbeit. Universität München. 75 S.
- SCHWARZ, O. (1977): Über die Auswirkungen von Müllklärschlammkomposten (MKK) auf Forstkulturen in der Oberrheinebene. *Forstw. Cb.* 96: 246-253.
- SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA (1987): *Glossary of Soil Science Terms*. 44 S.
- SOMMER, U., FAßBENDER, H.W. (1975): Möglichkeiten der Abwasserverrieselung in Waldbeständen. *AFZ* 30/22: 469-471.
- SOPPER, W.E., KERR, S.N. (1979): Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. *Proceedings of a symposium*. March 21-23, 1977; Philadelphia; Pennsylvania State University Press. 537 S.
- SOPPER, W.E. (1990): Revegetation of a burned anthracite coal refuse banks using municipal sludge. *Proceedings of the 1990 National Symposium on Mining*, University of Kentucky, Lexington, KY. 37-42.
- SOPPER, W.E. (1993): *Municipal sludge use in land reclamation*. Lewis Publishers. 163 S.
- SORBER, C.A., MOORE, B.E. (1986): Microbiological aspects of forest application of wastewater and sludge. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 73-84.
- STEINMÜLLER, H., LUTZ, L. (1994): Klärschlammverwertung nach Schadstoffvermeidung. Handlungsanweisungen für Niederösterreich. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (Hrsg.). 164 S.
- STRAUCH, D., KÖRNIG, W., PHILIPP, W., EVERS, F.H. (1981): Untersuchungen über die Tenazität von Salmonellen und Askarideneiern bei der Ausbringung von Klärschlamm in Waldbeständen. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B* 174: 461-470.
- THALKEN, C.E., YOUNG, A.L. (1983): *Environm. Sci. and Res.* 26: 357.
- THIEL, D.A., MARTIN, S.G., DUNCAN, J.W., LANCE, W.R. (1989): Effects of a sludge containing dioxin on wildlife in red pine plantations. *Tappi Journal*: 94-99.
- THOMANN, C. (1984): Experimental study on the use of urban sewage sludge on mediterranean forests. In S. BERGLUND, R.D. DAVIS, P. L'HERMITE (Hrsg.): *Utilisation of sewage sludge on land: Rates of application and long-term effects of metals*. *Proceedings of a seminar held at Uppsala*, June 7-9, 1983. 61-78.
- TIROL (Juli 1987): Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden.
- TREFZ-MALCHER, G., EVERS, F.H. (1984): Schwermetallanreicherung in Wildäusungspflanzen durch Klärschlamm. *Mittl. Forstl. Versuchs- und Forsch.-Anstalt Bad.-Württ.* 108: 105-110.
- TREFZ-MALCHER, G., EVERS, F.H. (1987): Versuche mit Klärschlamm in einem Laubwald-Ökosystem auf Feinlehm (II). Die Wirkung von Klärschlamm auf Boden- und Sickerwasserchemismus, Bodenvegetation und Blattsreu. *Mitt. Verein f. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung* 33: 93-110.
- VOGT, K., EDMONDS, R.L., VOGT, D.J. (1981): Nitrate leaching in soils after sludge application. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.): *Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands*. College of Forest Resources, Univ. of Washington, Seattle, WA. 59-66.
- UMWELTBUNDESAMT (1995): Analytische Untersuchung von Klärschlamm. *Analysenbericht*. UBA-BE-046. 51 S.

- UNIV. OF WASHINGTON, COLLEGE OF FOREST RESOURCES (1993): Use of biosolids to enhance forest ecosystems. 19 S.
- URIE, D.H., HARRIS, A.R., COOLEY, J.H. (1978): Municipal and industrial sludge fertilization of forests and wildlife openings. In: First Annual Madison Conference of Applied Research and Practice on Municipal and Industrial Waste, Madison, Wisconsin. 467-480.
- WEETMAN, G.F., McDONALD, M.A., PRESCOTT, C.E., KIMMINS, J.P. (1993): Responses of western hemlock, Pacific silver fir, and western red cedar plantations on northern Vancouver Island to applications of sewage sludge and inorganic fertilizer. *Can. J. For. Res.* 23/9: 1815-1820.
- WEST, S.D., TABER, R.D., ANDERSON, D.A. (1980): Wildlife in sludge-treated plantations. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.): Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands. College of Forest Resources, Univ. of Washington, Seattle, WA. 115-122.
- WHITCOMB, B.L., WHITCOMB, R.F., BYSTRAK, D. (1977): Island biogeography and habitat islands of eastern forest. III. Long-term turnover effects of selective logging on the avifauna of forest fragments. *Am. Birds* 31: 17-23.
- WOODYARD, D.K., CAMPA, H., HAUFLE, J.B. (1986): The influence of forest application of sewage sludge on the concentration of metals in vegetation and small mammals. In D.W. COLE, C.L. HENRY, W.L. NUTTER (Hrsg.): The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Univ. of Washington Press, Seattle, WA. 199-205.
- ZASOSKI, R. (1981a): Effects of sludge on soil chemical properties. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.): Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands. College of Forest Resources, Univ. of Washington, Seattle, WA. 45-48.
- ZASOSKI, R. (1981b): Heavy metal mobility in sludge-amended soils. In C.S. BLEDSOE (Hrsg.): Municipal sludge applications to Pacific Northwest forest lands. College of Forest Resources, Univ. of Washington, Seattle, WA. 67-72.

12 ANHANG

12.1 Glossar

Überblick über die verwendeten Abkürzungen

4-Cp	4-Chlorphenol
A _{nr}	Lockere hohlraumreiche Mischung von mineralboden- bzw. klärschlammhaltigen Regenwurmexkrementen und Streu
AOX	Halogenierte Verbindungen
aust	austauschbar
AW	Abwasser
B(a)-a.	Benzo(a)-anthracen
B(a)-p.	Benzo(a)-pyren
B(b)-f.	Benzo(b)-fluoranthen
BGBL	Bundesgesetzblatt
BHD	Brusthöhendurchmesser
BK	Biokompost
BS	Basensättigung
BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Dp	2,4-/2,5-Dichlorphenol
E	Eingearbeitete Klärschlammgabe
EC	Elektrische Leitfähigkeit
EDTA	Ethylendiamintetraacetat
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization
FluA	Fluoranthen
G+F	Glucose und Fructose
GA	Grünabfall
GAK	Grünabfallkompost
Gew.-%	Gewichtsprozent
Gf	Grundfläche
HCB	Hexachlorbenzol
Ind	Indeno(1,2,3-c,d)-pyren
Ind.-AW	Industrielles Abwasser
Ind.-KS	Industrieller Klärschlamm
k.A.	keine Angabe
KAK	Kationenaustauschkapazität
KSe	Entwässerter Klärschlamm
KSK	Klärschlammkompost
KSKr	Klärschlammkompost, reif
KSKf	Klärschlammkompost, frisch
KSn	Naßschlamm
KSt	Getrockneter Klärschlamm, Klärschlammgranulat

LAS	Tenside
LGBL	Landesgesetzblatt
lyo	lyophilisierte Probe
M	Mol
MD	Mineraldünger
MK	Müllkompost
MKK	Müllklärschlammkompost
ndf	nicht durchforstet
NS	Niederschlag
O	Oberflächliche Klärschlammgabe
P	primärer Papierschlamm
PAK	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe
PBB	Polybromierte Biphenyle
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane
PCP	Pentachlorphenol
PFS	Pflanzenfrischsubstanz
Phen	Phenanthren
Php	Polyhydroxyphenole
RP	Rohprotein
S	sekundärer Papierschlamm
SU. d. f. Z.	Summe der freien Zucker
SU_PCB	Summe der PCB-Verbindungen 28, PCB 52, PCB 101, PCB 153, PCB 138 und PCB 180
Su_KW	Summe der Kohlenwasserstoffe
TCDD/F	Tetrachlordibenzodioxine und -furane
TEQ	Toxizitätsäquivalentquotient
TS	Trockensubstanz
Vol.-%	Volumsprozent
W	Wasserextrakt
XWP	Xylemwasserpotential

12.2 Übersicht über die in der Studie verwendeten Pflanzen- und Tiernamen

Tab. 73: Baum- und Straucharten in Latein und Englisch

Lateinische Bezeichnung	Englische Bezeichnung
<i>Abies procera</i>	noble fir
<i>Acer rubrum</i>	red maple
<i>Acer saccharum</i>	sugar maple
<i>Alnus rubra</i>	Red alder
<i>Berberis thunbergii</i>	barberry
<i>Circaea quadrisulcata</i>	enchanter`s nightshade
<i>Dipsacus sylvestris</i>	teasel
<i>Fagus grandifolia</i>	american beech
<i>Fraxinus pennsylvanica var. lanceolata</i>	green ash
<i>Gaultheria shallon</i>	salal
<i>Ilex glabra</i>	galberry
<i>Larix decidua</i>	European larch
<i>Larix laricina</i>	tamarack
<i>Larix leptolepis</i>	Japanes larch
<i>Lindera benzoin</i>	Spicebush
<i>Liriodendron tulipifera</i>	tulip poplar
<i>Mahonia nervosa</i>	dull Oregon-grape
<i>Panthenocissus quinquefolia</i>	Virginia creeper
<i>Picea glauca</i>	white spruce
<i>Pinus banksiana</i>	jack pine
<i>Pinus elliotii</i>	Slash pine
<i>Pinus monticola</i>	white pine
<i>Pinus resinosa</i>	red pine
<i>Pinus sylvestris</i>	Scotch pine
<i>Populus canescens x P. grandidentata</i>	hybrid poplar
<i>Populus deltoides</i>	cottonwood
<i>Populus deltoides x P. nigra</i>	Raverdeaux poplar
<i>Populus deltoides x Populus trichocarpa</i>	hybrid poplar
<i>Populus grandidentata</i>	bigtooth aspen
<i>Populus tremuloides</i>	quaking aspen
<i>Populus trichocarpa</i>	Black cottonwood
<i>Prunus serotina</i>	black cherry
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Douglas-fir

Lateinische Bezeichnung	Englische Bezeichnung
<i>Quercus alba</i>	white oak
<i>Quercus borealis</i>	northern red oak
<i>Quercus rubra</i>	red oak
<i>Rubus spp.</i>	brambles
<i>Serenoa repens</i>	palmetto
<i>Symphoricarpos albus</i>	snowberry
<i>Thuja occidentalis</i>	northern white-cedar

Tab. 74: Bodenvegetation in Latein und Englisch

Lateinische Bezeichnung	Englische Bezeichnung
<i>Armillaria mellea</i>	armillaria root-rot
<i>Carex spp.</i>	sedge
<i>Cirsium arvense</i>	Canadian thistle
<i>Eupatorium sp.</i>	dog fennel
<i>Hylocomium splendens</i>	(stair) step moss
<i>Kindbergia oregana</i>	slender beaked moss
<i>Linnaea borealis</i>	Twinflower
<i>Myrica asplenifolia</i>	sweetfern
<i>Panicum virgatum</i>	panic grass
<i>Plagiothecium undulatum</i>	wavy-leaved cotton moss
<i>Pteridium aquilinum</i>	bracken fern
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	pipecleaner moss
<i>Urtica dioica var. lyallii</i>	stinging nettle
<i>Vaccinium parvifolium</i>	red huckleberry

Tab. 75: Tierarten in Latein und Englisch

Lateinische Bezeichnung	Englische Bezeichnung
<i>Phyllophaga sp.</i>	June beetle
<i>Odocoileus hemionus columbianus</i>	Columbian black-tailed deer
<i>Odocoileus virginianus</i>	White-tailed deer
<i>Peromyscus maniculatus</i>	Deer mouse
<i>Turdus migratorius</i>	American Robin
<i>Parus atricapillus</i>	Black-capped chickadee
<i>Sitta canadensis</i>	Red-breasted nuthatch
<i>Troglodytes aedon</i>	House wren
<i>Scolopax rusticola</i>	woodcock

12.3 Überblick über die in der Studie vorkommenden Bodentypen der U.S. Soil Taxonomy

Tab. 76: Darstellung der in der Studie zitierten Böden; Auszug der U.S. Soil Classification System (Soil Taxonomy). Aus Soil Glossary of Soil Science Terms (SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA, 1987)

Order	Suborder	Kurze Charakteristik
Alfisols		Mineral soils that have umbric or ochric epipedons, argillic horizons, and that hold water at < 1.5 MPa tension during at least 90 days when the soil is warm enough for plants to grow outdoors. Alfisols have a mean annual soil temperature of < 8°C or a base saturation in the lower part of the argillic horizon of 35% or more when measured at pH 8.2.
	Aqualfs	Alfisols that are saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops other than pasture or woodland unless they are artificially drained. Aqualfs have mottles, iron-manganese concretions or gray colors immediately below the A1 or Ap horizons and gray colors in the argillic horizon.
		Great Group Glossaqualfs
	Boralfs	Alfisols that have formed in cool places. Boralfs have frigid or cryic but not pergelic temperature regimes, and have udic moisture regimes. Boralfs are not saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops.
		Great Group Eutroboralfs Glossoboralfs
	Udalfs	Alfisols that have an udic soil moisture regime and mesic or warmer soil temperature regimes. Udalfs generally have brownish colors throughout, and are not saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops.
		Great Group Hapludalfs
Entisols		Mineral soils that have no distinct subsurface diagnostic horizons within 1 m of the soil surface
	Psamments	Entisols that have textures of loamy fine sand or coarser in all pans, have < 35% coarse fragments, and that are not saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops.
		Great Group Udipsamments Ustipsamments (Alfic, Typic) Xeropsamments
Inceptisols		Mineral soils that have one or more pedogenic horizons in which mineral materials other than carbonates or amorphous silica have been altered or removed but not accumulated to a significant degree. Under certain conditions, Inceptisols may have an ochric, umbric, histic, plaggen or mollic epipedon. Water is available to plants more than half of the year or more than 90 consecutive days during a warm season.

Kurze Charakteristik	
Order	Suborder
	<p>Aquepts</p> <p>Inceptisols that are saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops other than pasture or woodland unless they are artificially drained. Aquepts have either a histic or umbric epipedon and gray colors within 50 cm of the surface, or an ochric epipedon underlain by a cambic horizon with gray colors, or have sodium saturation of 15 % or more.</p> <p>Great Group Haplaquepts</p>
	<p>Ochrepts</p> <p>Inceptisols formed in cold or temperate climates and that commonly have an ochric epipedon and a cambic horizon. They may have an umbric or mollic epipedon < 25 cm thick or a fragipan or dunpan under certain conditions. These soils are not dominated by amorphous materials and are not saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops.</p> <p>Great Group Dystrochrepts Xerochrepts</p>
Spodosols	<p>Aquods</p> <p>Mineral soils that have a spodic horizon or a placic horizon that overlies a fragipan.</p> <p>Spodosols that are saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops other than pasture or woodland unless they are artificially drained. Aquods may have a histic epipedon, an albic horizon that is mottled or contains a dunpan, or mottling or gray colors within or immediately below the spodic horizon.</p> <p>Great Group Haplaquods</p> <p>Orthods</p> <p>Spodosols that have less than six times as much free iron (elemental) than organic carbon in the spodic horizon but the ratio of iron to carbon is 0.2 or more. Orthods are not saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops.</p> <p>Great Group Fragiorthods Haploorthods</p>
Ultisols	<p>Udults</p> <p>Mineral soils that have an argillic horizon with a base saturation of < 35% when measured at pH 8.2. Ultisols have a mean annual soil temperature of 8°C or higher.</p> <p>Ultisols that have low or moderate amounts of organic carbon, reddish or yellowish argillic horizons, and an udic soil moisture regime. Udults are not saturated with water for periods long enough to limit their use for most crops.</p> <p>Great Group Hapludults Paleudults</p>

12.4 Überblick über einige im Wald verwendete Klärschlämme und Komposte entsprechend den Angaben der Literatur

Tab. 77: Ausgewählte Literaturbeispiele: Übersicht über die Makro- und Mikronährstoffgehalte verschiedener Klärschlamm- und Kompostarten

Literaturangaben	N _{ges} [%]	NH ₄ -N [%]	NO ₃ -N [%]	P [%]	Ca [µg·g ⁻¹]	Mg [µg·g ⁻¹]	K [µg·g ⁻¹]	Na [µg·g ⁻¹]	Fe [µg·g ⁻¹]	Mn [µg·g ⁻¹]
NAßSCHLÄMM (KSn)										
AGUINAGALDE und HÜSER, 1980 Deutschland Ländlich (oben); kommunal (unten)	5,90 5,50	k.A.	k.A.	3,60 1,70	86.000 83.000	8.000 13.000	5.000 7.000	k.A.	6.675 13.075	203 376
BROCKWAY, 1983a USA	6,00	1,67	0,002	7,82	14.000	7.760	1.540	k.A.	1.420	1.540
EVERS, 1985 Deutschland	3,58	k.A.	k.A.	1,67	2.605	6.100	3.200	k.A.	15.300	182
FISKELL et al., 1984 USA	3,60	k.A.	k.A.	2,10	20.000	3.300	k.A.	520	13.000	275
HARRISON ¹⁷⁰ et al., 1994a; 1994b USA	2,62	k.A.	k.A.	1,80	26.400	350	15.600	8.800	27.100	k.A.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLÄMM (KSe)										
JOHNSON et al., 1987 USA	3,32	0,21	4,98	k.A.	k.A.	k.A.	0,30	k.A.	k.A.	k.A.
BLEDSE und ZASOSKI, 1981 USA	2,30	k.A.	k.A.	1,50	14.000	2.900	1.600	k.A.	k.A.	480
MÜLLKLÄRSCHLÄMMKOMPOST (MKK)										
JOKELA et al, 1990 USA	0,71	k.A.	k.A.	0,17	19.107	1.696	2.304	k.A.	4.598	321
RODE und FAßBENDER, 1983 Deutschland	0,42	k.A.	k.A.	0,19	4.700	1.450	610	2.280	k.A.	245

¹⁷⁰ Analysen stammen von der METRO, Seattle, aus dem Jahr 1981. Der Klärschlamm wurde bereits 1975 ausgebracht. Den Angaben der METRO zufolge stellen diese Werte trotzdem gute Richtwerte dar.

Literaturangaben	N _{ges} [%]	NH ₄ -N [%]	NO ₃ -N [%]	P [%]	Ca [µg.g ⁻¹]	Mg [µg.g ⁻¹]	K [µg.g ⁻¹]	Na [µg.g ⁻¹]	Fe [µg.g ⁻¹]	Mn [µg.g ⁻¹]
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)										
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 USA	0,71			0,51	4.700	900	900			140
McINTOSH et al., 1984 USA	1,36	k.A.	k.A.	2,60	84.000	16.000	1.800	k.A.	k.A.	k.A.
GOJIN und WALKER, 1979 USA	0,90	k.A.	k.A.	0,71	26.000	3.000	1.700	k.A.	k.A.	k.A.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)										
BROCKWAY, ¹⁷¹ 1983a USA	7,06	0,45	0,12	1,00	17.400	4.900	2.100	k.A.	2.400	1.060
BOCKHEIM ¹⁷² et al., 1988 USA	1,73	k.A.	k.A.	0,49	34.500	19.100	580	k.A.	3.687	360
MÜLLKOMPOST (MK)										
KERN, 1984 Deutschland	0,60	k.A.	k.A.	0,30	40.500	3.000	3.300	k.A.	k.A.	k.A.
BIOKOMPOST (BK)										
DESCHAUER, 1995 Deutschland	0,80	k.A.	k.A.	k.A.	3,90	0,68	1,0	k.A.	k.A.	k.A.

¹⁷¹ industrieller Papierschlamm

¹⁷² Mischung aus primärem und sekundärem industriellen Papierschlamm

Tab. 78: Ausgewählte Literaturbeispiele: Übersicht über die Schwermetall- und Bor-Gehalte der in der Literatur verwendeten Klärschlamm- und Kompostarten im Wald

Literaturangaben	Zn [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Cu [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Cd [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Cr [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Ni [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Pb [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	B [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]
NAßSCHLAMM (KSn)							
AGUINAGALDE und HÜSER, 1980 Deutschland	4.511 3.225	370 678	26,0 180,0	k.A.	k.A.	184 5.000	k.A.
Ländlich (oben); kommunal (unten)							
BROCKWAY, 1983a USA	1.650	1.040	440,0	780	192	960	2
EVERS, 1985 Deutschland	2.500	900	38,0	370	60	315	k.A.
FISKELL et al., 1984 USA	1.350	408	33,0	48	35	580	k.A.
HARRIS und URIE ¹⁷³ , 1986 USA	1.940 4.100	725 660	155,0 520,0	350 1.620	75 110	500 715	k.A.
1979 (oben), 1977 (unten)							
HARRISON ¹⁷⁴ et al., 1994a; 1994b USA	2.000	1.320	64,0	k.A.	123	840	k.A.
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)							
BLEDSE und ZASOSKI, 1981 USA	2.400	970	37,0	k.A.	170	k.A.	k.A.
JOHNSON et al., 1987 USA	1.045	454	2,5	204	100	k.A.	k.A.
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)							
JOKELA et al., 1990 USA	982	152	40,0	k.A.	k.A.	607	40
RODE und FAßBENDER, 1983 Deutschland	317	84,5	5,1	30	57,5	435	k.A.

¹⁷³ Klärschlamm, der jeweils von der gleichen Kläranlage kam, wurde in den Jahren 1975-1979 ausgebracht. Deshalb wird die Schwankungsbreite angegeben (Minimale bzw. maximale Schwermetallkonzentrationen: 1979 bzw. 1977)

¹⁷⁴ Analysen stammen von der METRO, Seattle, aus dem Jahr 1981. Der Klärschlamm wurde bereits 1975 ausgebracht. Den Angaben der METRO zufolge stellen diese Werte trotzdem gute Richtwerte dar.

Literaturangaben	Zn [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Cu [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Cd [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Cr [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Ni [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	Pb [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]	B [$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$]
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)							
BLEDSOE und ZASOSKI, 1981 USA	650	290	14,0	k.A.	76	k.A.	k.A.
GOJIN und WALKER, 1979 USA	1.000	250	9,0	k.A.	320	k.A.	27
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)							
BROCKWAY ¹⁷⁵ , 1983a USA	542	48	5,0	27	17	49	43
FISKELL ¹⁷⁶ et al., 1990 USA	880	570	270,0	1.880	110	800	k.A.
BOCKHEIM ¹⁷⁷ et al., 1988 USA	108	23	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	73
MÜLLKOMPOST (MK)							
KERN, 1984 Deutschland	1.256	433	4,4	74	37	687	12
BIOKOMPOST (BK)							
DESCHAUER, 1995 Deutschland	214	105	0,2	k.A.	k.A.	72	k.A.

¹⁷⁵ Industrieller Papierschlamm

¹⁷⁶ industrieller Klärschlamm stammt von einer „Military Naval Air Station“.

¹⁷⁷ Mischung aus primärem und sekundärem industriellen Papierschlamm

Tab. 79: Ausgewählte Literaturbeispiele: Verwendete Klärschlammengen im Wald und die darin enthaltenen Frachten von Makro- und Mikronährstoffen

Literaturangaben	KS-Fracht [kg.ha ⁻¹]	N _{ges} [kg.ha ⁻¹]	NAßSCHLAMM (KSn)							Fe [kg.ha ⁻¹]	Mn [kg.ha ⁻¹]
			NH ₄ -N [kg.ha ⁻¹]	NO ₃ -N [kg.ha ⁻¹]	P [kg.ha ⁻¹]	Ca [kg.ha ⁻¹]	Mg [kg.ha ⁻¹]	K [kg.ha ⁻¹]	Na [kg.ha ⁻¹]		
BROCKWAY, 1983a USA	4.800 19.300	287 1.148	80 320	0,1 0,4	374 1.496	67 268	37 148	7 30	k.A. k.A.	7 27	7,0 30,0
EVERS, 1985 Deutschland	5.000 25.000	163 919	k.A.	k.A.	137 428	36 67	34 157	18 82	k.A. k.A.	76 393	0,9 4,7
FISKELL et al., 1984 USA	5.000 26.000	180 936	k.A.	k.A.	105 546	100 520	17 86	k.A. k.A.	3 14	65 338	1,4 7,2
GRANT und OLESEN, 1984 Dänemark	45.000	1.170			665	810	102	76	k.A.	k.A.	k.A.
HARRIS und URIE, ¹⁷⁸ 1986 USA	11.500	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
1979 (oben), 1977 (unten)											
HARRISON ¹⁷⁹ et al., 1994a; 1994b USA	300.000 500.000	7.860 13.100	k.A.	k.A.	5.400 9.000	7.920 13.200	105 175	4.680 7.800	2.640 4.400	8.130 13.550	k.A.
McKEE et al., 1986 USA	5.555 11.110	402 804	169 338	0,8 1,6	90 180	81 162	14 28	15 30	116 232	565 1.130	0,8 1,5
NGUYEN et al., 1986 USA	8.019	401	k.A.	k.A.	272	619	51	21	k.A.	492	k.A.
REITER ¹⁸⁰ et al., 1995 Deutschland	Starnberg 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹ Geisenfeld 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹ Erlangen 300 m ³ .ha ⁻¹	450 1.245	k.A.	k.A.	455 1.025	1.183 2.942	63 199	34 93	35 89	82 211	6,4 15,6
		317 618	k.A.	k.A.	76 153	250 487	40 82	66 129	40 79	144 309	2,2 3,6
		552	k.A.	k.A.	191	523	93	56	k.A.	181	5,6

¹⁷⁸ Klärschlamm, der jeweils von der gleichen Kläranlage kam, wurde in den Jahren 1975-1979 ausgebracht. Deshalb wird die Schwankungsbreite angegeben (Minimale bzw. maximale Schwermetallkonzentrationen: 1979 bzw. 1977)

¹⁷⁹ Analysen stammen von der METRO, Seattle, aus dem Jahr 1981. Der Klärschlamm wurde bereits 1975 ausgebracht.. Den Angaben der METRO zufolge stellen diese Werte trotzdem gute Richtwerte dar.

¹⁸⁰ TS-Gehalt liegt im KSn-Starnberg zwischen 6 und 9 %, im KS-Geisenfeld bei knapp 5 % und im KSn-Erlangen knapp über 4 %.

Literaturangaben	KS-Fracht [kg.ha ⁻¹]	N _{ges} [kg.ha ⁻¹]	NH ₄ -N [kg.ha ⁻¹]	NO ₃ -N [kg.ha ⁻¹]	P [kg.ha ⁻¹]	Ca [kg.ha ⁻¹]	Mg [kg.ha ⁻¹]	K [kg.ha ⁻¹]	Na [kg.ha ⁻¹]	Fe [kg.ha ⁻¹]	Mn [kg.ha ⁻¹]
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)											
REITER ¹⁸¹ et al., 1995 Deutschland	Erlangen 300 m ² .ha ⁻¹	2.046	k.A.	k.A.	848	2.448	409	178	k.A.	973	29
	Aschaffenb. 59 m ² .ha ⁻¹	329	k.A.	k.A.	351	901	86	171	81	k.A.	k.A.
JOHNSON et al., 1987 USA	11.200 44.800	372 1487	24 94	k.A. k.A.	558 2231	k.A.	k.A.	34 134	k.A.	k.A.	k.A.
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)											
JOKELA et al, 1990 USA	112.000 448.000	795 3.180			195 780	2.140 8.560	190 760	258 1.030	k.A.	515 2.060	36 144
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)											
McINTOSH et al., 1984 USA	150.000 300.000	2.040 4.080	k.A.	k.A.	3.900 7.800	12.600 25.200	2.400 4.800	270 540	k.A.	k.A.	k.A.
GOUIN und WALKER, 1979 USA	112.000 448.000	1.008 4.032	k.A.	k.A.	795 3.180	2.912 11.648	336 1.344	190 762	k.A.	k.A.	k.A.
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)											
BROCKWAY ¹⁸² , 1983a USA	4.000 32.000	282 2.260	18 142	4 35	40 320	75 602	21 170	8 67	k.A.	10 83	5 37
GRANT und OLESEN ¹⁸³ , 1984 Dänemark	45.000	1.400	k.A.	k.A.	700	1.070	89	102	k.A.	k.A.	k.A.
McKEE ¹⁸⁴ et al., 1986 USA	49.925	632	12	0	377	1.043	174	15	147	2.119	15
GEKALKTER KLÄRSCHLAMM											
KOTERBA ¹⁸⁵ et al., 1979 USA	5.800 28.000	99 477	k.A.	k.A.	12 56	347 1.674	9 42	2 9	3 14	42 202	k.A.

¹⁸¹ TS-Gehalt liegt im KSn-Erlangen bei knapp 22 % und im KSn-Aschaffenburg bei 28,3 %.

¹⁸² Klärschlamm stellt einen industriellen Papierschlamm dar.

¹⁸³ Klärschlamm enthält Schlachthausabfälle.

¹⁸⁴ Klärschlamm stammt aus der Textilindustrie.

¹⁸⁵ Klärschlamm wurde auf einen pH-Wert zwischen 11 und 12 aufgekalkt und auf 22 % TS entwässert.

Tab. 80: Ausgewählte Literaturbeispiele: Verwendete Klärschlammengen im Wald und die darin enthaltenen Frachten verschiedener Metalle

Literaturangaben	KS-Fracht [kg.ha ⁻¹]	Zn [kg.ha ⁻¹]	Cu [kg.ha ⁻¹]	Cd [kg.ha ⁻¹]	Cr [kg.ha ⁻¹]	Ni [kg.ha ⁻¹]	Pb [kg.ha ⁻¹]	B [kg.ha ⁻¹]
NAßSCHLAMM (KSn)								
BROCKWAY, 1983a USA	4.800 19.300	7,8 31,7	5,0 20,0	2,10 8,50	3,6 15,0	0,9 3,7	4,6 18,5	0,01 0,03
EVERS, 1985 Deutschland	5.000 25.000	14,1 64,2	4,9 23,1	0,20 1,00	1,7 9,5	0,3 1,5	1,7 8,1	k.A. k.A.
FISKELL et al., 1984 USA	5.000 26.000	6,8 35,1	2,0 10,6	0,20 0,90	0,2 1,2	0,2 0,9	2,9 15,1	k.A. k.A.
GRANT und OLESEN, 1984 Dänemark	45.000	67,0	7,9	0,30	1,4	1,7	13,7	k.A.
HARRIS und URIE ¹⁸⁶ , 1986 USA	11.500	22,0 48,0	8,3 7,6	1,80 6,00	4,0 19,0	0,8 1,3	5,8 8,2	k.A. k.A.
1979 (oben), 1977 (unten)								
HARRISON ¹⁸⁷ et al., 1994a; 1994b USA	300.000 500.000	600,0 1.000,0	396,0 660,0	19,20 32,00	k.A.	36,9 61,5	252,0 420,0	k.A. k.A.
McKEE et al., 1986 USA	5.555 11.110	7,4 14,8	1,8 3,5	0,20 0,50	1,0 1,9	0,2 0,5	1,3 2,6	1,4 2,8
NGUYEN et al., 1986 USA	8.019	9,0	6,0	0,40	0,9	0,3	k.A.	k.A.
REITER ¹⁸⁸ et al., 1995 Deutschland	Starnberg 169 m ³ .ha ⁻¹ 353 m ³ .ha ⁻¹ Geisenfeld 148 m ³ .ha ⁻¹ 296 m ³ .ha ⁻¹ Erlangen 300 m ³ .ha ⁻¹	40,0 105,0	5,7 14,9	0,50 0,50	2,1 5,6	1,1 1,2	1,3 3,0	k.A. k.A.
		7,0 13,4	2,3 4,2	0,004 0,007	0,9 1,6	11,0 21,0	0,4 0,8	k.A. k.A.
		32,0	13,0	0,50	2,9	3,0	3,5	k.A.

¹⁸⁶ Klärschlamm, der jeweils von der gleichen Kläranlage kam, wurde in den Jahren 1975-1979 ausgebracht. Deshalb wird die Schwankungsbreite angegeben (Minimale bzw. maximale Schwermetallkonzentrationen: 1979 bzw. 1977)

¹⁸⁷ Analysen stammen von der METRO, Seattle, aus dem Jahr 1981. Der Klärschlamm wurde bereits 1975 ausgebracht.. Den Angaben der METRO zufolge stellen diese Werte trotzdem gute Richtwerte dar.

¹⁸⁸ TS-Gehalt liegt im KSn-Starnberg zwischen 6 und 9 %, im KS-Geisenfeld bei knapp 5 % und im KSn-Erlangen knapp über 4 %.

Literaturangaben	KS-Fracht [kg.ha ⁻¹]	Zn [kg.ha ⁻¹]	Cu [kg.ha ⁻¹]	Cd [kg.ha ⁻¹]	Cr [kg.ha ⁻¹]	Ni [kg.ha ⁻¹]	Pb [kg.ha ⁻¹]	B [kg.ha ⁻¹]
ENTWÄSSERTER KLÄRSCHLAMM (KSe)								
REITER ¹⁸⁹ et al., 1995 Deutschland	Erlangen 300 m ³ .ha ⁻¹	169,0	68,0	2,50	13,2	13,8	17,9	k.A.
	Aschaffenh. 59 m ³ .ha ⁻¹	42,0	6,7	0,10	1,9	1,5	5,0	k.A.
JOHNSON et al., 1987 USA	11.200	11,7	5,1	0,03	2,3	k.A.	1,1	k.A.
	44.800	46,8	20,3	0,11	9,1		4,5	
MÜLLKLÄRSCHLAMMKOMPOST (MKK)								
JOKELA et al., 1990 USA	112.000	110,0	17,0	4,50	k.A.	k.A.	68,0	4,5
	448.000	440,0	70,0	18,00			272,0	18,0
KLÄRSCHLAMMKOMPOST (KSK)								
GOUJIN und WALKER, 1979 USA	112.000	112,0	28,0	1,0	k.A.	k.A.	35,8	k.A.
	448.000	448,0	112,0	4,0			143,4	
INDUSTRIELLER KLÄRSCHLAMM (IND.-KS)								
BROCKWAY, 1983a USA	4.000	2,4	0,2	0,02	0,1	0,1	0,2	0,2
	32.000	16,2	1,6	0,20	1,0	0,6	1,8	1,4
FISKELL et al., 1990 USA	5.500	4,8	3,1	1,40	10,3	0,6	4,4	k.A.
	22.000	19,4	12,5	5,90	41,4	2,4	17,6	
GRANT und OLESEN, ¹⁹⁰ 1984 Dänemark	45.000	407,0	13,6	0,50	59,0	15,7	10,6	k.A.
McKEE et al., 1986 USA	49.925	108,0	62,0	0,29	69,0	2,2	8,8	13,0
BIOKOMPOST (BK)								
DESCHAUER, 1995 Deutschland	100 m ³ .ha ⁻¹	8,9	4,4	0,01	k.A.	k.A.	3,0	k.A.

¹⁸⁹ TS-Gehalt liegt im KSn-Erlangen bei knapp 22 % und im KSn-Aschaffenburg bei 28,3 %.

¹⁹⁰ Klärschlamm enthält u. a. Schlachthausabfall.