

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum

Band 155 - Wien 1999

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 155

Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum

ÖWAV - Seminar 1999
TU-Wien
22./23. Februar 1999
Technische Universität Wien

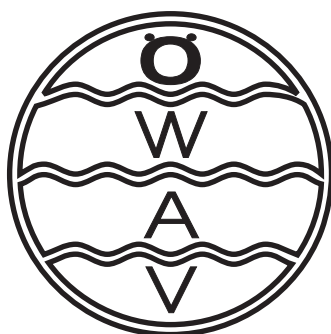
Herausgeber
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801-22611
Fax: + 43 1 58801-22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at
Redaktion: N. Kreuzinger

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien, 1999

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 3 - 85234 - 046 - 2

Inhaltsverzeichnis

Stadler R.	
Das Donauschutzübereinkommen und andere überregionale Aktivitäten zum Gewässerschutz im Donaoraum	1 - 23
Fleckseder H.	
Eutrophierungsprobleme im Schwarzen Meer	25 - 48
Koller-Kreimel V.	
Gewässergüte und deren Monitoring im Donaoraum	49 - 67
Lampert C., Brunner P.H. Lampert C., Brunner P.H.	
Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten	69 - 86
Isermann K.	
Der Beitrag von Deutschland zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen	87 - 106
Zeßner M.	
Der Beitrag von Österreich zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen	107 - 152
Constantinescu T.L.	
Water protection in the Danube basin in a period of socio-economic changes	153 - 174
Braun M.	
Erfahrungen der internationalen Kommission zum Schutze des Rheins mit der Reduzierung von Nährstoffen	175 - 190
Kroiß H.	
Elemente eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes im Donau- und Schwarz Meer-Raum	191 - 217

Isermann K.	
Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Reduktion der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft	219 - 263
Köchl A.	
Möglichkeiten und Grenzen der Reduktion von Nährstoffverlusten aus landwirtschaftlichen Flächen	265 - 285
Kuderna M.	
Möglichkeiten und Grenzen der Steigerung der Nährstoffeffizienz bei der Tierproduktion	287 - 312
Katzsteiner K.	
Der Wald als Empfänger und Quelle diffuser Stickstoffbelastungen	313 - 329
Fenz R., Zeßner M.	
Strategien für die Abwasserentsorgung im Donauraum	331 - 352
Nowak O.	
Kostensparende Konzepte zur Nährstoffentfernung bei der Abwasserreinigung	353 - 397
Otterpohl R., Oldenburg M.	
Alternative Konzepte zur Bewirtschaftung von Nährstoffen im Abwasser	399 - 412
Poschacher G.	
Ausblick auf eine gemeinsame Agrar-und Gewässerschutzpolitik im Schwarzmeereinzugsgebiet am Beginn des 3. Jahrtausends	413 - 433

Vorwort

Das Februarseminar des ÖWAV und des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien wird seit vielen Jahren zum Zwecke der Verbreitung wissenschaftlicher Erkenntnisse für die Fachleute in Österreich und im nahen Ausland abgehalten. Es stellt eine wichtige postgraduale Weiterbildungsveranstaltung dar. Bisher stand die Themenwahl überwiegend in Zusammenhang mit Fragestellungen, die für die praktische Umsetzung im Bereich der österreichischen Gewässerschutzmaßnahmen relevant waren.

Das Thema des diesjährigen Seminars und damit auch der Inhalt dieses Bandes der Wiener Mitteilungen versucht den Blick für die internationale Verflechtung der österreichischen Gewässerschutzpolitik besonders mit dem Donauroum zu öffnen. Der größte Teil Österreichs entwässert zur Donau und damit zum Schwarzen Meer, einem Binnenmeer mit großen Güteproblemen. Nachdem die Probleme im Rheineinzugsgebiet ähnlich sind, ist auch ein Beitrag über die wesentlich längere Erfahrung mit der Umsetzung von Gewässerschutzzielen in internationalen Einzugsgebieten enthalten. Das Seminar richtet sich an alle Fachleute auf dem Gebiete der Wassergütwirtschaft und Gewässerschutzpolitik. Nachdem der Donauroum durch die historische Wende auch als Wirtschaftsraum wieder zusammenfinden soll, kommt diesem Seminar am Rande auch wirtschaftspolitische Bedeutung zu

Neu für diese Seminarreihe ist auch der Versuch, die Landwirtschaft mit der Wassergütwirtschaft in eine engere Beziehung zueinander zu bringen. Das Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft hat vor Kurzem grundlegende Nährstoffbilanzen für Österreich und den Donauroum erstellt. Dabei konnte auch quantitativ herausgearbeitet werden, daß die Eutrophierungsprobleme in den Binnenmeeren nur gemeinsam von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zu lösen sein werden. Die tiefe wirtschaftliche und teilweise auch politische Krise in vielen Staaten des östlichen Donauroumes zu einer deutlichen Verringerung der Stoffströme in der Donau und damit auch zu einer Verbesserung der Güte des Schwarzen Meeres geführt. Das Seminar soll auch Anstöße zu vermitteln versuchen, worauf man bei der Gewässerschutzpolitik in diesen Staaten achten sollte, damit nicht der wirtschaftliche Aufschwung wieder zu den alten Problemen führt. Für Österreich und Deutschland, mit einem sehr hohen Niveau der Abwasserreinigung ergeben sich aus den Untersuchungen über die Nährstoffströme neue und schwierige Aufgaben für die künftige Gewässerschutzpolitik

Die Herstellung eines guten und stabilen Zustandes der Gewässer im Donauroum und des Schwarzen Meeres gehört zu den großen Aufgaben der nahen Zukunft. Dabei sind die politischen, wirtschaftlichen und technischen Probleme eng miteinander verwoben. Österreich sollte bei der Lösung der Probleme nicht betroffener Zuschauer sondern aktiver Gestalter sein. Dieses Seminar und die Veröffentlichung der Beiträge in diesem Band sollten dazu beitragen, das Bewußtsein für die Verantwortung unseres Landes für den Donauroum zu stärken, das wünschen sich zumindest die Veranstalter und der Herausgeber.

Das Donauschutzübereinkommen und andere überregionale Aktivitäten zum Gewässerschutz im Donauraum

Richard Stadler

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien

Kurzfassung: Das Donauschutzübereinkommen ist das Ergebnis einer Reihe von Initiativen mit der Zielsetzung, für die Donau eine umfassende zwischenstaatliche Zusammenarbeit im Bereich der Wasserwirtschaft oder im speziellen des Gewässerschutzes zu lancieren. Als Träger erfolgreich eingeleiteter „internationaler“ Aktivitäten der Zusammenarbeit sind insbesondere die Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD), das Internationale Hydrologische Programm (IHP) der UNESCO sowie das Operationelle Hydrologische Programm (OHP) der WMO, die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Donaueinzugsgebiet (IAWD), die Europäische Wirtschaftskommission (ECE), das EPDRB (Donau-Umweltprogramm) und schließlich das Übereinkommen über die Zusammenarbeit zum Schutz und zur verträglichen Nutzung der Donau – kurz Donauschutzübereinkommen (DSÜ) zu erwähnen. Auf diese für die Donau-Wasserwirtschaft und den Gewässerschutz aus österreichischer Sicht bedeutsamen Entwicklungen und Aktivitäten wird eingegangen. Insbesondere das im Oktober 1998 „real“ gewordene, für die wasserwirtschaftliche Zusammenarbeit wichtige weil völkerrechtlich verbindliche Instrument DSÜ wird sodann näher erläutert.

Keywords: Donauwasserwirtschaft, Donaugewässerschutz, grenzüberschreitende Zusammenarbeit, multilaterale Zusammenarbeit, internationale Zusammenarbeit, ECE-Helsinki-Übereinkommen, Donauschutzübereinkommen.

1 Einleitung

An Impulsen zur Verankerung einer umfassenden überregionalen Zusammenarbeit in Bereichen von Umweltschutz und Gewässerschutz im Donaueinzugsgebiet mangelte es nicht.

Faszinieren konnte diese Zielsetzung allein schon durch den Umstand, daß die Donau ein lebendiges Bindeglied über eine weltweit einzigartige Anzahl von souveränen Staaten mit unterschiedlichen Kulturen darstellt.

Durchsetzen konnten sich nur solche Bemühungen, die in ihren operativen Zielsetzungen den Interessen möglichst aller potentiellen Partnern entsprachen.

Erst der politische Umbruch 1989 hat eine neue Dimension in den Möglichkeiten der Zusammenarbeit mit den Donau-Unterliegerstaaten eröffnet.

2 Formen der internationalen Zusammenarbeit

Bei der als „überregional“, im allgemeinen aber als „international“ bezeichneten, das heißt über mehrere Staatsgrenzen hinweg wirkenden Zusammenarbeit kann grundsätzlich zwischen nachfolgend beschriebenen unterschiedlichen Formen differenziert werden:

Einerseits zwischen Formen, die durch internationale Organisationen getragen werden.

Unter diesen ist erneut zwischen jenen, die staatliche internationale Institutionen („Regierungsorganisationen“) und jenen, die eine private Institution darstellen, zu unterscheiden.

Im Bereich der Regierungsorganisationen sind für das vorliegende Thema folgende Unter-oder Sonderorganisationen der Vereinten Nationen (UNO) von Bedeutung: die Europäische Wirtschaftskommission in Genf (ECE), die Weltgesundheitsorganisation, Regionalbüro Europa in Kopenhagen (WHO), die Weltorganisation für Meteorologie (WMO), die Weltorganisation für Erziehung und Wissenschaft (UNESCO), ferner die UN-Programme für Entwicklung (UNDP) und Umwelt (UNEP). Weiters sind die in der Verwaltung der Europäischen Kommission Brüssel stehenden Hilfsprogramme PHARE und TACIS der Europäischen Gemeinschaft für die „mittel- und osteuropäischen Länder“ (MOEL) anzuführen.

Von den nichtstaatlichen („privaten“) überregional oder international tätigen Organisationen ist zunächst eine wichtige Dachorganisation, der Internationale

Rat der Wissenschaftlichen Union (ICSU), und unter ihr im speziellen die Internationale Union für Biologische Wissenschaften (IUBS) zu erwähnen. In einer Reihe von Gremien unterschiedlicher Fachdisziplinen der Biologie ist auch die Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie (SIL-Societas Internationalis Limnologiae), und in ihr die Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD) angesiedelt, die 1956 mit der Zielsetzung gegründet wurde, die Arbeit auf dem Gebiet der Gewässerkunde in den Donauländern zu fördern und zu koordinieren. Ferner ist die in Anlehnung an die IAWR für den Donauraum unter maßgeblicher Initiative Österreichs eingerichtete „Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Donaeinzugsgebiet“ (IAWD) zu erwähnen, die in erster Linie dem Erfahrungsaustausch dient und für eine verstärkte Gewässerreinigung eintritt. Schließlich ist auf die wichtige, weil auf Stärkung des Umweltbewußtsein in der Bevölkerung orientierte Zusammenarbeit von Umweltgruppierungen hinzuweisen, die unter dem Schirm der Welt-Naturschutzunion, des WWF oder donauspezifisch unter dem Dach des Danube Environmental Forums und des Regional Environmental Centres Budapest sich länderübergreifend im Donauraum entfaltet.

Andererseits bestehen die Formen der (direkten) multilateralen staatlichen Zusammenarbeit. Auch hierbei ist weiter zu unterscheiden:

Zum einen in jene Aktivitäten, deren Grundlage eine völkerrechtlich „unverbindliche“ Vereinbarung der betreffenden Staaten bildet. Für den Donauraum im gestellten Sachzusammenhang bedeutsam ist die „Deklaration über die Zusammenarbeit der Donaustaaten in Fragen der Wasserwirtschaft der Donau, insbesondere zum Schutz des Donauwassers gegen Verschmutzung“, angenommen 1985 in Bukarest (daher kurz: Bukarester Deklaration) durch die Regierungsvertreter der damaligen Donauanrainerstaaten. Ebenfalls deklaratorischen Charakter hat das durch übereinstimmende Willensäußerungen der zuständigen Fachminister (Umweltminister) und Internationalen Finanzierungsinstitutionen zu Inhalten der Zusammenarbeit und deren Organisation 1992 eingerichtete nunmehr auslaufende Donaumweltprogramm (Environmental Programme for the Danube River Basin- EPDRB, im Deutschen kurz DUP), welches im Donau-Gewässerschutz bedeutsame Akzente setzte.

Zum anderen ist jene Form der überregionalen Zusammenarbeit bedeutsam, die zumindest aus der Sicht der Staatsverwaltung in der Hierarchie der Zusammenarbeitsformen die oberste Leitersprosse besetzt, weil sie ihre Grundlage in einer völkerrechtlich verbindlichen Vereinbarung („Konvention“) findet. Diese Form der Zusammenarbeit und daraus erfließende Beschlüsse sind damit auch im nationalen Rechtsregime der sie betreffenden Staaten verankert. Die hierfür erforderlichen finanziellen Mittel können als gesetzlicher Aufwand budgetiert werden und unterliegen somit nicht unmittelbar einer Ermessensklausel.

Bekanntestes Beispiel im Donauraum ist die „Konvention über die Regelung der Schifffahrt auf der Donau“, die 1948 in Belgrad geschlossen wurde. Das Organ für die Zusammenarbeit aller Donauanrainerstaaten unter der Belgrader Schifffahrtskonvention, die historisch bedingt auch den Nachfolgestaat der UDSSR Rußland mit einschließt, ist die „Donaukommission“, deren Internationales Sekretariat in Budapest angesiedelt ist. Arbeitssprachen sind französisch und russisch. Die Zusammenarbeit bezieht sich naturgemäß auf Fragen der Sicherung des Schiffsverkehrs auf der Donau einschließlich der relevanten hydrometeorologischen Fragen und Vorhersagen für die Bereiche Wasserstände, Furten und Eisbedeckung. Im Bereich des Gewässerschutzes bestehen Richtlinien betreffend die Vermeidung der Gewässerverschmutzung durch die Schifffahrt. Vor kurzem wurde eine Arbeitsgruppe eingerichtet, die den hierfür wichtigen Themenbereich Ausstattung von Häfen zur Entsorgung von Abwässern und Abfällen einschließlich von Bilgenwässern aufarbeiten und deren Arbeit durch finanzielle Mittel aus dem DUP gefördert werden soll.

Das 1994 in Sofia geschlossene „Übereinkommen über die Zusammenarbeit zum Schutz und zur verträglichen Nutzung der Donau“, kurz „Donauschutzübereinkommen (DSÜ)“, wird in einem eigenen Teil dieser Arbeit im Zentrum der Ausführungen stehen. Als Arbeitssprachen dieser Konvention wurden Deutsch und Englisch verankert.

Als eigenständige Form überregionaler Zusammenarbeit ist abschließend auf die 1990 mit dem Ziel gegründete Arbeitsgemeinschaft Donauländer hinzuweisen, die Entwicklung des Donauraumes über Zusammenarbeit der Anliegerregionen der Donau zu fördern. Der „ARGE Donauländer“ gehören derzeit 22 Mitgliedsregionen an. Als Arbeitssprache wurde 1997 Deutsch

vereinbart. Einer der insgesamt fünf bestehenden Arbeitskreise wurde für den Bereich Raumordnung und Umweltschutz und unter diesem wiederum die Facharbeitsgruppe Gewässerschutz eingerichtet. In Behandlung genommene Themen betreffen den Informationsaustausch zum aktuellen Stand des Gewässerschutzes in den Regionen, Gewässerschutzrecht und aktuelle Entwicklungen in der Europäischen Gemeinschaft (Wasserrahmenrichtlinie), sowie Grundsatzstudien in den Bereichen wasserwirtschaftliches Donauraum-Informationssystem und Gewässergüteleitwerte. Eine Koordination dieser über die Donauregionen geführten wasserwirtschaftlichen Zusammenarbeit mit jener des zwischenzeitlich auf Ebene der Donaustaaten definitiv gewordenen Donauschutzübereinkommens wäre wünschenswert.

Zu allen diesen vorstehend näher gebrachten Formen überregionaler Zusammenarbeit aber sei angemerkt, daß deren Erfolg nicht grundsätzlich von ihrer organisatorischen Basis abhängt. Natürlich ist bei Zustimmung der gesetzgebenden Organe zur Verankerung einer völkerrechtlich verbindlichen Form der Zusammenarbeit am ehesten von einem ausdrücklichen Willen der betreffenden Staaten auszugehen, hierzu die Beiträge nach besten Kräften zu leisten. Ausschlaggebend aber werden immer auch Fähigkeiten und der feste Wunsch der handelnden Personen sein, im gegebenen Gestaltungsraum im Sinne der Zielsetzungen bestmöglich wirksam zu werden.

3 Facetten der Entwicklung zur überregionalen Zusammenarbeit

Der Anteil des Donaueinzugsgebietes auf österreichischem Boden umfaßt rund 97 Prozent. Bei den bedeutenden Flüssen Donau, Inn und March ist Österreich gleichzeitig Oberlieger und Unterlieger. Mit den Raab-Gewässern, sowie Mur und Drau hat Österreich nur eine Oberliegerrolle gegenüber seinen „östlichen“ Nachbarstaaten.

Zur Abstimmung von grenzüberschreitenden Fragen der Wasserwirtschaft hat Österreich sich frühzeitig und erfolgreich bemüht, mit seinen Unterliegerstaaten bilaterale Verträge abzuschließen. Kernanliegen für diese Verträge bildete der Flußbau. Trotzdem erlaubten diese Abkommen auch die Diskussion gewässergütewirtschaftlicher Problemstellungen von beidseitigem Interesse in

den für die Zusammenarbeit eingerichteten „Gemischten Kommissionen“. Die Deutung des Begriffes „grenzüberschreitend“ war hierbei noch sehr eng. Der Geltungsbereich umfaßt im wesentlichen nur die grenzbildenden Gewässerstrecken und den tatsächlich grenznahen Bereich der grenzüberschreitenden Fließgewässer. Im Grenzgewässervertrag mit der Volksrepublik Ungarn (1956) etwa wurde dieser Bereich ausdrücklich mit 6 km nach beiden Seiten vom Grenzübertrittsprofil abgegrenzt. Mit der Schaffung dieser bilateral vereinbarten Form der staatlichen grenzüberschreitenden wasserwirtschaftlichen Zusammenarbeit, ergänzt durch einige international auf nichtstaatlicher Ebene laufenden Aktivitäten war nach lange vorherrschender Meinung die Notwendigkeit für eine darüber hinausgehende überregionale staatliche Zusammenarbeit nicht gegeben.

Einen ersten wichtigen Impuls für das Erfordernis staatlicher überregionaler Zusammenarbeit im Gewässerschutz hat der Europarat (Straßburg) 1968 mit der Veröffentlichung der „Europäischen Wassercharta“, und hier insbesondere mit dem vielzitierten Artikel 12 gegeben: Wasser kennt keine Grenzen; als gemeinsame Ressource erfordert es internationale Zusammenarbeit.

Ein Jahr nach Verabschiedung der Europäischen Wassercharta wurde im Rahmen des Europarates mit der Ausarbeitung einer europäischen Gewässerschutzkonvention begonnen und der 1971 zur Vorlage gebrachte Entwurf durch ein „Comite ad hoc“ aus technischen und juristischen Sachverständigen der Mitgliedsstaaten weiter verhandelt. Eine Verabschiedung und Auflage zur Zeichnung der 1984 grundsätzlich ausverhandelten Rahmenkonvention des Europarats fand nicht mehr statt. Mit den auf Ebene der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft in Brüssel laufenden Verhandlungen zur „Chemie Richtlinie“, verabschiedet als Rats-RL 76/464 /EWG, gelangte der Straßburger Konventionsentwurf in den anhaltenden Widerstreit zum Vorrang von Emissions- oder Immissionsprinzip. Es mag bemerkenswert sein, daß erst ein von Österreich nach einer unüberwindbar erscheinenden Phase der Pattsituation eingebrachter Kompromißverschlagn für den Bereich der gefährlichen Stoffe im Anhang II des Europarats-Konventionsentwurfs einen Ausgleich der widerstreitenden Interessen herbeiführte und zur Verankerung der heute unter dem Begriff „Combined Approach“ allseits bekannten Lösung führte.

Die in dieser Zeit von Österreich in einem weiteren als nur in einem „grenzüberschreitenden“ Zusammenhang vorrangig gesehenen wasserwirtschaftlichen Problemfelder betrafen die Beeinflußung der Gewässergüte durch Abwassereinleitungen, die Beeinflußung des Wärmehaushalts der Gewässer (und damit auch der Gewässergüte) durch Abwärmeeinleitungen insbesondere in Verbindung mit dem noch nicht abschätzbaren weiteren Ausbau von Kernkraftanlagen, und die Beeinflußung des Gewässermengenregimes durch Abflußverlagerungen oder Wasserüberleitungen für die Wasserkraftgewinnung oder durch sonstige Nutzbarmachungen. Die Beeinflussungen waren, bedingt durch seine orographische Lage als Oberlieger und Unterlieger von grenzüberschreitenden Gewässern, für Österreich sowohl in einer aktiven als auch in einer passiven Rolle zu bedenken. Auf Bundesebene war man daher bemüht, vorausschauend tätig zu werden und Wissen für mögliche künftige Konfliktsituationen zu vertiefen.

Im Bereich der Gewässergüte entstand das Grundsatzkonzept Donau (1976/1979), für den Bereich thermische Beeinflussungen Wärmelastrechnungen für die Donau, den Inn und die Salzach (1976/83/85/86) und im Bereich mengenmäßige Beeinflussungen die grundlegende Studie „Auswirkungen der Kraftwasserwirtschaft auf das Abflußregime grenzüberschreitender Gewässer“ (1980). Insbesondere die letztzitierte Arbeit findet einen bleibenden Wert in der Tatsache, daß seitens der Donau-Unterliegerstaaten die Forderung nach Offenlegung von nationalen Donauwassermengenbilanzen immer wieder erhoben wird.

Der Wunsch, auf internationaler Ebene ein überregionales Instrument der Zusammenarbeit für den Donauraum-Gewässerschutz zu schaffen, schlug sich namentlich in intensiven Bemühungen der WHO Europa nieder. Diese wurden durch eine international anerkannte Neudefinition für Gesundheit gestützt, welche die bislang bestehende negativ formulierte Abgrenzung „frei von Krankheit“ durch eine positiv lautende Formulierung „optimaler Zustand des geistigen, physischen und sozialen Wohlbefindens“ ersetzte, und unter letzterem auch eine gesunde Umwelt als wesentlichen Faktor einbezog. Der in der Zeit des Wirtschaftsliberalismus entstandene Dualismus von Mensch und Umwelt erfuhr damit eine Auflösung und vernünftige Synthese. Erst in jüngster Zeit gelingt es der WHO, über weiterführende Aktivitäten im Zuge der ECE-Rahmenkonvention im internationalem Gewässerschutz Fuß zu fassen.

4 Zusammenarbeit über internationale Organisationen

Grundlage für Entscheidungen in der Wasserwirtschaft und im Gewässerschutz bildet die Kenntnis über hydrologische und gewässergütebezogene Kenngrößen, über den Zustand und Entwicklung des jeweiligen Regimes und der gegebenen Einflußfaktoren. Das Erfordernis einer grenzüberschreitenden, überregionalen oder internationalen Abstimmung der Methoden für deren Erhebung ist allgemein anerkannt.

Zu hydrologischen Fragestellungen und Grundlagen wurden überregionale Aktivitäten im Donauraum 1961 mit der Initiierung und regelmäßigen Abhaltung von wissenschaftlichen Konferenzen der Donauländer begonnen. Seit 1965 finden diese Konferenzen unter dem Schutz der UNESCO statt, zunächst im Rahmen der Internationalen Hydrologischen Dekade, ab 1975 im Rahmen des Internationalen Programms (IHP), einem von vier wissenschaftlichen Langzeitprogrammen der UNESCO.

Unter dem IHP wurde seit etwa Beginn der 70er Jahre eine freiwillige intensive Zusammenarbeit der zuständigen Fachdienststellen der Donauländer eingeleitet, die bedeutende Ergebnisse erzielt hat. Arbeitsschwerpunkte der gemeinsam beschlossenen Projekte betreffen die Hydrologische Monographie der Donau und von Donauebengewässern einschließlich einer Bearbeitung der Donauwasserbilanz, den Themenbereich Niederschlag und dessen Verteilung, den Themenbereich Temperatur und Eisregime, den Themenbereich Geschiebe- und Schwebstoffverhältnisse einschließlich von Fragen der Betterosion, und den Themenbereich Abflußregime einschließlich der Einflußfaktoren (Erstellung eines Katasters der wichtigsten wasserbaulichen Anlagen im Donaueinzugsgebiet) und von Hochwasserfragen, insbesondere der Koinzidenz von Hochwässern.

In Fragen der praktischen Hydrologie arbeiten die Donaustaaten im Rahmen der WMO im Operationellen Hydrologischen Programm (OHP), darüber hinausgehend in der Arbeitsgruppe für Hydrologie der Region Europa zusammen. Von österreichischer Seite wurde auch ein Erfahrungsaustausch im Rahmen einer gemeinsamen Sitzung der Leiter der Hydrographischen Dienststellen in den Donauländern organisiert.

Zu Fragen der Gewässergüte und des Gewässerschutzes äußert sich die bereits in kurzen Zügen vorgestellte Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD) mit Resolutionen im Rahmen von zumeist jährlich abgehaltenen Arbeitstagungen. In den 70er und 80er Jahren hat sie ihre Stimme kritisch zu den erkannten negativen Entwicklungen in der Qualität von Donaugewässern erhoben und eine bestmögliche Sicherung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer gefordert. Ihre auf gemeinsamer Basis gestellte Arbeit wickelt die IAD in rund ein Dutzend Fachgruppen ab, die großteils nach wissenschaftlichen Disziplinen, teils auch entsprechend einzelner besonderer Problemstellungen gegliedert sind. Jeder Fachgruppe steht ein Leiter vor, dem die Koordination der unter ihr laufenden Fachgruppenarbeit obliegt. Mitglieder der IAD sind Landesvertretungen in derzeit 10 Donaustaaten, wobei hier auch die Schweiz als Donaustaat eingebunden ist. In Tschechien, Slowenien, Bosnien-Herzegowina und Moldawien wurden bislang noch keine Ländervertretungen gegründet. Nur in Österreich besteht hierfür ein vereinsrechtlich eigens gegründetes Nationalkomitee mit physischen und juristischen Mitgliedern. Die länderübergreifende Zusammenarbeit wird durch ein Gremium von gewählten Ländervertretern koordiniert und weiterentwickelt. Den Präsidenten der IAD stellt derzeit die Schweiz. Schwerpunkte der IAD-Arbeit betreffen eine länderübergreifende Abstimmung und Standardisierung der methodischen Grundlagen zur Untersuchung und Bewertung der Gewässerqualität, limnologische Monographien der Donau und Nebengewässer sowie die praktische Durchführung von Donaugewässergüteuntersuchungen, deren Ergebnisse 1997 in einer auf saprobiologischer Erhebungen und Bewertung beruhenden Gewässergütekarte für die obere, mittlere und untere Donau zusammengefaßt wurden und als bedeutsamer Erfolg koordinierter Arbeiten gewertet werden können.

5 Vorläufer für die Zusammenarbeit unter dem DSÜ

Das zunächst vornehmlich von internationalen Regierungsorganisationen getragene Anliegen, ein völkerrechtlich verbindliches Instrument für die überregionale wasserwirtschaftliche Zusammenarbeit im Donaauraum zu schaffen, wurde auch durch einzelne Donaustaaten aufgegriffen. Somit verstärkte sich der Druck für eine Aufnahme von Verhandlungen auf

Regierungsebene. Ein immanentes Spannungsfeld war durch den teilweise konsequent vertretenen Wunsch gegeben, den Gewässerschutz in eine zu schaffende gesamtheitliche Ökologie-Konvention aufgehen zu lassen. Die auf Wasserwirtschaft und Gewässerschutz beschränkten Lösungen setzten sich wohl in erster Linie aus pragmatischen Gründen durch: Bereits in diesem sektoralen Bereich schienen die Probleme und Felder für gemeinsame Aktivitäten weit genug gesteckt. Eine Ausdehnung der Zielsetzungen überregionaler Zusammenarbeit auf die vielschichtigen Bereiche der Ökologie insgesamt würde das Vermögen, konsequente Ergebnisse hervorzubringen, entscheidend mindern. Darüber hinaus wäre das Vermögen der hierdurch insgesamt betroffenen staatlichen Verwaltungsbereiche mit großer Wahrscheinlichkeit überfordert.

5.1 Die Bukarester Deklaration

Die nach vielen Jahren schleppender Verhandlung 1985 in allen Sprachen der damaligen Donauanrainerstaaten geschlossene Bukarester Deklaration (BD) hatte als Geltungsbereich die Donau in ihrem linienförmigen Verlauf. Unter ihr arbeiteten somit nur die damaligen direkten Donau-Anliegerstaaten, darunter die FSRJ und die UdSSR, zusammen. Die darin unter der BD gesetzten Aktivitäten einer grenzüberschreitenden überregionalen Zusammenarbeit der Experten der jeweiligen Donauanrainerstaaten betrafen

die Erhebung der Donau-Gewässergüte in den jeweiligen Grenzüberttritts-Profilen oder Anfangs- und Endpunkten grenzbildender Gewässerstrecken

die Entwicklung und Abstimmung einer Methodik für die Ausarbeitung von nationalen Donau-Wasserbilanzen und, darauf aufbauend, Erarbeitung einer Gesamtdonau-Wassermengenbilanz

den Austausch nationaler Vorhersagen im Bereich Hochwasser- und Eisstoß-Gefahren.

In Reihenfolge der drei genannten Bereiche hatten die Länder Rumänien, die UdSSR und Ungarn die Rolle der Federführung und Koordination übernommen. Als offizielle Arbeitssprachen wurden Deutsch und Russisch bestimmt.

Rumänien bestimmte das „Forschungs-und Ingenieursinstitut für Umwelt ICIM/Bukarest als kompetente, die überregionale Aktivität im Bereich der Gewässergüteeerhebung und Abstimmung koordinierende Organisation. Über Art und nähere Inhalte dieser seit 1987 laufenden Datenerhebung informiert der nachfolgende Beitrag von Frau Dr. V. Koller-Kreimel (siehe KOLLER-KREIMEL, 1999).

Im Arbeitsbereich Wasserbilanzen fanden in Moskau zwei Arbeitstreffen von Donau-Länderexperten statt. Eine Einigung über die methodische Vorgangsweise zur Erstellung einer nationalen Wasserbilanz erfolgte. Der Einladung, darnach die heimischen Wasserwirtschaftsbilanzen zu erstellen, dürfte nur Österreich gefolgt sein. Mit dem Umbruch 1989 erfolgte ein Abbruch der erforderlichen Koordinationsarbeit in Moskau und ein Stillstand der diesbezüglichen Aktivitäten.

Im Arbeitsbereich Hochwasser- und Eisgefahren hatte Ungarn das „Forschungszentrum für Wasserwirtschaft“ VITUKI/Budapest als kompetente Koordinationsorganisation bestimmt. In vier Arbeitssitzungen wurde ein „gemeinsames Programm für den operativen hydrometeorologischen Informationsaustausch im Falle von Hochwasser“ und ein Katalog von Grunddaten für die in den Informationsaustausch einbezogenen Pegelstellen erstellt und allen Delegationen 1992 zur Verfügung gestellt. Danach kehrte ebenfalls ein Stillstand ein. Alle drei Jahre hätten die Angaben auf neuestem Stand gebracht und somit eine aktualisierte Fassung dieser Unterlagen erstellt werden sollen.

Das bereits kurz vorgestellte Donauschutzübereinkommen bestimmt, daß die Ergebnisse der BD in das DSÜ einfließen. In den zwei letztangeführten Arbeitsbereichen wird unter dem DSÜ über noch keine entsprechenden Arbeitsgruppen verfügt, weshalb gegenwärtig Lösungen zur Überleitung und Aktualisierung der Arbeitsergebnisse gesucht werden. Die BD und die unter ihr eingerichteten Arbeitsgruppen hören auf zu existieren.

5.2 Das Donauumweltprogramm

Die Idee, mit konkreten Förderaktivitäten zur Unterstützung des Umwelt- und Gewässerschutzes in den MOEL-Staaten parallel zu den anlaufenden Vertragsverhandlungen für den Abschluß einer Donau-Gewässerschutzkonvention und damals noch einer Öko-Konvention für das Donaubecken zu beginnen, wurde 1991 von den Internationalen Finanzierungsinstitutionen geboren. Dies waren in der Hauptsache das von der Europäischen Kommission (EK, GD I) verwaltete PHARE- und TACIS-Programm der Europäischen Gemeinschaft (EG) und die „Globale Umweltfazilität“ (GEF/UNDP). Der Vorschlag wurde im Rahmen der „Umwelt für Europa“ in Schloß Dobris/CS abgehaltenen Umweltministerkonferenz 1991 angenommen und in Sofia zu einem Donauumweltprogramm, kurz DUP, ausgeformt. Eine „Task Force“ (TF), der als Mitglieder Vertreter („Country Programm Coordinators“) aller Donaustaaten ausgenommen die völkerrechtlich noch nicht anerkannten Staaten Republik Jugoslawien und Bosnien-Herzegowina, die Vertreter der Internationalen Finanzierungsinstitutionen Europäische Kommission mit ihren Förderprogrammen, die GEF/UNDP, die EBRD, die EIB, und die Weltbank, ferner Vertreter von weiteren Fördermittelgebern sowie von ECE und UNEP, schließlich Vertreter des GEF-Schwarzmeerprogrammes und von Nichtregierungsorganisationen einschließlich von Umweltverbänden angehörten, wurde als Forum für die strategisch-politische Leitung des DUP bestimmt. 1992 stimmte die TF einem Arbeitsplan für die Abwicklung des DUP zu, der im wesentlichen die Entwicklung eines Strategischen Aktionsplans beinhaltete.

In Durchführung eines Ansatzes zur Förderung gemeinsamer Aktivitäten der einer finanziellen Förderung zugänglichen Donauländer (Danube-Environmental „Multy-Country“-Programm) wurde die Arbeit von drei ins Leben gerufenen, der TF unterstellten Arbeitsgruppen gefördert, die in den folgenden Arbeitsbereichen eingerichtet wurden:

Gewässergütekontrolle – die „MLIM“-Sub-Gruppe für Monitoring, Laboratory und Information Management

Warnung vor unfallsbedingten Gewässerverschmutzungsereignissen- die „AEWS“- Sub-Gruppe für ein zu schaffendes Accidental Emergency Warning

System, und Donauinformationssystem – die „DANIS“-Gruppe für die Schaffung eines Donau Information System

Die Arbeit der beiden erstgenannten aus Experten der Donauländer zusammengesetzten technischen „Subgruppen“ der TF wurden durch 100 %ige Übernahme von Kosten für Konsulentenaufträge, von Kosten für die Teilnahme an den in verschiedenen Ländern im Donaueinzugsgebiet angesetzten Sitzungen und Schulungen der Arbeitsgruppenmitglieder aus den in Betracht kommenden MOEL-Staaten, von Kosten für Anschaffungen von Ausrüstungsgegenständen im Bereich Gewässergüteerhebung/Laboraausstattung und des Vorfallswarn-System AEWS von PHARE und TACIS finanziell gefördert.

Österreich und Deutschland beteiligen sich an all diesen Aktivitäten voll und auf eigene Kosten. So hielt es auch Kroatien, das bislang keiner Förderung durch die EG-Seite zugänglich gemacht wurde.

Für die Abwicklung der finanziellen und organisatorischer Belange des DUP wurde eine „Programme Coordination Unit“, kurz PCU ins Leben gerufen, deren Mitarbeiterstab durch die PHARE/TACIS-Seite und GEF/UNDP-Seite beschickt wird. Ihr Sitz ist über österreichische Vermittlung die VIC (Vienna International Center) an der Seite des Interimistischen Sekretariats für das DSÜ.

In der Praxis erfolgen Koordinationsgespräche, doch werden die Aktivitäten dieser beiden Hauptförderungsträger unter dem DUP durch die jeweiligen PHARE- und GEF – Projektmanager getrennt entwickelt und organisiert.

Seitens des EG-PHARE/TACIS-Programmes wurden neben den bereits erwähnten Aktivitäten u.a. die Durchführung von Investitions-Vorstudien in einer Reihe von Donaunebengewässern, einer Vorstudie für die Erstellung eines Inventars an wertvollen „Biologischen Ressourcen“, und die Durchführung eines „Angewandten Forschungsprogramms“ finanziell getragen.

Wesentlich erscheint, daß bereits zu einem relativ frühen Kenntnisstand die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor ins Zentrum der Betrachtungen zum Donau-Gewässerschutz gerückt und damit die Abstoß-Beiträge an Nährstoffen der einzelnen Donauländer in die Donaугewässer in das Zentrum für die

Entwicklung möglicher künftiger Strategien des Gewässerschutzes im Donauraum gerückt wurden.

Zu den unter der MLIM-Subgruppe im Bereich der Gewässergütererhebung entwickelten Aktivitäten darf erneut auf die Ausführungen im nachfolgenden Beitrag von Frau Dr. Koller-Kreimel (siehe KOLLER-KREIMEL, 1999) verwiesen werden.

Unter der AEWS-Subgruppe wurde über Umsetzung der Ergebnisse von Auftragsarbeiten an Konsulenten aus Westeuropa in Anlehnung an das Rheinfrühwarnsystem der Rahmen und der institutionelle Aufbau des Donau-AEWS geschaffen. Das AEWS umfaßt in den einzelnen Donaustaaten zunächst eine „Experteneinheit“ für die sachverständige Bewertung einer erkannten außerordentlichen Gewässerverschmutzung, eine „Entscheidungseinheit“ für die Entscheidung zum Absetzen einer Vorfalls- oder Ereigniswarnung über das internationale Donau-AEWS, und eine „Kommunikationseinheit“ (Principal International Alert Centers) für die Durchführung und Entgegennahme der Meldungen. Es enthält ferner die Elemente „Betriebshandbuch für die PIACs“, einen PC mit der installierten Software „Information Processing System“ (IPS) zur Herstellung oder Identifizierung von standardisierten Meldungen, weiters eine in Belgien privat vertriebene, auf CD-ROM gespeicherte Datenbank „BIG“ für die Vermittlung von Informationen und Grunddaten über gefährliche Stoffe, und schließlich das Informationskommunikationssystem CAPSAT, eine über Satellitentelefon geschaltete Kommunikationseinrichtung. Deutschland und Österreich werden diese Nachrichtenvermittlungsschiene über FAX und Telefon laufen lassen und haben unter Berücksichtigung der bestehenden bilateralen und regionalen Meldeschienen Anpassungen des AEWS vereinbart. Gleichermaßen wird in Entsprechung der diesbezüglichen Bestimmungen im DSÜ die Durchführung von Anpassungen mit den Unterliegerstaaten Österreichs im Rahmen der bilateralen wasserwirtschaftlichen Kommissionstätigkeiten anzustreben versucht, um eine größtmögliche Ökonomie und Effizienz für die Anwendung von AEWS-Modalitäten zu erreichen.

Maßnahmen zur Prävention und bestmöglichen Verringerung von Auswirkungen außerordentlicher Verschmutzungsereignisse wurden erst kürzlich nach Erweiterung des Auftragsmandates der nunmehr unter dem DSÜ

benannten AEPWS-Expertengruppe in die Wege geleitet. Ihre Arbeit wird noch wesentlich von den in den zurückliegenden Jahren im Rahmen von Arbeitsprogrammen angenommenen, von der DUP-TF genehmigten und von der PCU vergebenen Auftragsarbeiten an Konsulentenfirmen bestimmt. Die genehmigte Projekte betreffen die Bearbeitung von Fragen der Einbeziehung von Hochwasser- und Eisstoßwarnungen in das AEWS, die Weiterentwicklung und on-line-Nutzung eines mathematischen Donaubecken-Alarmmodells („DBAM“), die weitere Optimierung des AEWS sowie international organisierte Schulungen für das PIAC-Personal. Beispielsweise hat bei VITUKI/Budapest im November 1998 ein einwöchiges Schulungs-„Simulation Workshop“ für Mitarbeiter der national eingerichteten PIACs stattgefunden, an dem sich aus Österreich drei Bedienstete des Amtes der NÖ Landesregierung beteiligten.

Die dritte Arbeitsgruppe DANIS wurde durch GEF/UNDP finanziell gefördert. Sie stellte ihre Arbeit im Bereich des Informationsmanagements nach zunächst intensiven Aktivitäten zur Erstellung von zweckdienlichen Datenbanken mangels weiterer Förderung ein.

Das PHARE- und TACIS-„Multi Country – Environmental Programm“ wird mit den 1997 zugeteilten und in „Abarbeitung“ begriffenen Finanzmitteln auslaufen. In Durchführung einer neuen Förderungsstrategie der EG sollen die sodann neu zur Verfügung stehenden Finanzmitteln nicht mehr für eine gemeinsamen Zusammenarbeit der Donauländer (nunmehr unter dem DSÜ) sondern zur Heranführung der MOEL-Staaten an die EU-Beitrittsreife verwendet werden.

Inwieweit die unter den MOE-Staaten hinsichtlich der Nähe zur EG-Mitgliedschaft gegebenen unterschiedlichen Verhältnisse (Beitrittskandidaten sind Slowenien, Tschechien und Ungarn; über Assoziationsverträge mit der EG verfügen Bulgarien, die Slowakei und Rumänien; ferner stehen die NUS-Länder Moldawien und die Ukraine mit Partnerschafts- und Kooperationsabkommen (PKA) mit der EG in Verbindung; Kroatien erhält bislang keine Förderungsmittel durch die EG; Bosnien-Herzegowina wurde unter der Vorbedingung einer internen Einigung jüngst einer EG-PHARE-Förderung zugänglich; die völkerrechtlich nicht anerkannte Republik Jugoslawien ist ebenfalls in die EG-Förderung nicht eingebunden und arbeitete bislang in der

im Rahmen der DUP-PHARE/TACIS- Programme stehenden Zusammenarbeit nicht mit) sich auf die neuen unter dem „accession-driven approach“ bilateral (zwischen dem jeweiligen Förderungsempfänger und der EK) auszuhandelnden Geldflüsse auswirken werden, wird die Zukunft zeigen.

Ein möglichst reibungsfreier Übergang der in der MLIM- und AEWS-Arbeitsgruppe vorliegenden Arbeitsergebnisse war in der Art vorverhandelt worden, als operative Belange dem DSÜ überantwortet werden und die Durchführung der noch weiters im Rahmen der TF vorbeschlossenen Entwicklungsarbeiten dem Donaumweltprogramm überlassen bleiben sollen.

5.3 Das GEF - „Danube Pollution Reduction Programm“

Komplementär zu den unter dem PHARE/TACIS-Programmen voranstehend erläuterten Aktivitäten der EK unter dem DUP entfaltete die zweite wesentliche Förderungsschiene Globale Umweltfazilität GEF/UNDP ihre Aktivitäten.

Derzeit wird von GEF das 1987 entworfene „Danube Pollution Reduction Programm“ abgewickelt, das von den für eine Förderung in Betracht kommenden Donaustaaten einzeln oder gemeinsam durchzuführenden planerischen Aktivitäten eine Identifizierung von in erster Linie priorisierten Sanierungsprojekten vorsieht.

Durch Fördermittel des GEF gestützte bislang bereits durchgeführte planerische Maßnahmen waren die länderinterne Erstellung von Darstellungen des Gewässerschutz-Sachstandes durch jeweilige nationale horizontal besetzte Expertenteams als „National Reviews“, die Erstellung von standardisierten Sanierungsprojektsbeschreibungen („project-files“) nach Entwicklung von nationalen „Strategischen Aktionsplänen“ im Rahmen von national abgehaltenen workshops und die Darstellung der nationalen „sozio-ökonomischen“ Randbedingungen und möglichen Finanzierungsmechanismen, und schließlich die in einem „Transboundary Analysis Workshop“ aller Donauländer jüngst gemeinsam unter Einschluß der Mitarbeit von Jugoslawien und Bosnien-Herzegowina im Jänner 1999 stattgefundenen überregionale Priorisierung von Projekten anhand einer gemeinsam vorgenommenen Bewertung der mit einer Projektumsetzung verbundenen Effizienz, evaluiert

anhand der Kriterien Auswirkungen auf sensitive Nutzungen und grenzüberschreitende Bedeutung („transboundary analysis“).

Das gleichzeitig in diesem workshop mit GEF-Finanzierungsmitteln vorgestellte „Danube Water Quality Model“ versucht eine auf Massenbilanzierung abgestellte integrative Erfassung der Nährstofffrachten entlang der Donau und stellt jedenfalls zum gegenwärtig vorliegenden Entwicklungsstand noch kein Hilfsmittel dar, Projekts- oder Maßnahmenvarianten einer objektivierten Wertung in Bezug auf Minimierung der grenzüberschreitenden Auswirkungen zuzuführen.

Im gesamten bislang abgelaufenem Planungsprozeß war eine möglichst breite Befassung aller national in Frage kommenden Kreise und von NGO-Vertretern sichergestellt worden.

Aus die nunmehr noch fertig zu erstellenden Projektbeschreibungen („project-files“), die auch „nicht-strukturelle“ Maßnahmen wie die Restaurierung von Au- bzw. von Inundationsbereichen oder Maßnahmen zur Erhöhung der Schlagkraft der im Gewässerschutz tätigen nationalen Dienststellen „capacity-building“ umfassen können, wird ein „project-portfolio“ für die einer finanziellen Förderung potentiell in Betracht kommenden Maßnahmen destilliert werden, aus dem einerseits das konkrete überregionale Danube Pollution Reduction Programm DPRP und andererseits ein aktualisierter Strategischer Aktionsplan SAP hervorgehen sollen.

Das so entwickelte DPRP-Projekts-Portfolio soll sodann in einer Round Table-Konferenz der Internationalen Finanzierungsinstitutionen, wohl der kürzlich eingerichteten Program Management Task Force, vorgestellt und zur Finanzierung durch nationale Beiträge und IFIs möglichst aufgegriffen werden. GEF/UNDP wird nach eigenem Verständnis nur die Kosten-Inkzimente für die Durchführung jener Projektsteile übernehmen, die aus Anforderungen resultieren, die über die für die Umsetzung der nationalen Gewässerschutzstrategie notwendigen Projektmaßnahmen hinausragen. Hierzu müssen die Margen des nationalen Gewässerschutzes bestimmt und die Mehrkosten für die Berücksichtigung grenzüberschreitender oder überregionaler Projektmaßnahmen, beispielsweise der Stickstoffreduktion, ermittelt werden.

Die laufende Phase des Danube Pollution Reduction Programmes soll bereits im Juni 1999 abgeschlossen und die Ergebnisse der Internationalen Kommission unter dem DSÜ für eine Approbation vorgelegt werden.

GEF ermöglichte ferner durch Initiierung und finanzielle Förderung die Einrichtung einer gemischten Arbeitsgruppe von Vertretern der Donau- und Schwarzmeerstaaten einen gemeinsamen Diskussionsprozess. In bisher zwei gemeinsam abgehaltenen Arbeitssitzungen wurde über Grundlagen diskutiert, die gemeinsam letztlich zur Ableitung von Zielsetzungen für den Schwarzmeer-Gewässerschutz führen sollen.

Ein weiterer Projektteil, der im Auftragsweg über GEF-Finanzierungsmitteln abgewickelt wurde, erfaßt das Potential an möglichen Feuchtgebiets-Restaurierungsflächen in Teilen des Donauraumes als ergänzende Planungsgrundlage zu den in nationalen Planungen erfaßten Maßnahmen.

Ein weiterer Teil dieses DPR-Programmes ist der Erstellung und Einrichtung eines umfassenden Donaubecken-Informationssystems für Zwecke der Durchführung des DSÜ und für die Information der Öffentlichkeit gewidmet. Dieser wird in seinem Planungsteil durch den Austrian Trust Fund bei der Weltbank, in der Anschaffung notwendiger hard- und software durch Bundesmitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft finanziert.

GEF fördert ferner die Zusammenarbeit und Stärkung von NGO-Gruppierungen des Unterlieger-Donauraumes im Rahmen von „small grant“-Projekten, wobei jüngst die Wiedereinrichtung des gemeinsamen Daches „Regionales Umweltforum“ mit drei „focal points“ im Ober-, mittel- und Unterliegerbereich in die Wege geleitet wurde.

5.4 Das „Helsinki-Übereinkommen“

Auf der Grundlage von Beschlüssen der KSZE-Umweltkonferenz 1989 in Sofia wurde im Rahmen der ECE-Arbeitsgruppe Wasserprobleme des ECE-Umwelt- und Wasserkomitees ab 1992 Verhandlungen der Regierungsvertreter zur Schaffung einer ECE-Gewässerschutz-Rahmenkonvention begonnen und nach zweijähriger Verhandlungsdauer abgeschlossen. Am 18.März 1992 wurde das „Übereinkommen zum Schutz und zur Nutzung grenzüberschreitender

Wasserläufe und internationaler Seen“ von 22 Staaten einschließlich Österreichs in Helsinki (daher: „Helsinki-Übereinkommen“) unterzeichnet.

Obgleich die Definition des Geltungsbereiches dieses Übereinkommens im Verhältnis zu dem durch die Europäische Gemeinschaft im Entwurf der Wasserrahmenrichtlinie gewählten Systembezug Einzugsgebiet nicht zu befriedigen vermag, sind doch alle Elemente eines modernen Gewässerschutzes, unter anderen das Emissionsprinzip kombiniert mit dem Immissionsprinzip als „Kombinierter Ansatz“, das Vermeidungs und das Vorsorgeprinzip, das Prinzip der Ursachenbekämpfung an der Quelle, das Verbot der Verlagerung von Verschmutzungen von einem Umweltmedium in das andere, und die Anwendung der „Besten Umweltgerechten Praxis“ für die Landwirtschaft im ausreichenden Maße verankert.

Das Übereinkommen sieht auch die Möglichkeit einer regelmäßigen Aktualisierung der Konventionsregelungen durch eine Konferenz der Vertragsparteien vor. In ihrem Rahmen wurde eine „Arbeitsgruppe für Wasserwirtschaft“ eingerichtet, um die weitergehenden Bemühungen der ECE-Staaten zur Ausfüllung von Anforderungen der Helsinki-Konvention und anderer für den Gewässerschutz bedeutsamen ECE-Konventionen zu verfolgen.

Derzeit steht ein zwischen ECE und WHO abgestimmtes Zusatzprotokoll zur Helsinki-Konvention mit der Bezeichnung „Wasser und Gesundheit“ in Verhandlung, das einer Konferenz der Umwelt- und Gesundheitsminister in London, Juni 1998, der Zeichnung zugeführt werden soll.

Die UN/ECE-Helsinki-Konvention stellt eine Rahmenübereinkommen dar, die als Keranliegen die Vertragsstaaten zum Abschluß von auf Gewässereinzugsgebiete grenzüberschreitender Flüsse und Seen abgestellte Kooperationsverträge verpflichtet, die in ihrer Substanz den im Helsinki-Übereinkommen festgelegten Grundsätzen und Regelungen genügen sollen. Sie wurde sohin zur „Mutter“ des Donauschutzübereinkommens, das ab 1992 von Regierungsvertretern der „Donauländer“, Staaten mit einem Einzugsgebiet von größer 2000 km² ausgenommen Jugoslawien und Bosnien-Herzegowina, verhandelt wurde. Österreich hat die Verhandlungen von Anbeginn durch Übernahme der anfallenden Sekretariatsarbeiten und Übernahme der Vorsitzführung maßgeblich unterstützt.

5.5 Das Donauschutzübereinkommen

Das „Übereinkommen zur Zusammenarbeit zum Schutz und zur verträglichen Nutzung der Donau“ (DSÜ) konnte im Juni 1994 ausverhandelt und nach nur zweijähriger Verhandlungsdauer im Rahmen einer Konferenz der für Wasserwirtschaft und Gewässerschutz zuständigen Minister der Donauländer der Zeichnung zugeführt werden. Nach teilweise harten Auseinandersetzungen wurde als Geltungsbereich das Donaueinzugsgebiet verankert. Als Signatarstaaten traten demgemäß neben den neun Anliegerstaaten Deutschland, Österreich, Slowakei, Ungarn, Kroatien, Bulgarien, Moldawien, Rumänien und die Ukraine die im Einzugsgebiet der Donaugewässer gelegenen Donauländer Tschechien und Slowenien hinzu. Bosnien-Herzegowina und dem bedeutenden Donauland Jugoslawien steht der Beitritt nach völkerrechtlicher Anerkennung offen. Damit wären 13 Donauländer im Donaueinzugsgebiet von rund 800.000 km² mit höchst unterschiedlichen Flächenanteilen in einer überregionalen wasserwirtschaftlichen Zusammenarbeit verbunden. Die EG, vertreten durch die EK, zeichnete ebenfalls das DSÜ und kann in Angelegenheiten, die ihre bestehende Gesetzgebung berührt, mit den zwei Stimmen ihrer Mitgliedsstaaten Deutschland und Österreich sprechen und abstimmen.

Auf der Grundlage einer zur Zeichnungskonferenz Sofia 1994 verabschiedeten Ministerdeklaration begann eine interimistische Zusammenarbeit der Signatarparteien, die bis zur Erreichung der für die Inkraftsetzung notwendigen Anzahl von neun beim Depositarstaat Rumänien hinterlegten Ratifikationsurkunden andauern sollte.

Mehr als vier Jahre einer interimistischen Phase des DSÜ vergingen. Die in dieser Zeit geführten Verhandlungen zur Finalisierung der für die definitive Phase des DSÜ erforderlichen administrativen und organisatorischen Leitpapiere, insbesondere betreffend den organisatorischen Aufbau des Sekretariats mit den sich daraus ergebenden finanziellen Konsequenzen, dem Budget, seinem auf eine Übergangsfrist beschränkten vom Grundsatz gleicher Finanzierungsbeiträge abweichenden Aufteilungsschlüssel, ferner betreffend die Verfahrensregelungen für die als Entscheidungsgremium eingerichtete Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD) und das in Nachfolge zur DUP-Task Force eingerichtete, die Umsetzung des DSÜ unterstützenden Gremiums „Programm Management Task Force“ (PMTF)

schleppten sich hin. Der zwischen DUP-TF und interimistischer IKSD paktierte Beschluß zum Übergang der Arbeitsgremien MLIM und AEWS erfuhr wenig fachliche Resonanz, weil die IKSD in der Lösung ihrer organisatorischen und budgetären Probleme festgefroren war. In den Sitzungen der IKSD fehlte es regelmäßig an Zeit, fachliche Kompetenz zur Orientierung der unter dem DUP laufenden Arbeit zu artikulieren. Auch gilt wohl der Grundsatz, wer das Geld hat, hat das Sagen. Stimmen, die für eine größtmögliche Freiheit der Expertengruppen eintraten, standen im Widerspruch zur hierarchischen Gliederung der Zusammenarbeit unter dem DSÜ.

Mit dem Inkrafttreten des DSÜ am 22. Oktober 1998 gelang bei der ersten Sitzung der IKSD in der „definitiven“ Phase ein Durchbruch, mit dem alle für die Strukturierung der Zusammenarbeit unter dem DSÜ notwendigen administrativ-organisatorischen Belange einer Regelung zugeführt werden konnten. Die in der organisatorischen Konzeption der PMTF mit der IKSD eingeführten Klammern ließen die Sorgen, ein kraft finanzieller Potenz übermächtiges und zur IKSD parallel agierendes Organ unter dem DSÜ zu schaffen, in den Hintergrund treten.

Die IKSD beschloß, bei der AEWS-Expertengruppe (AEWS/EG) durch Erweiterung der „Terms of References“, des zu erfüllenden Arbeitsmandates, die Verpflichtung zur Wahrnehmung der Prävention zu verankern. Die Benennung der Gruppe wurde dementsprechend auf AEPWS erweitert.

Bereits die interimistische Kommission hatte, da unter dem DUP die Wahrnehmung von Belangen der Emissionsreduktion, wie im DSÜ und der ECE-Mutterkonvention sowie etwa in den Ratsrichtlinien 271/91/EWG (Kommunale Abwasserbehandlungs-RL) und 76/464/EWG („Chemie-RL“) verankert, nicht erfolgte, die Gründung einer Emissions-Expertengruppe EMIS/EG veranlasst. Diese ist in den Bereichen Erstellung eines Emissionskatasters, von Regelungen für die Emissionsquellenüberwachung und von Grundsätzen für die Festlegung des Standes der Technik aktiv geworden.

Im Bereich der MLIM/EG mit den Arbeitsfeldern Gewässergüteerhebung, Labormethoden und Qualitätssicherung sowie Datenaustausch und Datenaufbereitung wird ein gleitender Übergang in die Verantwortlichkeit der IKSD erfolgen. Hinsichtlich der vorliegenden Arbeitsergebnisse und weiteren Projekte wird nochmals auf den nachfolgenden Beitrag von Frau Dr. Koller-

Kreimel (siehe KOLLER-KREIMEL, 1999) verwiesen. Die in den Vordergrund gerückte Erfassung der Nährstofffrachten, die Ausweitung der Gewässergüte-Erhebungsarbeit in Berücksichtigung der Belange „ökologische Gewässer-qualität“ der künftigen EG-Wasserrahmenrichtlinie, die Optimierung und Erweiterung des „Transnationalen Meßnetzes“ TNMN Phase 2 sowie die weitere Erstellung von Jahrbüchern der Wasserqualität sind im besonderen zu erwähnen.

Die Integration der Arbeitsergebnisse unter der Bukarester Deklaration, die selbst zu bestehen aufhört, muß in der Organisation der fachlichen Zusammenarbeit in der IKSD ihren Niederschlag erst finden.

Für den weiteren Ausbau und für die Aktualhaltung des Donaubecken-Informationssystem wird die Begründung einer EG zur Weiterführung der unter der GEF-DPRP laufenden Auftragsbearbeitung erforderlich werden.

6 Ausblick

Entsprechend den Festlegungen im Statut des Donauschutzübereinkommens hat Österreich das erste Jahr der Präsidentschaft in der IKSD angetreten. Die Breite der gegebenen und weiters möglichen Arbeitsfelder, die begrenzten Finanzierungs- und Personalressourcen der Donauländer, und die Notwendigkeit, im Konsensweg eine effiziente Zusammenarbeit der in Sprache, Kultur, Selbstverständnis und ökonomischer Ausgangslage so unterschiedlichen Staaten herbeizuführen, stellt hierbei eine Herausforderung von bislang nicht gekanntem Ausmaß dar.

Der im Schoß der Europäischen Gemeinschaft in seinen Grundzügen fertig entwickelte Wasserrahmenrichtlinien-Entwurf wird das mögliche und notwendige Aktionsfeld der IKSD noch weiterhin erweitern, während im Gegensatz hierzu die wirtschaftliche Potenz von Donauunterliegerstaaten weiter sich verminderte und die Förderung der gemeinsamen Zusammenarbeit durch die EG-Förderprogrammen PHARE und TACIS aufhören wird.

Es wird der beharrlichen Anstrengungen und des konstruktiven Willens aller Beteiligten bedürfen, um der Zusammenarbeit unter dem DSÜ zu sichtbaren

Erfolgen zu verhelfen. Österreich ist bereit, bei der überregionalen Zusammenarbeit für den Gewässerschutz der Donaugewässer einen bestmöglich positiven Impetus zu leisten.

7 Literatur

- Fleckseder,H (1997) Internationale Bemühungen zum Schutz der Donau, in
Güteentwicklung der Donau, Rückblick und Perspektiven, Schriftenreihe des
Bundesamtes für Wasserwirtschaft Band 4, 13-27
- Stadler,R (1979) Emissions- und Immissionsbegrenzung auf der Ebene internationaler
wasserwirtschaftlicher Zusammenarbeit, Wasser und Abwasser, Band 22, 29-44
- Koller-Kreimel,V (1999) Gewässergüte und deren Überwachung im Donaauraum, Wiener
Mitteilungen
- Bendow,J (1998), The Danube Pollution Reduction Program, UNDP/GEF Assistance to
the Implementation of the Danube River Protection Convention, unveröffentlichtes
Manuskript

MR Dipl.-Ing. Richard Stadler

Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft
Marxergasse 2, A-1030 Wien

Tel: ++43-1-714 09 50 21

Fax: ++43-1-714 09 50 30

E-Mail: richard.stadler@bmlf.gv.at

Eutrophierungsprobleme im Schwarzen Meer

Hellmut Fleckseder

Bellevuestraße 29, 1190 WIEN

Kurzfassung: Der Zustand des Schwarzen Meeres hat sich im Zeitraum von 1960 bis 1992 zuerst langsam, dann immer stärker, sehr stark verschlechtert, um sich seither wieder zu verbessern. Als wichtigste Ursache dafür wird die Eutrophierung aufgrund angestiegener Makronährstoffe angesehen. Die eingetretene Entwicklung wird aufgrund verfügbarer Unterlagen beschrieben und zu begründen versucht.

Keywords: Eutrophierung; Schwarzes Meer; Azov“sches Meer; Makronährstoffe (N; P; Si).

1 Zur Einleitung: Der ökologische Zustand des Schwarzen Meeres im Zeitraum von 1950 bis in das Jahr 1997.

Ein wesentliches Ziel dieser Arbeit besteht darin, daß „wir Inländer“ uns des Zustandes des Schwarzen Meeres und der diesen bedingenden Verursachungen bewußt werden. Da ich als Verfasser dieses Beitrages mich beruflich bedingt mit dem Zustand des Schwarzen Meeres befasse, jedoch nicht als Wissenschaftler, ist der „Schreibstil“ dieses Beitrages eher narrativ, und deshalb verwende ich an gewissen Stellen die „Ichform“.

Bevor ich auf die Entstehung des Schwarzen Meeres, sein hydrographisches Einzugsgebiet und seine physikalischen und chemischen Eigenheiten eingehe, möchte ich Entwicklungen des ökologischen Zustandes des Schwarzen Meeres darstellen, die in den 1960er Jahren begannen, und die mit dem Beginn der 1990er-Jahre kulminierten. Zwei Hinweise sind vor dieser Darstellung an dieser Stelle jedoch erforderlich:

- (a) Das Schwarze Meer weist zwischen der Krim und der bulgarisch-türkischen Küste, in einem sich in einem Halbbogen erstreckenden Bereich, den für das Leben in Meeren so wichtigen „Schelf“ auf. (Lage aus Abbildung 1 entnehmbar, Fläche ca. 60.000 km² mit einer Wassertiefe < 200 m).

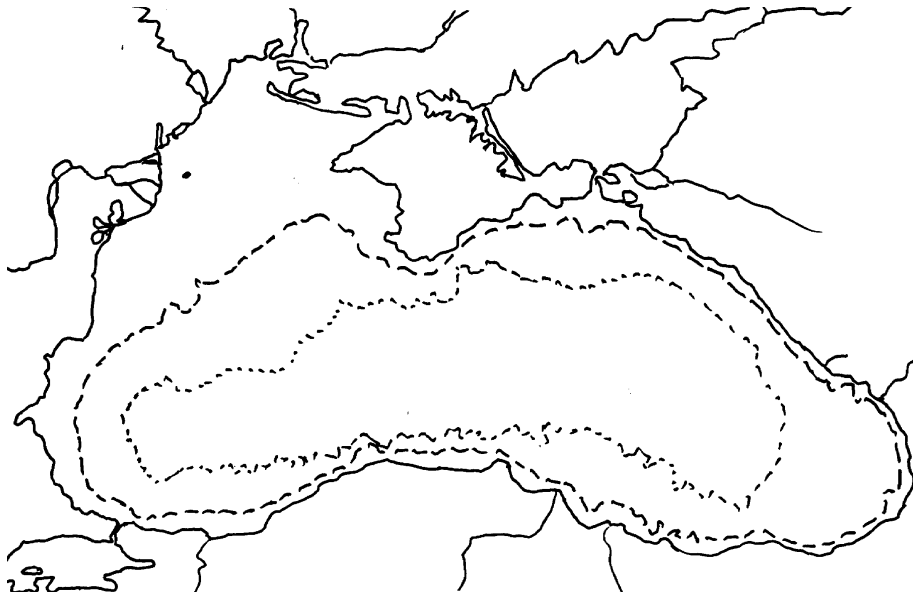


Abbildung 1: Die Isohypsen des Schwarzen Meeres (0 – 200 m; < 1,000 m; > 1.000 m).

Schelfzonen sind Zonen mit Wassertiefen bis maximal 200 m, in denen – in Abhängigkeit der jeweiligen Bedingungen – sich ein sehr vielfältiges Leben im Meer entwickeln kann. In anderen Bereichen des Schwarzen Meeres sind derartige Bedingungen nur in sehr schmalen Küstenbereichen gegeben, da die Wassertiefen sehr rasch auf Werte über 200 m ansteigen. In diesen Schelfbereich des Schwarzen Meeres ergießt sich der vom Einzugsgebiet her zweitgrößte (Donau) und der drittgrößte (Dnjepr) Strom Europas, aber auch der südliche Bug und der Dnjestr, die zusammen – mit dem zugehörigen Küstenbereichen - eine Einzugsgebietsfläche von ca. 1.500.000 km² aufweisen.

- (b) Das Schwarze Meer ist in weiten Bereichen bezüglich seiner vertikalen Durchmischung geschichtet, da an den „Rändern“ in Tiefen von ca. 180 m unter der Meeresoberfläche, und in seiner „Mitte“ ab ca. 80 m Wassertiefe, ein Salzgehalt von ca. 39‰ vorliegt, während in den Schichten darüber dieser je nach Lage im Schwarzen Meer und auch je nach Eintrag an Süßwasser über die Flüsse bei ca. 12 bis 19 ‰ liegen kann. Unterhalb der so gekennzeichneten „Übergangsschicht“ in den vertikalen Salzkonzentrationen (der „Pyknokline“) liegt eine natürliche Anaerobie vor, darüber ist das Schwarze Meer in der Lage, aerobes Leben zu tragen (siehe Abbildung 2). Dieser aerobe Bereich ist auch zu gewissen Jahreszeiten vertikal winddurchmischt, und dadurch auch – wie wir dies von Seen her kennen – von Natur aus sauerstoffhaltig, wenngleich dieser Sauerstoffhaushalt auch gestört sein kann.

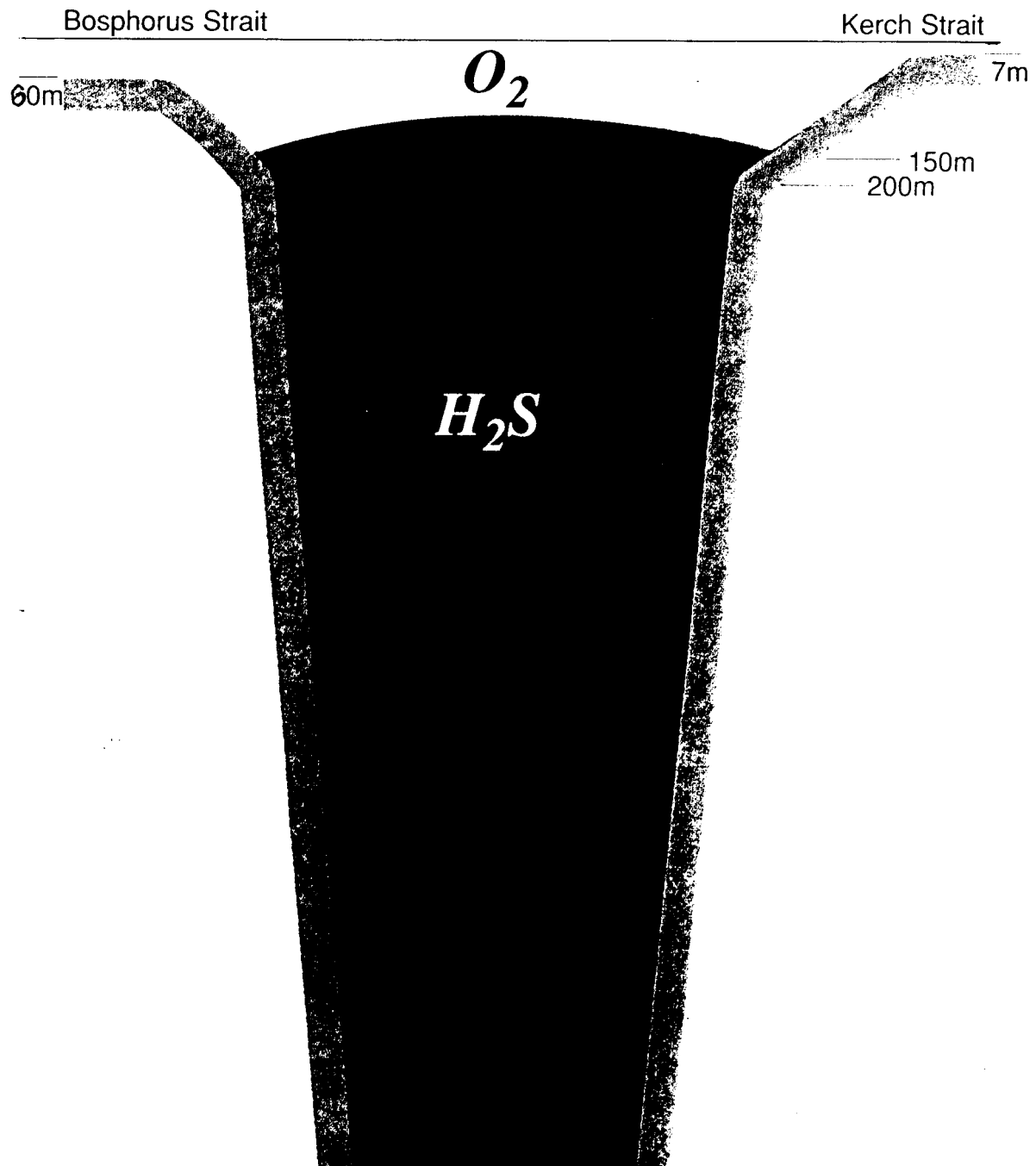


Abbildung 2: Die „Pyknokline“ des Schwarzen Meeres. Aerobie und Anaerobie.

Unter den im Schwarzen Meer vorherrschenden Bedingungen konnte sich – deutlich günstiger als in weiten Bereichen des Mittelmeeres – im Schelf ein sehr vielfältiges Leben entwickeln. Dieses wurde auf phototropher Ebene vorrangig durch am Boden angesiedelte Blattalgenfelder (*Phyllophora*; *Cystoseira barbata*) getragen. Auf diesen und auf ebenfalls vorhandenen, aber nicht dominanten einzelligen Algen baute die frühere Freßkette im Schelf auf. Sie reichte noch mit Anfang der 1950er Jahre bis hinein in den Beginn der 1960er-

Jahre mit einer ausgeprägten Vielfalt an phototrophem Leben, an Zooplankton, an Zoobenthos, an Fischen – bis hin zu Robben und Fischadlern. Die Robben war die erste Art, die durch menschliche Einwirkung stark beeinträchtigt wurde (Intensivierung des Fischfanges; Schifffahrt und mit dieser einhergehende Verschmutzung).

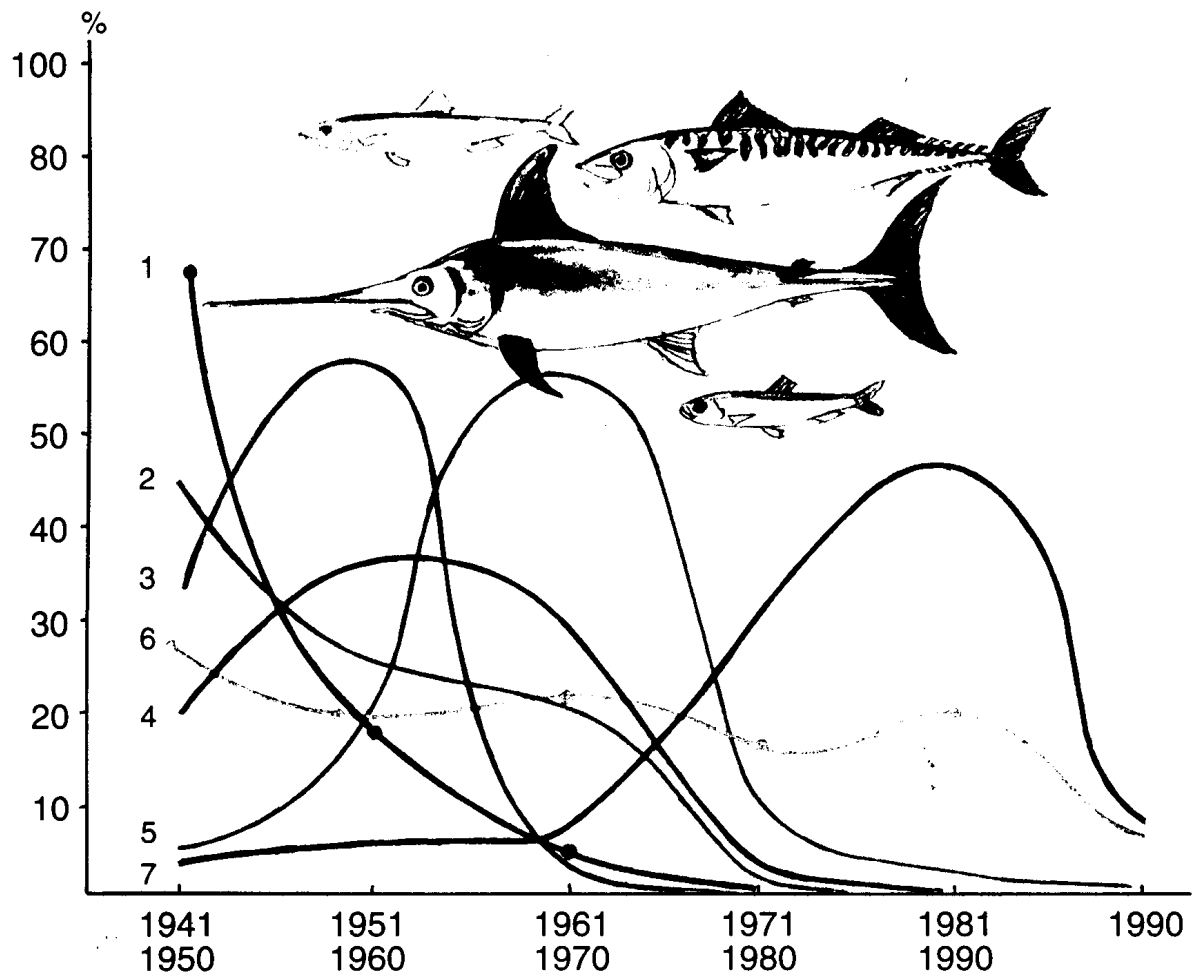


Abbildung 3: Entwicklung des Fischfanges in Bulgarien, 1941 - 1990
(1 = Thunfisch; 2 = Makrele; 3 = Schwertfisch; 4 = Bonito; 5 = Blaufisch;
6 = Anchovy; 7 = Sprotte).

Mit 1970 waren die Bestände an Bonito, Makrelen und Thunfisch (die alle in der „trophischen Pyramide“ sehr hoch angesiedelt sind) fast vollständig verschwunden, während sich einzellige Algen vermehrt zu entwickeln begonnen hatten, aber auch eine auf ihnen aufbauende Freßkette. Mit 1980 war – bis auf lokale Restbestände – *Cystoseira barbata* und die flache Auster *Ostrea edulis* verschwunden, und die Bestände der Bodenalge *Phyllophora* und an anderen höheren Bodentieren (darunter beispielsweise auch die Scholle, die Seeszunge und der Steinbutt) verringerten sich sehr stark, während sich sauerstofftolerante Bodentiere schlagartig vermehrten.

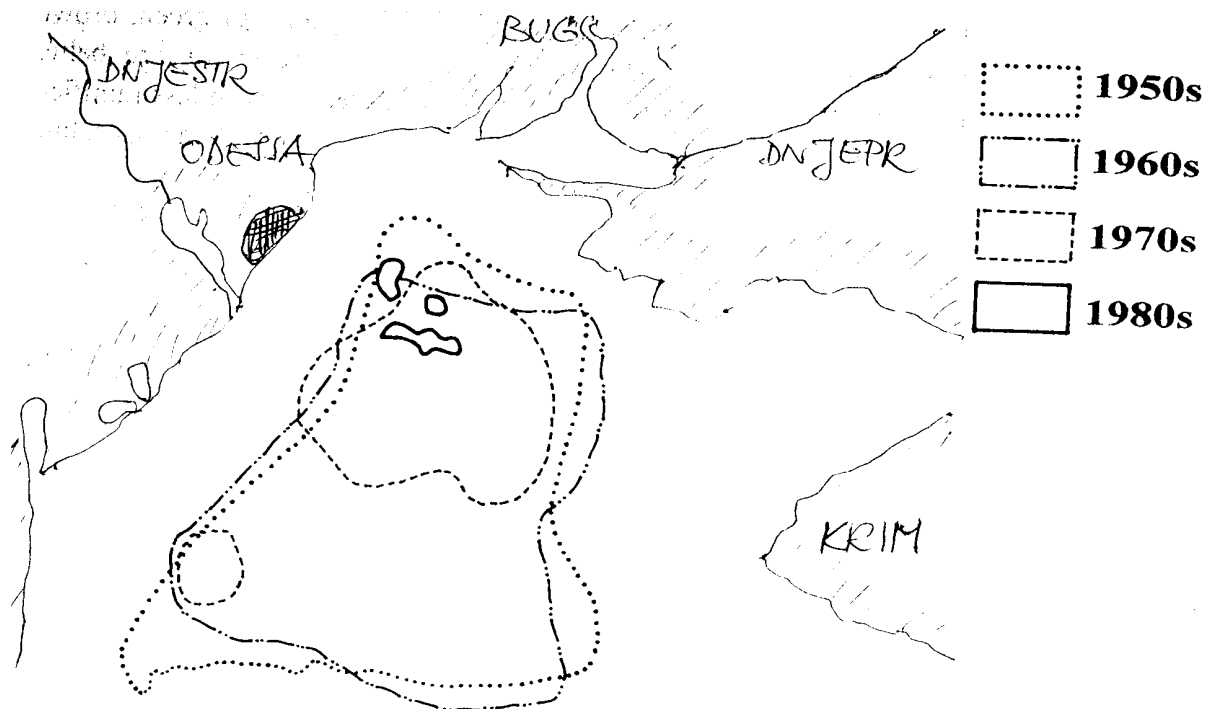


Abbildung 4: Der Rückgang der *Phyllophora*-Felder im Laufe der Zeit.

Die Blüten an einzelligen Algen nahmen vermehrt zu, und zwar nicht nur im Frühjahr, sondern auch im Sommer. Diese mit 1980 beobachtbare Tendenz setzte sich während der 1980er-Jahre so fort, daß mit 1990 die früheren Bestände an Blattalgen mit einem Flächenausmaß von rund 40.000 km² (bis auf sehr geringe Restbestände) verschwunden waren, daß das Bodenleben in weiten Bereichen zusammengebrochen war, der Sauerstoffhaushalt in maßgebenden Perioden weitgehend gestört war oder in bestimmten Bereichen sogar Anaerobie vorlag, und daß auch die Bestände an Anchovis und Stachelmakrelen im Rückgang waren.

Verstärkt wurden diese Phänomene noch dadurch, daß der so geschaffene Lebensraum vermehrt durch eingewanderte Arten genutzt wurde, die zunächst einerseits keine natürlichen Feinde hatten, bzw. auch – wie beispielsweise die Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* – in der Freßkette fast nicht genutzt werden. (Es gibt Schätzungen für *Mnemiopsis leidyi*, daß deren Bestand mit Anfang der 1990er-Jahre ca. 1 Milliarde Tonnen Frischgewicht betragen haben soll. Dieser Wert entspricht einigen hundert Gramm an Frischgewicht pro m² Meeresfläche!).

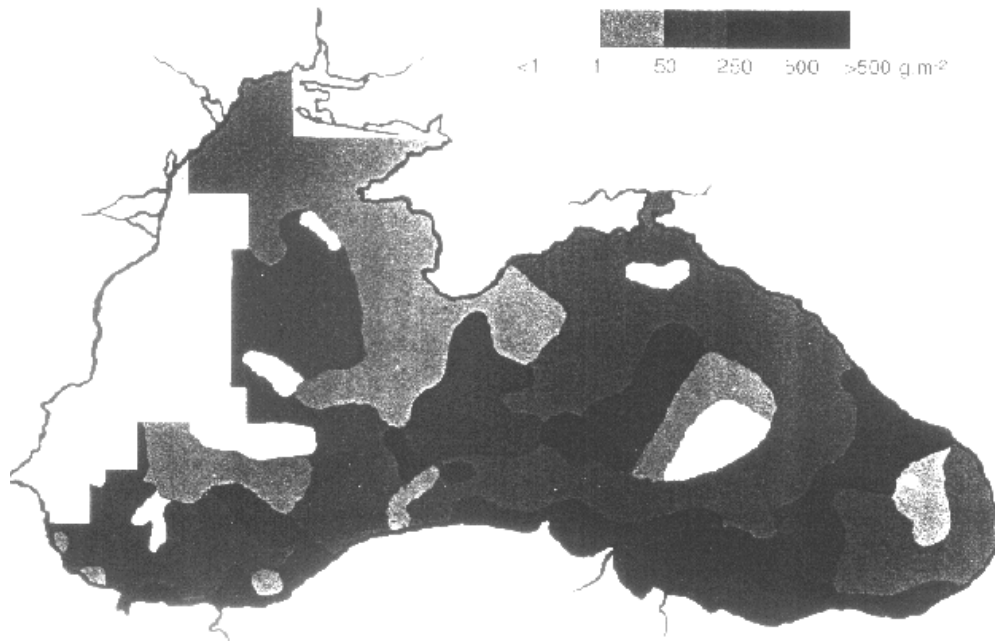


Abbildung 5: Die Verbreitung von *Mnemiopsis leidyi* in den Jahren 1991 – 1993.

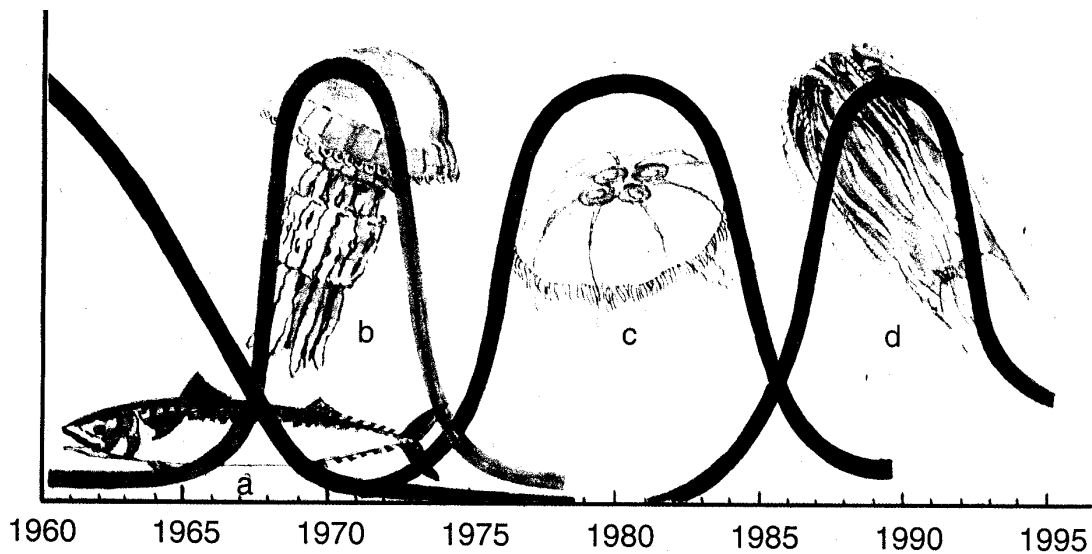


Abbildung 6: Die Makrelen und Quallenarten im Laufe der Zeit ($c = Mnemiopsis$).

Seit 1992 ist eine Besserung des ökologischen Zustandes beobachtbar. Die Blüten an Schwebelagen sind zurückgegangen, der Bestand an Anchovis nahm wieder zu, die Algenfelder beginnen sich langsam wieder auszubreiten, und auch früher verschwundene Fischarten kommen vereinzelt wieder vor. Der bisher eingetretene Zustand ist jedoch noch nicht mit jenem von Anfang der 1960er-Jahre vergleichbar.

Diese progressive Eutrophierung wird durch Abbildung 7 und Tabelle 1 und Tabelle 2 unterstützt. Abbildung 7 zeigt, in welchen Bereichen des Schwarzen Meeres im Zeitraum 1980 bis 1990 einzelligen Algenblüten vorhanden waren.



Abbildung 7: Bereiche unterschiedlichen einzelligen Algenwachstums, 1980 – 1990.

Im offenen Schwarzen Meer lag der Gehalt an Chlorophyll-a geschätzt bei ca. 1 – 2 mg/m³, während er sowohl fast im gesamten Azov'schen Meer wie auch im ufernäheren Schelf zwischen der Krim und südlich der Donaumündung, aber auch entlang der Ostküste, Werte von deutlich über 10 mg/m³ erreichte. Die Uferbereiche sind i.a. „produktiver“ als der Bereich des offenen Meeres, und so lagen dort und auch in einem großen Übergangsbereich aus dem Schelf heraus zum Tiefwasserbereich die Werte dazwischen. Natürlich sind derartige „Mittelwerte“ ungeeignet, zu spezifischen Aussagen zu gelangen; „relativ betrachtet“ weisen sie uns jedoch immer noch darauf hin, daß in diesen Bereichen des Schwarzen Meeres etwas „sehr schief gelaufen sein muß“.

Tabelle 1: Durchschnittliche jährliche Anzahl N (Individuen pro m³) und deren Biomasse (g/m³) des Zooplanktons im nordwestlichen Schelf des Schwarzen Meeres.

Jahre	Noctiluca		Copepoda		Cladocera		Gesamt	
	N	B	N	B	N	B	N	B
1950/60	2.810	0,16	9.900	0,08	1.510	0,03	16.610	0,37
1961/70	2.930	0,17	7.180	0,02	727	0,02	19.660	0,25
1971/80	43.770	2,53	11.960	0,06	2.660	0,03	63.250	2,71
1981/90	61.000	4,33	9.000	1,09	2.670	0,41	111.100	6,59
1991/95	14.280	0,37	741	0,06	898	0,46	23.640	0,93

Die Tabelle 1 stammt aus ukrainischer Quelle, und ähnliche Aussagen liegen aus Rumänien und Bulgarien vor; sie zeigt uns, daß das Phytoplankton zersetzende Zoobenthos in Noctiluca (eine Dynoflagellaten-Art), Copepoda (ein Ruderfußkrebs) sowie Cladocera (ein Wasserfloh) vor allem in den Jahren 1971/80 (Noctiluca), 1981/90 (Copepoda) sowie auch – wenngleich in geringerem Ausmaß – 1991/95 (Cladocera) die Artenzahlen sowie die Biomasse dominierten.

Tabelle 2: Das Ausmaß an Flächen mit niedrigem Sauerstoffgehalt und einem Absterben der Bodentiere in den Jahren 1973 bis 1990 im Schelfbereich des Schwarzen Meeres.

Jahr	Fläche (km ²)	Jahr	Fläche (km ²)	Jahr	Fläche (km ²)
1973	3.500	1979	15.000	1985	5.000
1974	12.000	1980	30.000	1986	8.000
1975	10.000	1981	17.000	1987	9.000
1976	3.000	1982	12.000	1988	12.000
1977	11.000	1983	35.000	1989	20.000
1978	30.000	1984	10.000	1990	40.000

Tabelle 2 zeigt, auf welchen Flächen im Zeitraum 1973 bis 1990 niedrige Sauerstoffgehalte sowie auch das Absterben von Bodentieren auftrat. Dabei ist zu beachten, daß niedrige Sauerstoffgehalte nicht nur durch das Ausmaß an Zersetzung, sondern auch durch einen – fallweise momentanen – Mangel an Sauerstoffzufuhr hervorgerufen werden. Niedrige Sauerstoffgehalte selbst sind wiederum Ursache für das Absterben der Bodentiere – sei dies durch den Mangel an Sauerstoffgehalt selbst bzw. durch das Auftreten toxischer Verbindungen hervorgerufen. Aus dieser Tabelle ist ganz klar zu erkennen, daß

das langjährige gleitende Mittel der durch diese Erscheinungen betroffenen Flächen im Laufe der Zeit zwar schwankte, aber gegen 1990 hin zunahm.

Die sich aus dieser Befundung ergebenden Fragen lauten:

- (a) Wodurch ist all dies verursacht, und zwar sowohl bezüglich der bis in den Anfang der 1990er-Jahre eingetretenen Verschlechterung, aber auch der dann zu erkennenden Verbesserung?
- (b) Welche Maßnahmen sollten getroffen werden, um dem vor der massiven Verschlechterung bestehenden Zustand im Laufe der Zeit doch auch möglichst nahe zu kommen?
- (c) Sind „wir Inländer im Donauraum“, die so lange vom Zustand des Schwarzen Meeres nichts hörten, und nach der „geopolitischen Wende“ nun schlagartig auch mit Berichten aus diesem Bereich unserer Erde „versorgt“ werden (siehe beispielsweise die „Meldungen“ im „Guardian“ vom September 1998) für die eingetretene Entwicklung mit verantwortlich, und wenn ja, in welchem Ausmaß?

2 Das Schwarze Meer – einige „Fakten“

2.1 Zufluß und Abfluß, Einzugsgebietsflächen und Menschen in ihnen

Das heutige Schwarze Meer ist bezüglich seiner Schichtung und seines Salzgehaltes „sehr jung“. Nach Ansicht der Fachleute stieg der Wasserspiegel im Mittelmeer vor ca. sieben- bis achttausend Jahren und bewirkte, daß auch der Bosphorus durchflossen wurde. Dadurch floß im Bosphorus zunächst salzreiches Wasser dem Schwarzen Meer zu und füllte seinen Spiegel auf jenen im Mittelmeer auf. Gemäß der heutigen Wasserbilanz strömen dem Schwarzen Meer jährlich ca. 400 km³ pro Jahr an Süßwasser aus seinem festländischen Einzugsgebiet (davon ca. die Hälfte über die Donau und ein weiterer sehr großer Zufluß aus dem drittgrößten europäischen Flußeinzugsgebiet, dem Dnjepr) und an Niederschlag sowie ca. 193 km³ pro Jahr salzhaltigen (38‰) Mittelmeerwassers als Bodenstrom im Bosphorus ihm zu, während ca. 348 km³ pro Jahr mit einem deutlich geringeren Salzgehalt (ca. 18‰) als oberflächennaher Strom zum Marmarameer (von dort weiter in die nördliche Ägäis) abfließen. Die jährliche Nettoverdunstung im Schwarzen Meer wird zu ca. 245 km³ geschätzt. Es gibt jedoch Bilanzen, die von dieser hier ausgewählten deutlich abweichen.

Tabelle 3: Einige Daten zur Nordsee und zum Schwarzen Meer
(inkl. Azov'sches Meer).

	Nordsee	Schwarzes Meer	Dimension
Fläche (Meer)	~ 600.000	~ 423.000 (+ Azov'sches Meer, ~ 40.000)	km ²
Ø Tiefe (min/max)	~ 90 (~ 20 / < 700)	1.270 (17% geschlossener Schelf < 200 / 2.250)	m
'Einzugsgebiets- größe'	~ 770.000	~ 2.300.000	km ²
Menschen im Einzugsgebiet	~ 150	~ 190	Mio. E

Die genaue „Einwohner- und Flächenstatistik“ des Schwarzen Meeres ist derzeit noch nicht voll erfasst. Abbildung 8 soll uns dazu einen gewissen Überblick – zumindest in der Zuordnung der Flußeinzugsgebiete – ermöglichen. Wir sahen in der Einleitung, daß ca. 1.450.000 km² des Einzugsgebietes zum Schwarzen Meer hin sich in den geschlossenen Schelfbereich aus den großen Strömen ergießen, und dazu kommen noch ca. 50.000 km² aus den Uferbereichen in der Ukraine, in Rumänien und Bulgarien hinzu; ich schätze, daß in diesem großen Teileinzugsgebiet etwas über 140 Mio. Menschen leben. Davon entfallen auf den Donauraum ca. 800.000 km² mit etwas über 80 Mio. Menschen, auf das Dnjepr-Einzugsgebiet ca. 500.000 km² mit ca. 50 Mio. Menschen, und der Rest auf die weiteren Teileinzugsgebiete. Weitere ca. 500.000 km² an Fläche mit ca. 20 Mio. Menschen liegen in der Russischen Föderation und in der Ukraine und bilden – mit dem viertgrößten Flußeinzugsgebiet in Europa, dem Don, und dem Kuban – das Einzugsgebiet des Azov'schen Meeres.

Das durch die Straße von Kertsch mit dem Schwarzen Meer verbundene Azov'sche Meer hat eine Fläche von ca. 40.000 km², und es hat einen nur sehr geringen Salzgehalt. Sein Wasserabfluß ist ca. 25 km größer als der Zufluß aus dem Schwarzen Meer. Es ist sehr flach, war stets „hoch produktiv“ (sodaß der hohe Chlorophyllgehalt der Abbildung 7 nicht ganz so negativ zu betrachten ist wie gleich hohe Werte im Schelf des Schwarzen Meeres), und war früher sehr fisch-reich. Seine Lebewelt soll heute sowohl durch eine starke Eutrophierung als auch durch die Einwirkung vielfältiger toxischer Stoffe (die ihm vorrangig über den Don und seine Zuflüsse zuströmten) beeinträchtigt sein. Dennoch gilt hier, daß sich das trophische Niveau wegen der gesicherten Durchmischung nicht so negativ auswirkt wie im Schwarzen Meer selbst.

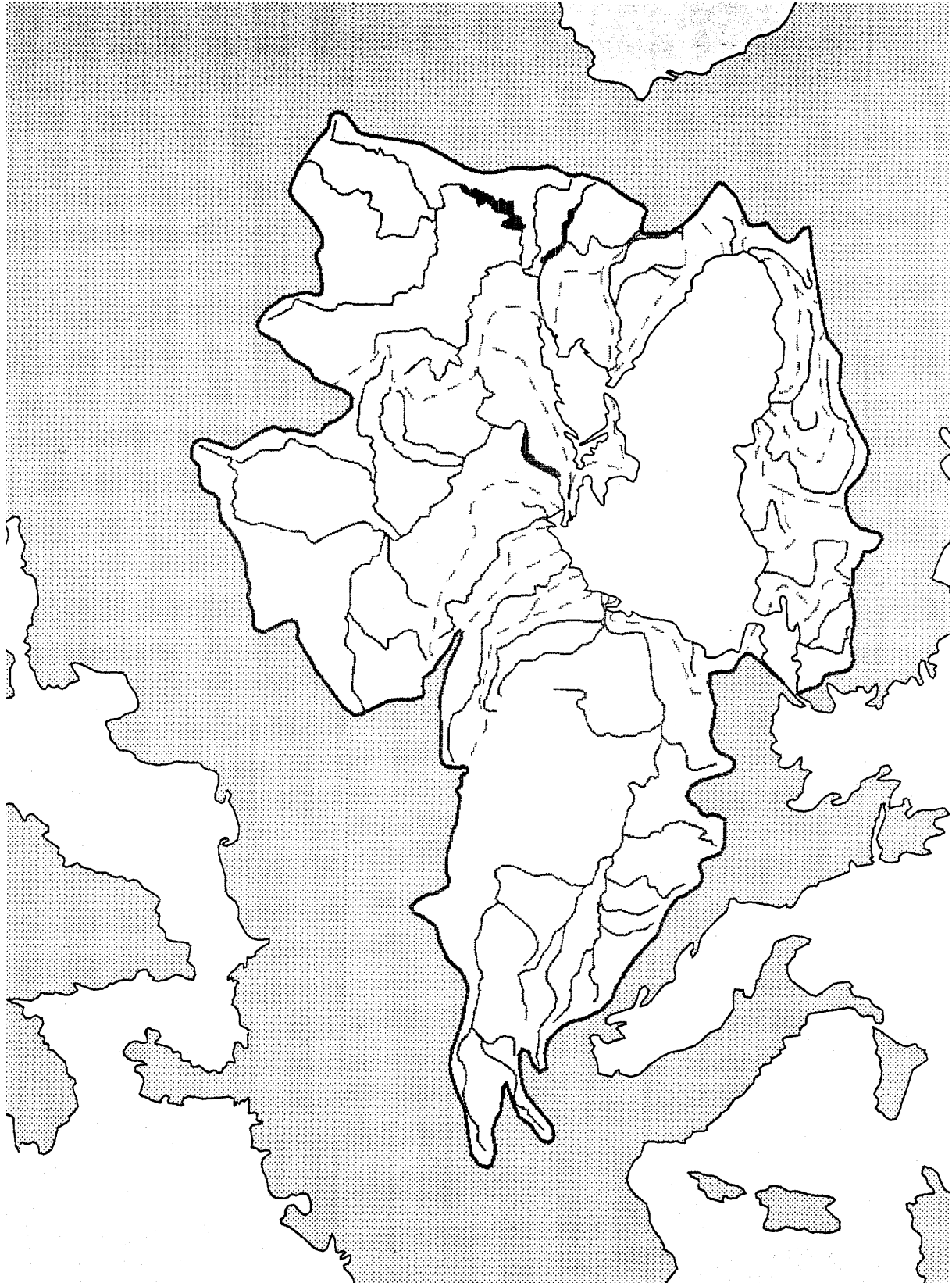


Abbildung 8: Das Schwarze Meer und sein hydrographisches Einzugsgebiet.

Das weitere Einzugsgebiet zum Schwarzen Meer hin stammt aus jenem Teil Rußlands und Georgiens, der direkt in das Schwarze Meer entwässert, sowie aus einem gar nicht so kleinen Teil Anatoliens. Das Ziehen einer „Einzugsgebiets-scheide“ im Bosphorus, Marmarameer oder auch außerhalb der Dardanellen ist mit einer gewissen „Willkür“ verbunden, da ja salzreiches Tiefenwasser dem Schwarzen Meer zuströmt, während salzärmeres Oberflächenwasser aus ihm abströmt. Der Einfachheit halber wird in dieser Arbeit der Großraum von Istanbul als noch im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres befindlich betrachtet, so daß das restliche Einzugsgebiet ca. 300.000 km² mit ca. 30 Mio. Menschen ausmacht.

In Summe ergibt dies also eine gesamte Einzugsgebietsfläche von ungefähr 2.300.000 km², in der ca. 190 Mio. Menschen leben, und der eine aufsummierte Meeresfläche (Schwarzes Meer plus Azov'sches Meer) von ca. 460.000 km² gegenüber steht.

Aus dieser einfachen Darstellung ergibt sich für mich:

Wir „Inländer“ tun uns – in Anbetracht unserer Erfahrungen mit unseren Seen – insoferne mit dem Verständnis des Schwarzen Meeres „leichter“, wenn wir uns vergegenwärtigen, daß von den Größenrelationen her zwischen der „Seefläche“ und dessen Einzugsgebiet bei einem unserer alpinen Seen – beispielsweise dem Attersee – und dem Schwarzen Meer sehr keine großen Unterschiede vorliegen.

Weil jedoch das Schwarze Meer so weit entfernt ist und weil es so lange durch eine „politische Sperre“ von uns getrennt war, sind wir uns bisher unserer „metabolischen Beziehungen“ zum Schwarzen Meer hin zu wenig bewußt.

2.2 Weitere „physikalische Eigenheiten“ des Schwarzen Meeres

Die „Sperre“ gegen eine vertikale Durchmischung wird nicht nur durch den – nicht überall gleich großen – Salzgehalt, sondern auch durch die Temperaturschichtung hervorgerufen. Es ist somit nicht sinnvoll, die über der Wassertiefe erhobenen Meßdaten nur in ihrer Abhängigkeit miteinander zu vergleichen. Die Meeresforscher am Schwarzen Meer führten zum Auftragen von Daten über der Meßtiefe den Begriff des „äquivalenten Salzgehaltes“ ein. Im Osten des Schwarzen Meeres, wo der Salzgehalt – des fehlenden Frischwasserzuflusses wegen – größer ist und der Wasseraustausch insgesamt auch langsamer vor sich geht, entspricht dem „Salzäquivalent“ eine geringere Wassertiefe als beispielsweise im zusammenhängenden Schelfbereich.

Im Schwarzen Meer bewirkten verschiedene Kräfte i.a. drei Wirbelströmungen. Der westliche, linksdrehende Wirbel (d.h. also entgegen dem Uhrzeigersinn) hat sein „Zentrum“ etwa im Kreuzungspunkt der Linien zwischen Odessa-Zonguldak und Istanbul-Sewastopol, mit einer östlichen Erstreckung bis auf die Höhe zwischen der Krim und der gegenüberliegenden türkischen Küste. Dieser Wirbel erreicht in seinem Randstrom, auf einer Breite von einigen –zig Kilometern, mittlere Geschwindigkeiten von 3 – 5 km/h, und gelegentliche Maxima bis zu 8 km/h. Der anschließende große rechtsdrehende Wirbel erstreckt sich bis auf die Höhe östlich von Tuapse-Samsun, und an ihn schließt sich ein weiterer kleiner, linksdrehender Wirbel an. Diese Wirbel reichen bis in die Tiefe, führen jedoch nur zu „Verschmierungen“ an den Übergangsbereichen der Pyknokline, und nicht zu einer vertikalen Durchmischung.

Wegen des linksdrehenden westlich-zentralen Wirbels wird auch das von Dnjepr, Bug, Dnjestr und der Donau in den Schelf ergossene Wasser entlang der rumänischen und bulgarischen Küste, aber natürlich in entsprechendem Abstand von dieser, in Richtung Bosphorus transportiert bzw. mit dem Wirbel weiter transportiert. Dies führt auch dazu, daß die Algenblüten ebenfalls in dieser Art – durch das jeweilige Absterben mitbestimmt – „transportiert“ werden.

Eine sehr einfache „Kenngröße“ zur Erfassung all dessen, was in einem Wasserkörper an ungelöster Substanz oder auch Farbe vorhanden ist, ist die „Sichttiefe“ (Secchi-Scheibe). Derartige Messungen werden im Schwarzen Meer seit sehr langer Zeit durchgeführt. Daten wurden ungefähr im Zentrum des ersten westlichen Wirbels bei einer Vielzahl von Beprobungsfahrten seit Anfang der 1920-er Jahre erhoben, es handelt sich also nicht um vereinzelte Meßwerte. Diese Werte sanken im Zeitraum von 1920 bis ungefähr 1980 von im Mittel 20 m auf ca. 17 ÷ 18 m ab, um dann innerhalb nur eines Jahrzehntes auf ca. 6 m abzusinken (Minimum 1992), und um 1995 wieder gegen 15 m anzusteigen. Wird davon ausgegangen, daß die diese Veränderungen im Schwarzen Meer bewirkenden Vorgänge nicht durch „natürliche Fluktuationen“, sondern durch anthropogene Auswirkungen hervorgerufen sind, dann müssen sich diese auch auf die Bereiche der großen Wassertiefen im Schwarzen Meer ausgewirkt haben.

2.3 Chemische Kenngrößen im Schelf des Schwarzen Meeres

Leider ist die chemische Befundung - vor allem bezüglich der langfristigen Qualitätskontrolle der Meßdaten - wesentlich uneinheitlicher als die ökologische Befundung (zumindest was den „großen Rahmen“ betrifft). Dennoch erlauben die vorliegenden Daten folgende Aussagen:

Im rumänischen Schelf liegt an der Stelle 44°10“ Nord / 29°09“ Ost die dichteste und am längsten andauernde Beprobung vor. Constanza liegt dazu im Vergleich auf ca. 44°10“ Nord / 28°19“ Ost, d.h. der „Beprobungspunkt“ ist ca. 65 km östlich von Constanza gelegen. Dort erhobene Daten sind somit eindeutig *nicht* durch Einwirkungen aus dem direkten Uferbereich beeinträchtigt, sehr wohl jedoch durch die Einleitungen aus Bug, Dnjepr, Dnjestr und der Donau, sowie natürlich auch aus dem „allgemeinen Niveau“. Die Beprobung erfolgte bis auf 40m unterhalb der Meeresoberfläche (bis zum Meeresboden?). Leider ist über die analytische Qualitätssicherung des rumänischen Meeresforschungsinstitutes nichts näheres bekannt.

Am vorstehend genannten Beprobungspunkt stieg der Gehalt an Orthophosphat-Phosphor von ca. 0,2 mM/m³ in den Jahren 1963 bis 1968 (entspricht ca. 6,2 µg/l) schlagartig auf ein Maximum von ca. 1,4 mM/ m³ in den Jahren 1972 bis 1976 an (entspricht nicht ganz 45 µg/l), um im Laufe der Zeit wieder zu sinken und ab 1990 wieder bei ca. 0,2 mM/m³ zu liegen.

Stickstoff wird erst ab einem späteren Zeitpunkt angegeben, und zwar Ammonium-Stickstoff seit 1980, die Summe aus Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff (NO₂+NO₃)-N seit 1976. (NO₂+NO₃)-N lag in den Jahren 1976 bis 1980 mit 8 ÷ 20 mM/m³ (entsprechend ca. 110 ÷ 280 µg/l) am höchsten, um dann im Laufe der Zeit von 8 auf 4 mM/m³ (von 110 auf 55 µg/l) zu fallen. Hohe NH₄-N – Konzentrationen mit Werten über 150 µg/l traten in den Jahren 1980 bis 1983 gelegentlich an Oberfläche und Boden sowie im Jahre 1990 während einer kurzen Zeit im Oberflächenbereich auf, während sie sonst zwischen 15 und 70 µg/l lagen.

Aus diesen Daten und auch aus ihrer Verhältniszahl ist erkennbar, daß an diesem Beprobungspunkt, durch die Einleitung der Makronährstoffe Phosphor und Stickstoff bedingt, ein durchgängiger Eutrophierungsprozeß ablief, der mit Anfang der 1990er-Jahre eine „Bremsung“ erfuhr. Die genannten Konzentrationen sind nicht direkt in ein „Algenwachstumspotential“ umsetzbar, aber vor allem die längerfristig verfügbaren Daten für den Phosphat-Phosphor zeigen ganz deutlich den Anstieg, sowie den nachfolgenden Abfall. Aus der Verhältniszahl zwischen Summe anorgN geteilt durch P – auf Basis molarer Konzentrationen – wird für den Beobachtungszeitraum seit ca. 1980 mit Werten zwischen 50 und 100 die Phosphorlimitierung, derzeit bei ca. 50 gelegen, in diesem Bereich des Schelfes offenkundig. Diese Phosphorlimitierung in den rumänischen Daten wird auch durch eine im Frühjahr 1995 durchgeführte Beprobung mit einem türkischen Forschungsschiff nachgewiesen. Es wurden Transekte gezogen, die ungefähr im Bereich der rumänischen Beprobungsstelle, zweimal senkrecht zur bulgarischen Küste, sowie ebenfalls

senkrecht zur türkischen Küste im Bereich des Bosphorus lagen. An den ersten drei genannten Transekten lag im interessierenden aeroben Bereich eindeutig eine Phosphatlimitierung vor.

Meeresbiologen gehen davon aus, daß das phototrophe Leben im Meer generell durch die Verfügbarkeit von Stickstoff begrenzt (limitiert) wird, und daß das molare Verhältnis der beiden Makronährstoffe unter 7 zu 1 (N zu P) liegen soll. Auf Masse – dem „Gewicht“ unserer Umgangssprache - umgerechnet bedeutet dies ein Verhältnis von ca. 15,5 zu 1 (N zu P) und darunter, d.h. das phototrophe Leben im Meer ist ähnlich zusammengesetzt, wie wir dies von der Limnologie unserer Seen kennen. Bei Seen geht man jedoch i.a. davon aus, daß das Leben in ihnen durch Phosphor limitiert wird. In meinen bisherigen Gesprächen mit Meeresbiologen habe ich sehr uneinheitliche Begründungen für die als generell angenommene Gültigkeit der Stickstofflimitierung erhalten. Die letzte mir gegenüber genannte bestand darin, darauf hinzuweisen, daß in den Meeren i.a. keine Stickstoff fixierenden Algen in einem die Stoffumsätze bestimmenden Ausmaß vorkommen, und daß dies bei Seen vollkommen anders sei.

Im Zeitraum von 1963 bis 1995 nahm die Konzentration an Silikat-Silizium um eine Zehnerpotenz von ca. $40 \div 50 \text{ mM/m}^3$ (1963 – 1974) auf ca. 20 mM/m^3 mit Anfang der 1980er-Jahre, und weiter fallend auf $3 \div 5 \text{ mM/m}^3$ ($80 \div 140 \text{ µg/l}$) in den 1990er-Jahren ab. Diese Abnahme an Silikat-Silizium wird mit dem vermehrten Bau an Staustufen – darunter vor allem auch der Inbetriebnahme der Staustufe „Eisernes Tor I“ – in Verbindung gebracht. Von gewissen – jedoch nicht allen – Meeresforschern wird der im Laufe der Zeit aufgetretene Rückgang an Frühjahrs-Diatomeenblüten (die wiederum sich gut in die Freßkette der Sprotten und Anchovis eingliedern) auf den Rückgang an Silizium zurückgeführt.

2.4 Chemische Kenngrößen außerhalb des großen Schelfbereiches

Mit dem Begriff „außerhalb des Schelfes“ ist hier der Bereich der großen Wassertiefen, in denen alles Sedimentierbare unter die „Pyknokline“ absinkt und es während der Sommer-Stratifikationsperiode nicht zu vermehrten Rücklösungen aufgrund von Zersetzungsprozessen am Boden des Schelfes kommen kann, gemeint. Dieser Bereich ist gemäß allgemeiner Erfahrung durch Stickstoff limitiert. Die vorhergehend schon mitgeteilte Befundung bezüglich der Ganglinie der Sichttiefe wird durch türkische Beprobungen bezüglich von Chlorophyll-a-Ganglinien im Zeitraum 1986 bis 1997 bestätigt. Dieser Bereich „außerhalb des Schelfes“ ist genauso zu schützen wie der gesamte Schelfbereich.

2.5 Frachteinträge in das Schwarze Meer

2.5.1 Ein allgemeiner Vergleich

Es ist zweifellos so, daß es bisher nur in Ansätzen zu einer echt vergleichenden Erfassung aller Frachteinträge in das Schwarze Meer gekommen ist. Auch die für verschiedene Zeitpunkte genannten Frachten – beispielsweise für die Donau – sind nicht gesichert miteinander vergleichbar. Dies hängt einerseits damit zusammen, daß die analytische Qualitätssicherung für diesen Raum noch vergleichsweise neu ist, und daß sie beispielsweise derzeit bei den Kenngrößen „gesamter Phosphor“ und „gesamter Stickstoff“ noch nicht gesichert ist. Es kommt aber auch hinzu, daß in die Frachtenbildung der in Flüssen transportierten Frachten entweder sehr ungleiche Zahlen an Proben, aber auch – bei an Feststoffen gebundenem Stofftransport – nicht die für die „richtige Abschätzung der Jahresfracht erforderliche Anzahl an Proben“ – siehe den Beitrag von M. Zessner-Spitzenberg in diesem Band – „aus dem Wasser gezogen“ wurden.

Zu den Unterschieden in den Abflußcharakteristikas folgende Hinweise: (a) Der Dnjepr fließt von oberhalb von Kiev bis zur Mündung – auf einer Länge von ca. 850 km – in einer Kette von großen Staueeen. Dort sedimentiert – bis zu Abflüssen deutlich über Mittelwasser – der Großteil des erodierten Bodens, und wegen der Einleitung ungereinigter Abwässer, aber auch wegen der Eutrophierung wird Nitrat – zumindest partiell – denitrifiziert. (b) Im Vergleich dazu weisen die Donau und ihre Zuflüsse zwar auch Staustufen auf, darunter auch jene große am Eisernen Tor, doch ist die Fließcharakteristik der Donau sicher als „wilder“ zu betrachten als jene des Dnjepr. (c) Der Don mit seinen Nebenflüssen und der Kuban wiederum wirken nicht direkt auf das Schwarze Meer ein, sondern das Azov“sche Meer, und der Stoffeintrag erfolgt erst von dort hin auf das Schwarze Meer. (d) Die übrigen Flüsse sind etwa von gleicher Einzugsgebeitsgröße wie der Bug oder der Dnjestr, aber es gibt auch deutlich kleinere. (e) Die Flüsse aus Kleinasien führen flächenspezifisch betrachtet deutlich mehr Erosionsmaterial als der Dnjepr oder auch die Donau (wenngleich bei dieser der Feststofftransport deutlich höher ist als beim Dnjepr). Soll in all diesen Fließgewässern der Frachteintrag in das Schwarze Meer möglichst gut erfaßt werden, so ist bei ihnen allen eine auf ihre Abflußcharakteristik hin angepaßte Beprobung, die in eine einheitliche analytische Qualitätssicherung einzubinden ist, durchzuführen. Dies ist beispielweise ein Punkt, der in der kommenden Zeit auch abzumachen und dann auch gesichert durchzuführen ist.

Erste vergleichende Frachtabschätzungen über die Stoffeinträge in das Schwarze Meer wurden durch das Schwarzmeer-Umweltprogramm durchgeführt; dabei wurde jedoch der atmosphärische Eintrag nicht berücksichtigt. In dieser Bearbeitung wurde versucht, anhand vorhandener Quellen möglichst alle Einträge über die Fließgewässer und aus den Uferzonen zu erfassen. Ähnlich wie auch bei Seen ergab sich, daß die Einträge aus dem gesamten Einzugsgebiet maßgebend sind und der Uferbereich nur bedingt dazu beiträgt (wenngleich auch „ohne Reduktion durch einen Fließweg“). Unter den Fließgewässern sticht die Donau besonders hervor. Die Bearbeitung ergab, daß über die Donau deutlich mehr als die Hälfte der Einträge an Phosphor und Stickstoff in das Schwarze Meer gelangen sollen.

Dies führte dazu, daß von verschiedener Seite – entsprechend auch den Formulierungen, die im Text des Schwarzmeer-Aktionsplanes (Datenlage etwa für das Jahr 1992 und vorher, erstellt 1995, verabschiedet 1996) enthalten sind – bis vor kurzem die „Donau als der zentrale Übeltäter“ aufgefaßt wurde. In einer neueren Arbeit, die im Rahmen des Donau-Umweltprogrammes unter „Applied Research“ erzielte Ergebnisse berücksichtigt, wurde von Mitarbeitern des Schwarzmeer- Umweltprogrammes versucht, zu einer Verbesserung zu gelangen. In Anbetracht meines Wissens um die Datenlage entlang der Donau – auf der wiederum diese Arbeit auch fußt – könnte damit durchaus eine verbesserte Abschätzung vorliegen. Ich selbst halte jedoch fest, daß unser Wissen an der Donau über den Frachttransport noch überhaupt nicht abgesichert ist.

Die in dieser Arbeit enthaltene Zuordnung – getrennt nach „Uferstaat“ und nach Bereichen außerhalb der „Uferstaaten“ – lautet wie folgt:

Erste Zahl → Phosphor gesamt; zweite Zahl → Stickstoff gesamt.

Bulgarien 5% & 14%; Georgien 1% & < 1%; Rumänien 23% & 27%;
Russische Föderation 13% & 10%; Türkei 12% & 6%; Ukraine 20% & 12%;
alle übrigen 26% & 30%.

Ob diese Zahlen „stimmen“, wird sich hoffentlich in der Zukunft erweisen. Wichtiger als die äußerst exakte Kenntnis dieser Zahlen ist wohl, daß der Zustand des gesamten Schwarzen Meeres (d.h. sowohl des eigentlichen Schwarzen Meeres wie auch des Azov“schen Meeres) wieder in einen solchen „Status“ gelangt, daß ein ausgewogenes Leben in diesen beiden zusammenhängenden aquatischen Ökosystemen vor sich gehen kann. Dazu jedoch mehr unter „Folgerungen“.

2.5.2 Frachten in der Donau

Die Donau wurde in den Jahren 1959 und 1960 vor der Mündung (in Vylkovo) durch ALMAZOV beprobt. Die Publikation (in russischer Sprache) ist mir nicht zugänglich. Aus ihr werden jedoch immer wieder folgende Frachten zitiert: Phosphat-P 12 kt/a, gesamter anorganischer Stickstoff 140 kt/a, Silikat-Si 790kt/a. (1 kt = 1.000 t). Das Interesse an diesen Frachten – vor allem bei Phosphor und Stickstoff – beruht darauf, daß man glaubt, mit diesen Zahlen die „numerische Basislinie“ von Anfang der 1960er-Jahre der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff richtig zu beschreiben.

Durch das rumänische Meeresforschungsinstitut in Constanza wird an einem Pegel in Sulina, ca. 5 km oberhalb der Mündung in das Schwarze Meer, täglich eine Probe gezogen und auf $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $(\text{NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N}$ sowie Silikat-Si analysiert. Werden die dabei erzielten Konzentrationen (die in Element-Massen angegeben werden) mit dem Durchfluß der Donau beispielsweise am Pegel Reni (d.h. bevor sich der Lauf der Donau in die Mündungsarme spaltet) multipliziert, dann ergeben sich die in Tabelle 4 ausgewiesenen Jahresfrachten. Wie schon erwähnt, nimmt das Meeresforschungsinstitut nicht am analytischen Ringtestsystem des Donauraumes teil, und über mögliche örtliche Beeinflussungen der Probennahmestelle ist mir nichts näheres bekannt. Um das hydrologische Abflußjahr auszugleichen, wurde in der Tabelle auch das fünfjährige gleitende Mittel gebildet.

Tabelle 4: Die Frachten an $\text{PO}_4\text{-P}$, ΣanorgN und Silikat-Si an der Donau (Pegelstelle Sulina als Konzentration, als Fracht hochgerechnet über den Abfluß in Reni).

Jahr	$\text{PO}_4\text{-P}$ (kt/a)	$\text{PO}_4\text{-P}$ (kt/a; 5a)	ΣanorgN (kt/a)	ΣanorgN (kt/a; 5a)	SiO ₄ -Si (kt/a)	SiO ₄ -Si (kt/a; 5a)
1980	16,14				488,5	
1981	6,22				500,4	
1982	8,13	12,11			373,3	417,0
1983	17,83	12,17			314,8	395,5
1984	12,21	14,27			408,1	370,5
1985	16,46	19,28			380,7	371,9
1986	16,71	20,42			375,5	371,9
1987	33,21	23,00			380,5	355,4
1988	23,52	25,00	778,0		314,5	310,1
1989	25,11	27,80	813,2		325,8	313,7
1990	26,44	25,15	598,6	730,2	154,4	288,6
1991	30,74	22,58	783,7	676,7	393,1	264,5
1992	19,95	19,82	677,4	613,3	255,0	234,3
1993	10,65	17,30	510,4	605,6	194,2	265,9
1994	11,30	13,50	496,6	531,6	174,9	242,7
1995	13,87	12,71	560,7	456,2	312,1	254,1
1996	11,71		412,8		277,5	
1997	16,01		300,4		311,6	

Aus dieser Tabelle 4 ersehen wir folgendes: (a) Von Anfang der 1980er-Jahre gegen ihr Ende hin stieg die Fracht an Orthophosphat-P auf mehr als den doppelten Wert an, um gegen die Mitte der 1990-er Jahre wiederum auf den Wert von Anfang der 1980er-Jahre abzusinken. Der heutige Wert stimmt mit den Daten von ALMAZOV – zumindest so wie die Almazov-Daten publiziert wurden – sehr gut überein. Daraus ließe sich beispielsweise schließen – und dieser Schluß wird von gewissen Kollegen auch gezogen –, daß bei Phosphor „kein Handlungsbedarf vorliegt“. (b) Bei Σ anorgN liegt keine so lange Beprobung vor, und sowohl die jährlichen Frachten als auch die gemittelten Jahresfrachten sind stetig zurückgegangen. Da der ~ heutige Wert ca. dreifach so hoch ist wie jener von ALMAZOV, schließen Fachkollegen, daß vor allem auch beim Stickstoff prioritär vorzugehen ist. Beide diese Schlüsse stehen jedoch mit der schon erwähnten (und auch dokumentierten) Phosphorlimitierung im Bereich des Schelfes im Widerspruch.

Nach Ansicht der Kollegen aus den MOE-Staaten des Donauraumes hängt der Rückgang dieser Frachten ganz eindeutig mit dem mit Anfang der 1990er-Jahre einsetzenden wirtschaftlichen Abschwung in den MOES zusammen. Der Einsatz an Kunstdünger soll bis 10% (und teilweise auch weniger) der früheren Werte zurückgegangen sein, und somit sind – aus ganz einfachen wirtschaftlichen Überlegungen heraus – auch viele große Massentierhaltungen nicht mehr am Leben. (In der Vergangenheit soll es beispielsweise Schweinemasten mit einer Million Tieren gegeben haben; die heutigen „großen“ Betriebe können aber immer noch bis 100.000 Tiere, fallweise auch darüber, aufgestellt haben. Die Massentierhaltungen sind unter den derzeitigen wirtschaftlichen Gegebenheiten jedoch weiter im Rückgang.)

3 Folgerungen

Noch hat das Schwarze Meer seinen früheren ausgewogenen ökologischen Zustand, oder zumindest einen, der diesem nahekommt, nicht erreicht. Die seit 1992 eingetretene Trendwende hat jedoch bis 1997 angehalten. Die Interpretation, daß die in der Einleitung dargestellte Entwicklung ein anfänglich schleichender, später sehr abrupter Eutrophierungsprozeß war, ist sicher richtig. Sein Abklingen als Folge der verringerten Frachteinträge ist ebenfalls so „erklärbar“.

Bei konsequentem Durchdenken der im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres vorliegenden Situation ergibt sich für mich, daß im Bereich des Einsatzes beispielsweise an Nährstoffen in die Volkswirtschaften im Raum des

hydrographischen Schwarzmeer-Einzugsgebietes die Art des Wirtschaftens durch die Auswirkungen des (Fern)Transportes dieser Nährstoffe auf die Ökosysteme der empfangenden Meere entscheidend mitbestimmt werden wird. Im Laufe der Zeit könnte es auch dazu kommen, daß bestimmten Bereichen im hydrographischen Schwarzmeer-Einzugsgebiet nur der Gebrauch bestimmter Nährstoffmengen bzw. der Abstoß gewisser Nährstofffrachten in das lokale Gewässernetz zugestanden wird.

Als nächste Schritte erscheint mir das folgende Handeln als wichtig:

(A)

Da der frühere ausgewogene Zustand des Schwarzen Meeres (beispielsweise wie mit Anfang der 1960er-Jahre) oder ein ihm ähnlicher noch nicht erreicht ist, muß das eingetragene „Frachtniveau“ während einer – einige Jahre hindurch andauernden – Zeitspanne zumindest auf dem Wert von 1997 verbleiben. Während dieser Zeitspanne sollten folgende Arbeiten bezüglich der weiteren Reinhaltung und des Schutzes des Schwarzen Meeres unternommen werden:

- Laufende Erfassung des ökologischen Zustandes des Schwarzes Meeres, mit einer verlässlichen Interpretation.
- Eine von der Methode her abgestimmte Erfassung aller in das Schwarze Meer eingetragenen Frachten an den als maßgebend erachteten Nährstoffen (dzt. ΣanorgN ; $\text{PO}_4\text{-P}$; $\text{SiO}_4\text{-Si}$; zusätzlich sind gesN und gesP erwünscht), fallweise auch gewisser in das Schwarze Meer eingetragenen toxischen Stoffe.
- Umsetzung von Maßnahmen, die zur Verringerung von Frachteinträgen in das Gewässernetz des hydrographischen Einzugsgebietes beitragen (bezüglich der Makronährstoffe N und P: → Maßnahmen der guten landwirtschaftlichen Praxis; → Abwasserreinigung (alternative Methoden der Abwasserreinigung, wo sinnvollerweise anwendbar); → Nutzung bzw. Aktivierung des Rückhaltepotentials in der Fläche; → Veränderung des Gebraucherhaltens, beispielsweise das Verbot des Gebrauches an Poly-P in Textilwaschmitteln).
- Offenlegung all dieser Maßnahmen im Zusammenwirken der jeweils bestehenden zuständigen rechtlichen Institutionen. (So wären für das Schwarze Meer die „Internationale Kommission zum Schutz des Schwarzen Meeres (IKSSM)“ und für die Donau die „Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD)“ jene beiden „internationalen Rechtskörper“, die in diesem Bereich zu einer Zusammenarbeit finden müßten. Der Unterschied

dieser beiden „Internationalen Kommissionen“ besteht darin, daß die IKSSM als ihren rechtlich verbindlichen „Rahmen“ nur das eigentliche Schwarze Meer (und nicht auch das Asov'sche Meer) kennt, d.h. auf Rechtsbasis eines sog. „Uferübereinkommens“ zu arbeiten hat und rechtlich *nicht* auf das gesamte Einzugsgebiet hinwirken kann, während im Gegensatz dazu die IKSD mit dem „Donauschutzübereinkommen (DSÜK)“ sich auf das gesamte hydrographische Donaeinzugsgebiet dann erstrecken kann, wenn all von der Größe her maßgebenden Staaten Vertragspartei des DSÜK sind.)

- Nach einer angemessenen Frist – beispielsweise im Jahre 2006 – Prüfung des im Schwarzen Meer erreichten Zustandes, gekoppelt mit der besseren Kenntnis als bisher der Größe der in das Schwarze Meer eingetragenen Frachten. Aufgrund dieser Kenntnis weitere Entscheidung darüber, welche weiteren Maßnahmen zu ergreifen sind.

(B)

Bezüglich der Kenntnis des Frachtentransportes im gesamten Gewässernetz der Donau wären folgende Schritte zu setzen:

- Intensivierung der Beprobung an einer beschränkten Zahl von Pegeln an der Donau selbst wie auch an gewissen Zubringern während einer Periode von ca. 5 Jahren (an der Staustufe Eisernes Tor wegen der durch den Stauraum gegebenen Retention während einer noch größeren Periode) zur → verbesserten Erfassung des durch Hochwässer transportierten Verschmutzungstransportes wie auch → zur Abklärung, welche Anzahl an Proben (mit ihrer Verteilung über den Fließquerschnitt) an Pegeln gezogen werden müssen, um die momentanen Zustände an diesem Pegel richtig zu erfassen (beispielsweise die Frage des geschichteten Transportes in Bereichen geringerer Fließgeschwindigkeiten).
- In ständigen Abständen (beispielsweise alle drei Jahre) das „À-jour-Bringen“ der durch das Donau-Umweltprogramm unter „Applied Resarch“ im Donaoraum begonnenen nationalen, auf das Gewässernetz im Donaoraum hin ausgerichteten „Stoffbuchhaltungen“ für Phosphor und Stickstoff (für diese beiden wegen des Bezuges zum Schwarzen Meer), fallweise auch für andere Stoffe.
- Aufbauend auf diesen verbesserten Abklärungen zu den emittierten Frachten und zu den erhobenen Immissionsfrachten wäre festzulegen, in welchem Bereich des Donaoraumes über die dann gültige Rechtsbasis hinaus (beispielsweise Anerkennung aller Staaten im Donaoraum, daß gemäß der Kommunalen Abwasserrichtlinie das Einzugsgebiet der Donau des

Schwarzen Meeres wegen als ein „empfindliches Gebiet“ festzulegen ist, und somit in der Abwasserreinigung wegen der Kommunalen Abwasserrichtlinie spezifische Maßnahmen bezüglich des Rückhaltes an Phosphor und Stickstoff in das jeweilig gültige nationale Recht einzuführen und auch umzusetzen sind).

- Hinweis: Es könnte sich aus der Diskussion mit anderen „Einleitern“ in das Schwarze Meer auch ergeben, daß die der Donau zustehenden Frachten weiter zu verringern wären (Denkhypothese). Dies hätte dann in der Frage der „Frachtenallokation“ innerhalb des gesamten Donaueinzugsgebietes eine weitere Auswirkung.

(C)

Voraussetzungen für ein Gelingen der in den Punkten (A) und (B) erwähnten Folgerungen:

- Der Wille aller Verantwortlichen in den Staaten, alle erforderlichen Erhebungen durchzuführen und bei gemeinsamen Koordinierungssitzungen innerhalb der IKSD, aber auch zwischen der IKSD und der IKSSM auch offenen zu bespreche, um dann .
- Falls erforderlich, das Abklären von Standpunkten und das Erarbeiten von Vorschlägen an gemeinsame Sitzungen der IKSD und der IKSSM in gemeinsam zu beschickenden Expertengruppen.
- Wenn irgendwie möglich das Heraushalten anderer Interessen als jener des betroffenen geographischen Raumes aus der Abklärung der hier anstehenden Fragen.
- Jedoch auch – beispielsweise im Falle von Stickstoff – das Setzen von Maßnahmen auf jenen politischen Ebenen, auf denen sie erst zur Wirkung kommen können. (Bei Stickstoff bin ich selbst der Ansicht, daß eine weltweit greifende Strategie im Umgang mit Stickstoff weder im Rahmen des gesamten Einzugsgebietes zum Schwarzen Meer hin, noch im Rahmen der Europäischen Gemeinschaften, sondern nur im weltweiten Rahmen möglich ist).

4 Literatur

Es war beim Schreiben dieses Beitrages mir nicht möglich, „mit wissenschaftlicher Exaktheit“ vorzugehen. Meine Arbeit baut einerseits auf Publikationen des Schwarzmeer-Umweltprogrammes auf, andererseits auf der Diskussion und den Arbeiten, die im Rahmen der „Gemeinsamen ad-hoc Technischen Arbeitsgruppe Donau – Schwarzes Meer“ entstanden.

Bezüglich der Publikationen des Schwarzmeer-Umweltprogrammes habe ich folgende speziell zu erwähnen:

Strategic Action Plan for the Rehabilitation and Protection of the Black Sea (31st October 1996).

Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis (1997). ISBN 92-1-126075-2. United Nations Publications Sales No. E.97.III.B.15.

V. Mamaev (1997): Black Sea GIS – a CD-ROM. Aus dieser CD-ROM konnte Abbildung 8 verwendet werden.

Zaitsev, Yu., and V. Mamaev (1997): „Biological Diversity in the Black Sea – A Study of Change and Decline“, Black Sea Environmental Series Vol. 3, ISBN 92-1-126042-6, United Nations Publications Sales No. 95.II.B.6. Dieser Arbeit sind die Abbildungen 1 bis 7 entnommen.

Topping, G., H. Sarikaya, and L. D. Mee (1998): Sources of pollution to the Black Sea. In: Mee, L.D, and G. Topping, eds., (in press), „Black Sea Pollution Assessment“. UN Publications, New York, (1998).

Von den Kollegen in der „Gemeinsamen ad-hoc-Gruppe Donau-Schwarzes Meer“ sind folgende Vertreter der Schwarzmeer-Anrainerstaaten und der sie unterstützenden Gruppen an Wissenschaftlern in diesen Staaten zu erwähnen:

B. Boyanovsky, Dr., Univ.-Prof., Universität Sofia, als Leiter der Gruppe aus Bulgarien und als verantwortlicher Koordinator für den bulgarischen Nationalbericht.

Cociasu, Dr., Rumänisches Schwarzmeer-Forschungsinstitut, als Leiter der Gruppe aus Rumänien und als verantwortliche Koordinatorin für den rumäniischen Nationalbericht.

L. Stepanova, Staatliches Komitee für Umweltfragen der Russischen Föderation, als Verantwortliche der Gruppe aus der Russischen Föderation und als verantwortlicher Koordinator für den russischen Nationalbericht.

Ö. Baştürk, Dr. Prof., METU Erdemli, als Leiter der Gruppe aus der Türkei und als verantwortlicher Koordinator für den türkischen Nationalbericht.

O. Tarasova, Dr., Umweltministerium der Ukraine, als Leiter der Gruppe aus der Ukraine und als verantwortlicher Koordinatorin für den ukrainischen Nationalbericht.

Danksagung und Hinweis

Ich bedanke mich bei allen jenen, die – auch ohne ihr Wissen – zur vorstehenden Darstellung mit beigetragen haben. Unter diesen sind meine Kollegen in der „Gemeinsamen ad-hoc Technischen Arbeitsgruppe Donau – Schwarzes Meer“, aber auch Herr Dr. Humborg vom Ostsee-Meerforschungsinstitut in Rostock, speziell zu erwähnen.

Ich habe darauf zu verweisen, daß die vorgestellten Darstellungen und Überlegung weder jene der Internationalen Kommission zum Schutz der Donau, noch des Ständigen Sekretariates dieser Kommission, noch einer Vertragspartei des Donauschutzübereinkommens sind. Ich bemühte mich, so vollständig als möglich den in der „Gemeinsamen ad-hoc Arbeitsgruppe Donau – Schwarzes Meer“ herrschenden Geist hochzuhalten, habe jedoch auch darauf zu verweisen, daß diese Gruppe mit einem noch nicht endgültig finalisierten Bericht Kenntnis über die vorliegende Situation und über Handlungshinweise zu geben hat. Ich hoffe, durch meine Darstellung nicht zu Unstimmigkeiten in dieser Gruppe beizutragen.

Univ.-Doz. Dr.techn. Hellmut Fleckseder

Bellevuestraße 29

A – 1197 W I E N Pf. 6

Tel. 0043-1-26060-5737 (Arbeitsplatz)

Tel. 0043-1-3205795 (Privat)

Fax. 0043-1-26060-5895

e-mail Hellmut.Fleckseder@unvienna.un.or.at

Gewässergüte und deren Überwachung im Donauraum

Veronika Koller-Kreimel

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

Kurzfassung: Die Überwachung der Wasserqualität und Gewässergüte hat im Donauraum bereits lange Tradition. Beginnend mit den Aktivitäten der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung wird ein Bogen gespannt über die Bukarester Deklaration bis hin zum TransNationalen Monitoring Netzwerk (TNMN) des Donau-Umweltprogrammes, das nunmehr unter der Schirmherrschaft der Internationalen Donauschutzkommission weitergeführt wird. Es wird das Untersuchungsprogramm des TNMN näher erläutert und über die ersten Erfahrungen berichtet. Hinsichtlich weiterer wesentlicher Aktivitäten wird auch über die im Frühjahr 1998 durchgeführten Messfahrt der „Burgund“ informiert.

Keywords: Donauraum, TransNationales Monitoring Netzwerk, Gewässergüte, Wasserqualität, Überwachung, Monitoring

1 Einleitung

Auf die geschichtliche Entwicklung der Zusammenarbeit im Donauraum wurde bereits im Vortrag von Herrn Stadler (siehe STADLER, 1999) eingegangen. Die vorliegenden Ausführungen beschränken sich daher auf das konkrete „Wasserqualitäts-Monitoring“ im Donauraum, wobei dieser Begriff hier fachlich nicht korrekt angewandt wird. Er wurde jedoch von der Autorin auf Grund der sprachlicher Einfachheit - als deutschen Gegenbegriff zum englischen „water quality monitoring“ - gewählt, da die fachlich korrekte Bezeichnung „Erhebung der chemisch-physikalischen, biologischen und mikrobiologischen Wasser- sowie Sedimentbeschaffenheit“ in der Folge zu kompliziert werden würde. Von „Gewässergüte“ wird in der vorliegenden Veröffentlichung meist nur in Zusammenhang mit saprobiologischen Untersuchungsergebnissen gesprochen werden.

Die Darstellung der Monitoring-Aktivitäten erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit; es wurde versucht, sich auf die wesentlichsten zu beschränken.

2 Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung

Am Anfang des Wasserqualitäts-Monitorings im Donauraum steht eine nichtstaatliche Organisation (NGO), die Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung. Sie wurde 1956 von einem Österreicher, nämlich Prof. R. Liepolt beim XIII. Kongress der Societas Internationalis Limnologie (SIL) zusammen mit namhaften Wissenschaftlern aus dem Donauraum in Helsinki gegründet. Die IAD hat sich zum Ziel gesetzt

- die limnologischen Grundlagen für die Donau und ihre Nebengewässer zu erheben
- die ökologischen Gegebenheiten der Donau von den Quellen bis zur Mündung zu erforschen
- die Forschungstätigkeit der einzelnen Institute in den Donaustaaten zu koordinieren
- die Untersuchungsmethoden zu harmonisieren
- die internationalen Kontakte zu fördern und ihnen jeweils neue Impulse zu verleihen

Im Rahmen der IAD wurden Wasserqualitätsdaten bereits seit Ende der Fünfziger Jahren über die Grenzen der einzelnen Nationalstaaten und vor allem auch über den „Eisernen Vorhang“ hinaus ausgetauscht. Wesentliche Untersuchungsergebnisse der unterschiedlichsten Disziplinen werden laufend im Rahmen der IAD-Jahrestagungen bzw. Kongresse vorgestellt und publiziert.

Um die Vergleichbarkeit der Daten sicherzustellen, gab es bereits sehr früh intensive Bestrebungen, in den Fachgruppen der IAD die Analysemethoden zu harmonisieren. Dies erwies sich jedoch als schwierig, da die Zusammenarbeit auf „Freiwilligkeit“ beruhte und andererseits auch die Ausstattung der Labors von den jeweiligen finanziellen Möglichkeiten abhängig war.

Als Unterstützung zur Schaffung limnologischer Unterlagen über die Donau zum Zwecke des Schutzes und der allseitigen Nutzung des Stromes wurden auch gemeinsame wissenschaftliche Donaubegehungen durchgeführt. 1960 fand die erste derartige wissenschaftliche Schiffsexpedition von Wien bis zur Donaumündung statt. Ziel dieser Befahrung war es, erstmalig eine Bestandsaufnahme der Gewässerbiozönose entlang der gesamten Donaustrecke zu machen. Die Ergebnisse wurden von LIEPOLT (1965, 1966) in den beiden Monographie-Bänden „Limnologie der Donau“ herausgegeben.

1988 fand eine weitere Donaubefahrung statt, die von Ismail bis Passau führen sollte, allerdings wegen zu hohem Wasserstand in Wien abgebrochen werden mußte. Die Ergebnisse dieser Expedition wurden 1990 veröffentlicht (IAD, 1990).

Die IAD hat seit den Fünfziger Jahren diverse Wasserqualitätsdaten aus dem Donaauraum erhoben, Unterlagen gesammelt, Untersuchungsergebnisse zusammengestellt und verglichen und hat damit eine wesentliche Basis für die das Aufzeigen von Güteentwicklungen geschaffen. Von einem echten Monitoring-Netzwerk konnte allerdings noch nicht gesprochen werden, da die Datenerhebung weder im Untersuchungsumfang noch in der Frequenz und Methodik kontinuierlich und routinemäßig an einem ausgewählten Messstellennetz erfolgte. Dies ist nicht als Vorwurf zu verstehen, sondern ergibt sich automatisch aus dem Umstand, dass eine NGO nur auf Basis „freiwilliger“ Aktivitäten arbeiten kann.

Vorbildhaft wurde gezeigt, dass eine Zusammenarbeit im Donaauraum über alle ökonomischen und ideologischen Grenzen hinweg möglich ist. Man kann davon ausgehen, dass die IAD mit ihrer Arbeit sicherlich auch einen wesentlichen Grundstein für weitere Kooperationen legte, die schließlich mit der Bukarester Deklaration auch in einer Zusammenarbeit auf staatlicher Ebene mündeten.

3 Bukarester Deklaration

Wie bereits oben ausgeführt standen bis 1988 zwar Gütedaten der Donau und ihrer Zubringer zur Verfügung, allerdings waren sie meist nur als lückenhaft zu bezeichnen. Methoden und Untersuchungsumfang waren nicht abgestimmt, weshalb es sehr schwierig und auch nur beschränkt möglich war, die Ergebnisse zu vergleichen und zu interpretieren. Zwar hatten die meisten Donauländer ein eigenes nationales Monitoring, oder auch bilaterale Abkommen, in deren Rahmen die Wasserqualität der Donau und grenzüberschreitender Flüsse untersucht wurde, allerdings wurden diese Daten nicht immer veröffentlicht (vergl. WEBER, 1993).

Im Sinne einer verstärkten Zusammenarbeit wurde 1985 von den damals 8 Anrainerstaaten die „Deklaration über die Zusammenarbeit der Donaustaaten in

Fragen der Wasserwirtschaft der Donau insbesondere zum Schutz des Donauwassers gegen Verunreinigung“ (Bukarester Deklaration), unterzeichnet (STADLER, 1999). Es wurde u.a. eine Expertenkommission eingesetzt, deren Aufgabe es war., eine einheitliche Datenbasis über die Wasserqualität der Donau zu erarbeiten, die als Grundlage für spätere Sanierungsprogramme dienen sollte. Dazu wurde ein einheitliches Untersuchungsprogramm (Tabelle 1) festgelegt, das 44 chemisch-physikalische, 3 biologische, 3 mikrobiologische und 7 radiologische Parameter umfaßt. Auch die Messmethoden (inkl. genauer Definition der Bestimmungsgenauigkeit), für die in erster Linie deutsche (DIN) und österreichische (ÖNORM) Normen, vereinzelt auch die damaligen DEV-Methoden herangezogen wurden, wurden vereinheitlicht.

Tabelle 1: Parameterliste für Untersuchungen im Rahmen der Bukarester Deklaration

Wasser-Temperatur	Ammonium	Organochlorverb., Pestizide
Lufttemperatur	Nitrit	Lindan
Durchsichtigkeit	Nitrat	DDT
Schwebstoffe	Ortho-Phosphat	Atrazin
pH	Gesamtphosphor	
		Saprophyten $20 \pm 2^\circ\text{C}$
Gel. Sauerstoff	Phenolindex	Totalcoliforme (37 C)
Sauerstoffsättigung	Anion.obfl.aktive Substanzen	Fäkalcoliforme (44 C)
BSB ₅	Gesamtkohlenwasserstoffe	
KMnO ₄ -Verbrauch	AOX	Saprobienindex
CSB _{Cr}		Saprobitätsgrad
	Eisen	Chlorophyll-a
el.Leitfähigkeit, 20 °C	Mangan	
Ges.Salze/Abdampfrückstand	Zink	Gesamt-Alpha-Aktivität
Alkalinität	Kupfer	Gesamt-Beta-Aktivität
Härte	Chrom	Rest-Beta-Aktivität
Chlorid	Blei	Tritium
Sulfat	Cadmium	Strontium 90
Bikarbonate	Quecksilber	Cäsium 134
Natrium	Nickel	Cäsium 137
Kalium	Arsen	
Calcium		
Magnesium		

Als Untersuchungsstellen wurden von Passau bis zur Mündung ins Schwarze Meer insgesamt 11 Meßprofile festgelegt, die jeweils an den Grenzabschnitten zwischen zwei Donauanrainerstaaten liegen (siehe Tabelle 2). Die Probenahmen erfolgten gemeinsam, die Analysen getrennt in den Labors der betroffenen Staaten. Die Analysenwerte wurden dann verglichen und unter der Voraussetzung einer guten Übereinstimmung in Form eines Mittelwertes abgeglichen. Nach Ablauf eines Jahres wurden die abgeglichenen Werte von jedem Land der Koordinationsstelle in Bukarest/RO übermittelt, die in Abstimmung mit den Länderexperten einen Bericht, der Konzentrationswerte und Frachtberechnungen enthält, erstellt. Für Frachtberechnungen wurden jeweils die hydrologischen Daten der Donau(schiffahrts)kommission (Commission du Danube) verwendet.

Tabelle 2: Donaumeßstellen zur Bestimmung der Wasserqualität im Rahmen der Bukarester Deklaration

Nr.	Grenze	Messstelle – Profile	Strom-km
1	D/A	Jochenstein	2203,800
2	SK/A	Karlova Ves/Wolfsthal	1873,000
3	SK/H	Medvedov	1806,400
4	SK/h	Szob	1707,000
5	H/HR	Mohacs/Bezdan	1433,00
6	YU/RO	Banatska Palanka	1076,00
7	RO/YU	Gruia/Radujevac	851,000
8	RO/BG	Pristol/Novo Selo	833,600
9	RO/BG	Silistra/Chiciu	375,000
10	UA/RO	Reni (Meile 71)	131,500
11	UA/RO	Vilkovo	18,000

Seit 1988 wurde somit die Wasserqualität der Donau einheitlich einmal monatlich untersucht. Zwar wurde jedes Jahr von der Expertenkommission ein Ergebnisbericht erstellt, allerdings wurden diese bisher nicht der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Nur ein Teil der Untersuchungsergebnisse 1988-1990 wurden bisher in WEBER (1993) veröffentlicht. Grundsätzlich ist hier nochmals darauf hinzuweisen, dass die Daten, die im Bericht der Bukarester Deklaration enthalten sind, üblicherweise nicht den konkreten Analysenergebnisse entsprechen, sondern - wie bereits oben ausgeführt - zwischen den beiden jeweiligen betroffenen Nachbarländern „abgestimmt“ wurden.

Zur Überprüfung der Datenqualität wurden in den 90er Jahren unter der Leitung von VITUKI/Ungarn mehrere Ringtests durchgeführt. Eine zusammenfassende anonymisierte Auswertung der Ergebnisse steht derzeit in Ausarbeitung.

Im Donauschutzübereinkommen (DSÜK) von 1994 wurde in Art. 19 die Übernahme des Wasserqualitäts-Monitoring der Bukarester Deklaration verankert (vergl. STADLER, 1999). Das Inkrafttreten des DSÜK am 22. Okt.1998 hatte somit zur Folge, dass mit Jahresende 1998 die Untersuchungen zur Bukarester Deklaration eingestellt wurden. Letzte Tätigkeit der Expertengruppe wird es noch sein, den Bericht 1998 zu erstellen. Das Monitoring wird in der Folge unter der Schirmherrschaft des DSÜK im Rahmen des „TransNationalen Monitoring Netzwerkes“ (TNMN) weitergeführt werden.

4 TransNationales Monitoring Netzwerk

In Reaktion auf die politischen Veränderungen in Mittel- und Osteuropa wurde 1991 das „Donau-Umweltprogramm“ eingerichtet, um die Umweltsituation und damit auch die Situation der Gewässer im Donauraum zu verbessern. Nähere Erläuterungen sind dem Vortrag von STADLER (1999) zu entnehmen. Das Leitungsgremium, die „Task Force“ des Donau-Umweltprogrammes hatte sich 1992 in seinem Arbeitsprogramm zur Aufgabe gemacht, ein Wasserqualitäts-Monitoring im Donauraum aufzubauen, das letztlich in das TransNationale Monitoring Netzwerk (TNMN) mündete, welches nunmehr im Rahmen des Donauschutzübereinkommen (DSÜK) weiter betrieben wird.

Das derzeitige TNMN geht auf einen Projektvorschlag „Monitoring und Laboratory Analysis and Information Management for the Donau River Basin“ zurück, der 1993 vom „WTV-Konsortium“ (bestehend aus englischen, niederländischen und dänischen Konsulenten) erstellt wurde. Ziel des Monitorings sollte sein, das bestehende Netzwerk im Rahmen der Bukarester Deklaration zu stärken, sich nicht nur auf den Donaustrom selbst zu beschränken und zuverlässige Daten über die wesentlichen Verschmutzungsparameter zu liefern, die sowohl eine Erfassung der Konzentrationsentwicklungen als auch Frachttrends erlauben. Weiters sollte das Monitoring auch Sedimentanalysen sowie ein „modernes“ Biomonitoring beinhalten. Wesentliches Anliegen war auch der Aufbau einer umfassenden Qualitätssicherung.

Das WTV-Konsortium sollte bei seinem Vorschlag für ein modernes, den westlichen Ansprüchen entsprechendes Monitoring-Netzwerk auch die bestehenden Überwachungsnetze anderer großer Flußeinzugsgebiete, wie z.B. Rhein, Oder, Elbe, berücksichtigen.

Man war sich klar, dass der Aufbau eines Meßnetze, das den gesamten Donaueinzugsgebiet umfaßt, Zeit erfordert und dass es daher am besten wäre, stufenweise vorzugehen. In einer Art ersten Erprobungsphase (Phase 1) sollte mit einer beschränkten Anzahl von Meßstellen der wesentliche Grundstein für das Monitoring gelegt, Erfahrungen gesammelt, eine gute Laborqualität sichergestellt und die Basis für einen modernen Datenaustausch geschaffen werden. Darauf aufbauend sollte dann in einer 2. Phase das Meßnetz den Erfahrungen angepaßt und in die Fläche ausgedehnt werden.

Der vom WTV-Konsortium erstellte TNMN-Vorschlag wurde dann in den Arbeitsgruppen in der „MLIM“ - einer Expertengruppe, die im Rahmen des Donau-Umweltprogrammes eingerichtet wurde - diskutiert und nach der Erfahrung der Experten entsprechend den tatsächlichen Möglichkeiten einer Implementierung angepaßt.

Tabelle 3: Meßstellen des Transnationalen Monitoring Netzwerkes (TNMN) - Phase 1

Code	Fluss	Messstelle, Profil	Fl.-km	Code	Fluss	Messstelle, Profil	Fl.-km
D01	Donau	Neu-Ulm, L	2581	BIH01	/Save	Jasenovac, M	500
D02	Donau	Jochenstein, M	2204	BIH02	/Save/Una	Kozarska Dubica, M	16
D03	/Inn	Kirchdorf, M	195	BIH03	/Save/Vrbas	Razboj, M	12
D04	/Inn/Salzach	Laufen, L	47	BIH04	/Save/Bosna	Modrica, M	24
A01	Donau	Jochenstein, M	2204	RO01	Donau	Bazias, M	1071
A02	Donau	Abwinden-Asten, R	2120	RO02	Donau	Pristol/Novo Selo, LMR	834
A03	Donau	Wien-Nussdorf, R	1935	RO03	Donau	oh. Arges, LMR	432
A04	Donau	Wolfsthal, R	1874	RO04	Donau	Chiciu/Silistra, LMR	375
CZ01	/March	Lanzhot, M	79	RO05	Donau	Reni-Kilia arm, LMR	132
CZ02	/March/Thaya	Breclav, L	17	RO06	Donau	Vilkova/Kiliaarm, LMR	18
SK01	Donau	Bratislava, M	1869	RO07	Donau	Sulina-Sulinaarm; LMR	0
SK02	Donau	Medvedov/Medve, M	1806	RO08	Donau	Sf.Gheorghe-Arm, LMR	0
SK03	Donau	Komarno/Komarom, M	1768	RO09	/Arges	Zusfl. Donau, M	0
SK04	/Váh	Komarno, M	1	RO10	/Siret	Zusfl.-Sendreni, M	0
H01	Donau	Medve/Medvedov, M	1806	RO11	/Prut	Zusfl. Giurgiulesti, M	0
H02	Donau	Komarom/Komarno, M	1768	BG01	Donau	Novo Selo/Pristol, LMR	834
H03	Donau	Szob, LMR	1708	BG02	Donau	oh. Iskar – Bajkal, M	641
H04	Donau	Dunafoldvar, LMR	1560	BG03	Donau	uh Svishtov, MR	554
H05	Donau	Hercegszanto, LMR	1435	BG04	Donau	oh. Russe, MR	496
H06	/Sio	Szekszard-Palank, M	13	BG05	Donau	Silistra/Chiciu, LMR	375
H07	/Drau	Dravasabolcs, M	68	BG06	/Iskar	Orechovitza, M	28
H08	/Theiss	Tiszasziget, LMR	163	BG07	/Jantra	Karantzi, M	12
H09	/Theiss/Sajo	Sajopuspoki, M	124	BG08	/Russ.Lom	Basarbovo, M	13
SI01	/Drau	Ormoz, L	300	MD01	/Prut	Lipcani, L	658
SI02	/Save	Jesenice, R	729	MD02	/Prut	Leuseni	292
HR01	Donau	Batina, R	1424	MD03	/Prut	Zusfl.Giurgiulesti, LM	0
HR02	Donau	Borovo, LMR	1337	UA01	Donau	Reni – Kiliaarm, M	132
HR03	/Drau	Varzdin, M	288	UA02	Donau	Vilkova-Kiliaarm, M	18
HR04	/Drau	Botovo, M	226				
HR05	/Drau	D.Miholjac, R	78				
HR06	/Save	Jesenice	729				
HR07	/Save	oh. Una Jasenovac, L	525				
HR08	/Save	uh. Zupanja, R	254				

L..links, M...Mitte, R...rechts, Fl.km...Fluss-km, . oh ...oberhalb, uh...unterhalb, Zusfl. ...Zusammenfluß

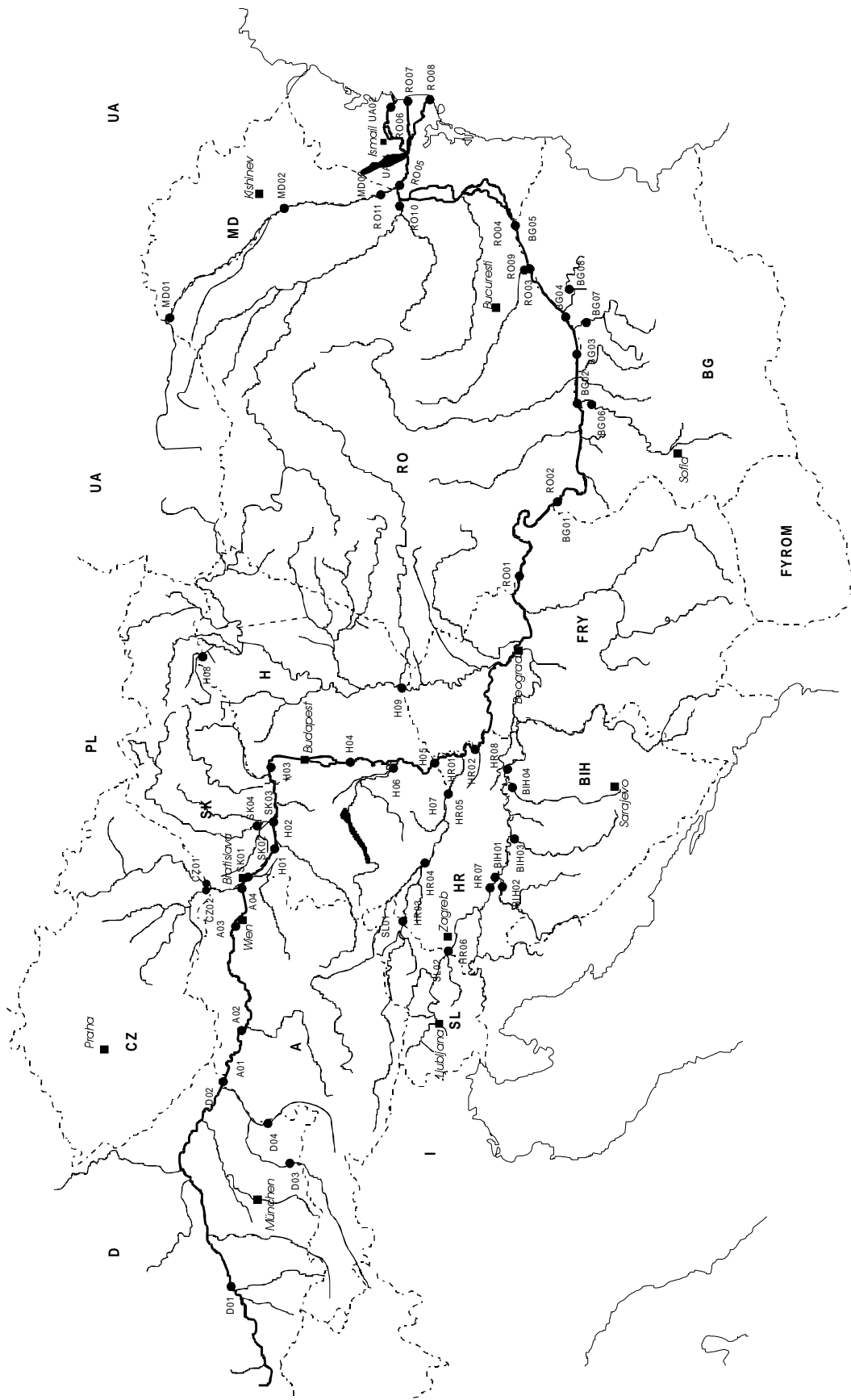


Abbildung 1: Meßstellen des TransNationalen Monitoring Netzwerkes (TNMN)

4.1 Meßstellen

Bei der Auswahl der Meßstellen beschränkte man sich zuerst auf den Donaustrom es wurden zumindest alle Bukarester Deklarations-Meßstellen aufgenommen - und die Mündungsbereiche wesentlicher Zubringer. Unter Berücksichtigung aller 12 Länder im Donaeinzugsgebiet (mit Ausnahme von Rest-Jugoslawien) wurden für die Phase 1 des TNMN insgesamt 61 Meßstellen festgelegt: 31 an der Donau und 30 an den Zuflüssen: Bei den Zubringern handelt es sich um die Hauptzuflüsse Inn, March, Vah, Sio, Drau, Tisza, Save, Arges, Siret, Prut, Iskar, Jantra und den Russenski Lom sowie um deren Nebenflüsse Salzach, Thaya, Sajo, Una, Vrbas, Bosna (Abbildung 1). Zieht man in Betracht, dass an manchen Messstellen mehrere Profile (links, Mitte, rechts) gemessen werden, so ergeben sich insgesamt 95 Probenahmestellen (Tabelle 3)

4.2 Untersuchungsparameter

Zur Untersuchung der Wasserqualität einigte man sich auf 45 chemisch-physikalische Parameter, 4 mikrobiologische Parameter und 3 biologische Parameter (siehe Tabelle 4) . Für die Untersuchung der Sedimente waren 22 chemische Parameter vorgesehen (siehe Tabelle 5), wobei der Begriff „Sediment“ nicht nur das Bettsediment, sondern auch die Schwebstoffe umfaßt.

Tabelle 4: Parameterliste für Wasserqualitätsuntersuchungen im Rahmen des TNMN

Abfluß	Ammonium	Phenolindex
Wasser-Temperatur	Nitrit	Anion. oberflächenakt. Substanzen
Schwebstoffe	Nitrat	Gesamte Kohlenwasserstoffe
pH	Organischer Stickstoff	AOX
gel. Sauerstoff	Ortho-Phosphat	Chloroform
BSB ₅	Gesamtphosphor	Tetrachlor-Kohlenstoffe
CSB _{Cr}	Eisen	Trichlorethylen
CSB _{Mn}	Mangan	Tetrachlorethylen
DOC	Zink	Lindan
el.Leitfähigkeit, 20 °C	Kupfer	pp'DDT
Alkalinität	Chrom – total	Atrazin
Natrium	Blei	Totalcoliforme (37 °C)
Kalium	Cadmium	Fäkalcoliforme (44 °C)
Calcium	Quecksilber	Fäkalstreptokokken
Magnesium	Nickel	Salmonella sp.
Chlorid	Arsen	MZB – Saprobienindex, Taxazahl
Sulfat	Aluminium	Chlorophyll-a

Für jeden einzelnen chemisch-physikalischen Parameter wurde u.a. auch festgelegt:

- „Minimum level of interest“: jene geringste Konzentration, von der man annimmt, dass sie im Rahmen der TNMN-Untersuchungen anzutreffen sein wird
- „Principal level of interest“: jene Konzentration (oder jener -bereich), in der (dem) sich höchstwahrscheinlich der Großteil der Untersuchungsergebnisse bewegen wird
- „Target Limit of Detection“: jene Konzentration, die mit der angewandten Analysenmethode bestimmbar sein muß (meist 1/3 des „minimum level of interest“)
- Die „Tolerance“ gibt den größten analytischen Fehler an, der noch zugelassen wird.

Tabelle 5: Parameterliste für Sedimentuntersuchungen im Rahmen des TNMN

Organischer Stickstoff	Zink	TOC
Gesamtphosphor	Kupfer	Gesamte Kohlenwasserstoffe
Kalzium	Chrom – total	Gesamte extrahierbare Stoffe
Magnesium	Blei	PAH - 6 (einzeln)
Eisen	Cadmium	Lindan
Mangan	Quecksilber	pp' DDT
Aluminium	Nickel	PCB - 7 (einzeln)
	Arsen	

4.3 Qualitätssicherung

Im Rahmen des TNMN wurde auch eine Qualitätssicherung zur analytischen Qualitätskontrolle aufgebaut, bei dem vor allem Ringtests eingesetzt werden. Dieses „Qualco Danube“ Programm wurde und wird von VITUKI/Ungarn mit großem Enthusiasmus und Erfolg betreut. Seit Neuestem werden auch Zertifikate über die „performance“ der Labors vergeben, allerdings werden die Daten über die Laborqualität vertraulich behandelt und nur dem betroffenen Labor bekannt gegeben. Ein zusammenfassender Bericht mit anonymisierten Ergebnissen des „Qualco Danube“-Programmes steht vor Veröffentlichung.

4.4 Untersuchungsfrequenz

Als generelle Untersuchungsfrequenz wurden für die chemisch-physikalischen und mikrobiologischen Wasser- und Chlorophylluntersuchungen monatliche Messungen festgelegt. Sedimentuntersuchungen sollten 1 mal pro Jahr, die biologischen Makrozoobenthos-Untersuchungen 2 mal pro Jahr erfolgen.

4.5 Biologische Güteparameter

Im Rahmen der Bukarester Deklaration wurde üblicherweise das Phytoplankton als einziger biologischer Parameter untersucht und ein Saprobienindex gerechnet, der die organische Belastung des Gewässers (Saprobiegrad) charakterisieren sollte.

Die Bewertung der organischen Belastung allein über das Phytoplankton ist allerdings aus heutiger Sicht nicht mehr akzeptabel. In Österreich wird seit Jahrzehnten zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte das Makrozoobenthos und der Aufwuchs (Phytobenthos inkl. Mikrozoobenthos) herangezogen; in Bayern wird das Makrozoobenthos sowie das Mikrozoobenthos verwendet. Das Phytoplankton wird bei uns nur in großen planktonführenden Strömen wie der Donau untersucht, allerdings wird kein diesbezüglicher Saprobienindex berechnet, sondern die Artenzusammensetzung analysiert, die Biomasse sowie der Chlorophyll α -Gehalt bestimmt.

Der Grund dafür, dass das Phytoplankton nicht zur Bewertung der Gewässergüte von Fließgewässern herangezogen sollte, liegt darin, dass sich

einerseits in rasch fließenden Gewässern gar kein autochthones Plankton entwickeln kann, und andererseits sich auch Algen als Produzenten eher für die Triophiebewertung eignen als für die Bewertung der organischen Belastung. Für letzteres sind sicherlich die gegenüber Sauerstoffdefiziten sensiblen bodenbewohnenden Konsumenten die eindeutig besser geeignete Indikatorgruppe.

Das Makrozoobenthos wird auch europaweit - im Rahmen unterschiedlichster Methoden - als Basis für die Bewertung der organischen Belastung herangezogen. So beruht z.B. der englische BMWP, ein Punkte- (Score-) Wert, der von der Biological Monitoring Working Party entwickelt wurde, auf der Untersuchung der benthischen Makroinvertebraten. Allerdings erfolgt dabei die Bestimmung der Taxa nicht auf dem Arteniveau, sondern meist auf dem Familienniveau (STUBAUER & MOOG, 1996; JUST et al., 1998). Wesentlicher Unterschied ist, dass das Arbeiten auf Artniveau die unterschiedliche Sensibilität einzelnen Arten innerhalb einer Gattung bzw. Familie berücksichtigt. Auch erfordert das Arbeiten mit einem Punktesystem (wie dem BMWP-Score) gegenüber einem Indexsystem (wie dem Saprobien-System) die vollständige Erfassung der Biozönose an einer Probenstelle, was vor allem bei größeren Fließgewässern auf größte Schwierigkeiten stößt.

Vergleiche zwischen der saprobiellen Bewertung und dem englischen BMWP/ASPT haben ergeben, dass das Saprobien-System - jedenfalls für den Donauraum - die geeignetere Methode ist, eine reproduzierbare, exakte Aussage über Wirkung der organischen Belastung auf die Fließgewässer-Biozönose zu liefern (JUST et al, 1998, STUBAUER & MOOG, 1996).

Im Wissen, dass die bei der Bukarester Deklaration verwendeten Phytoplanktonuntersuchungen nicht mehr dem Stand des Wissens entsprechen, war es daher das zentrale Anliegen des Donau-Umweltprogrammes, auch ein „modernes“ Biomonitoring im Donauraum aufzubauen. Für das TNMN wurde vom WTV-Konsortium das englische Bewertungssystem, der auf der Untersuchung des Makrozoobenthos beruhende BMWP/ASPT-Wert als biologischer Parameter vorgeschlagen. Auf Grund der vorliegenden Erfahrung sprachen sich zwar die Experten der „MLIM“-Gruppe für die Untersuchung des Makrozoobenthos, aber gegen eine Einführung des englischen Systems und für

die Beibehaltung des Saprobien-systems aus. Die englische Methode würde aus ihrer Sicht nämlich für den Donauraum einen eindeutigen fachlichen Rückschritt bedeuten.

Es hat sich allerdings gezeigt, dass es hinsichtlich der Makrozoobenthos-Untersuchungen zwar eine lange Tradition im Donauraum gibt, wie z.B. auch aus den IAD-Berichten ersichtlich ist, diese Erfahrungen allerdings nicht immer in den staatlichen Labors vorhanden ist. Darüber hinaus entsteht der Eindruck, dass man in den osteuropäischen „countries in transition“ sehr bestrebt ist, die geräteintensive chemische Analytik auszubauen, man aber bei der mehr personalintensiven Biologie eher sparen will. Grundsätzlich hat sich aber die Erarbeitung einer im gesamten Donaueinzugsgebiet anwendbaren Arbeitsvorschrift zur saprobiologischen Gewässergüteuntersuchung, die auch eine Saprobienliste aller im Einzugsgebiet zu findenden Arten enthält, als dringend notwendig erwiesen.

4.6 Stand der Untersuchungen - Ergebnisse

1995 wurde mit den ersten Messungen im Rahmen des TNMN begonnen, 1996 wurde als das erste „trial year“ bezeichnet.

Die Untersuchungsergebnisse des Jahres 1996 wurden im Rahmen der Monitoring-Arbeitsgruppe der „MLIM“ in einem „Jahrbuch 1996“ zusammengefaßt (EPDRB, 1999), das voraussichtlich am 9. Juni 1999 bei der offiziellen Eröffnung des TNMN in Bratislava vorgestellt werden wird. Die Herausgabe weiterer Jahrbücher ist von der nunmehr zuständigen Donauschutzkommission geplant.

Die Auswertung der Ergebnisse 1996 hat gezeigt, dass vor allem bei manchen Unterliegerstaaten Probleme gibt, an allen TNMN-Meßstellen die erforderliche monatliche Untersuchungsfrequenz bei sämtlichen Untersuchungsparametern einzuhalten. Auch die Sedimentuntersuchungen erwiesen derzeit sich noch als „Zukunftsmusik“ und werden erst in der Phase 2 des TNMN zum Tragen kommen.

Voraussetzung für eine sinnvolle Interpretation der Daten ist ihre Validität und Vergleichbarkeit. Wie mit Hilfe der Ringtests deutlich nachgewiesen wurde, konnten hinsichtlich der Datenqualität im Verlauf der Jahre einerseits deutliche

Fortschritte verzeichnet werden, andererseits bereiten einige Parameter, wie z.B. der BSB₅, der Kjeldahl-N, organische Schadstoffe, noch weiterhin große Probleme (EPDRB, 1999).

Auf Grund der mangelnden Vergleichbarkeit der im Rahmen des TNMN erhobenen biologischen Daten wurde auf deren Darstellung im Jahrbuch 1996 verzichtet.

Grundsätzlich haben ist aus den Ergebnissen auch ersichtlich, dass sich die Belastungsschwerpunkte - offensichtlich auf Grund der großen Verdünnungskapazität - nicht so sehr in der Donau selbst bemerkbar machen, sondern an ihren Nebenflüssen. Dies ist auch in der von HEUSS (in WACHS, 1997) erstellten saprobiologischen Gütekarte ersichtlich, in der die Donau sowie die Mündungsgebiete der wichtigsten Zubringer dargestellt sind.

Hinsichtlich der Interpretation der Nährstoffbelastung der Donau, die vor allem auch für das Schwarze Meer von Bedeutung ist, gibt es vor allem beim Stickstoff Schwierigkeiten, da bisher üblicherweise nur der inorganische Anteil und in den wenigsten Fällen auch der organische Anteil bestimmt wurde. Die Untersuchungsergebnisse der im folgenden Kapitel näher beschriebenen „Burgund-Meßfahrt“ (in print) weisen allerdings darauf hin, dass bereits im Mittellauf der Donau der organische Stickstoff bis zu 60% des Gesamtstickstoffs ausmachen kann.

Im Laufe der letzten beiden Jahre ist es in der für das TNMN zuständigen „MLIM“-Expertengruppe zu einer intensiven Diskussion bezüglich der Notwendigkeit und Methodik von Frachtberechnungen gekommen. Aufbauend auf den Ergebnissen des mit EU-Mitteln finanzierten „load calculation“-Projektes (EPDRB, 1998) wurde übereingekommen, dass eine Untersuchungsfrequenz von 12 mal pro Jahr für einigermaßen plausible Frachtberechnungen nicht ausreicht, sondern eine Frequenz von 24-26 mal pro Jahr notwendig ist. Um den deutlich erhöhten Untersuchungsaufwand möglichst gering zu halten, ist vorgesehen, sich für die Frachtberechnungen am Anfang nur auf einige wenige Meßstellen, vorzugsweise die Grenzmeßstellen, zu konzentrieren. Mit den vierzehntägigen Untersuchungen sollte bereit 1999 begonnen werden.

4.7 Ausblick

Nunmehr ist vorgesehen, die Phase 1 des TNMN zu evaluieren und einen neuen Vorschlag für die Phase 2 zu erstellen. Dabei wird es zielführend sein, die Festlegungen der wahrscheinlich noch 1999 zu beschließenden „Wasser-Rahmenrichtlinie“ (WRRl) der EU zu berücksichtigen. Dies vor allem deshalb, weil in der WRRl die Verpflichtung zu einem Flußgebietsmanagement zentral verankert sowie konkrete Vorgaben dafür festgelegt sind und von einigen der Donau-Staaten bereits Verhandlungen über ihren EU-Beitritt geführt werden. Wesentliche Neuerungen wird die Wasser-Rahmenrichtlinie vor allem auch für die biologischen Gewässeruntersuchungen bringen, da sie das Kernelement für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Gewässer darstellen werden.

5 Burgund-Meßfahrt

Zum Abschluss soll noch kurz auf eine weitere Aktivität im Donauraum eingegangen werden, die sicherlich auch für das Gütemonitoring interessante Erkenntnisse und vor allem auch hinsichtlich der Durchführbarkeit einer „Joint Danube Survey“, wie sie im Rahmen des TNMN geplant ist, brachte. Darüber hinaus wurden auch neue Impulse für die Sicherstellung der Vergleichbarkeit von Untersuchungsergebnissen gegeben.

Im Frühjahr 1998 wurde erstmals in einem Kooperationsprojekt zwischen Rheinland-Pfalz, Hessen, Bayern, Österreich, Slowakei und Ungarn die Wasser- und Sedimentqualität der Donau einschließlich des Main-Donau-Kanals von einem Schiff aus durchgeführt. Dabei wurde die „MS Burgund“, ein über 35 m langes Meß- und Untersuchungsschiff des Landes Rheinland-Pfalz eingesetzt, welches mit einem Bordlabor ausgerüstet und über Sedimentgreifer und Einrichtungen zur Schwebstoffgewinnung verfügt.

Die Untersuchung des Meßschiffes „Burgund“ bot die einmalige Möglichkeit, die Qualität der Donau beginnend vom Main-Donaukanal bis nach Mohac (ungarisch-kroatische Grenze) zu einem Untersuchungstermin durchgängig mit einheitlichen Methoden und in einheitlicher Bearbeitungsqualität zu untersuchen. Es wurde ein Meßprogramm zusammengestellt, das als „Pflichtprogramm“ an allen ausgewählten Meßstellen zu erfüllen war. Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse wurden

sogenannte „Parameterpakete“ geschnürt, d.h. die einzelnen Meßgrößen bzw. Parametergruppen wurden von jeweils einem Labor durchgehend auf der gesamten Strecke analysiert. Da es natürlich keinem Labor verwehrt war, parallel auch selbst alle Parameter zu messen, war damit auch Möglichkeit zur Überprüfung und Kalibrierung der eigenen nationalen Analytik gegeben.

Die Besonderheit und Bedeutung der Messfahrt der „Burgund“ lag somit einerseits darin, daß erstmals eine intensive länderübergreifende Zusammenarbeit staatlicher Untersuchungsstellen aus EU-Ländern (A und D) und Nicht-EU-Ländern (SK und H) an der Donau erfolgte. Andererseits zeigte die „Paketlösung“ neue Wege auf, wie auf eine kostensparende, einfache Weise die Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse sichergestellt werden kann.

Tabelle 6: Wasser-Untersuchungsprogramm der Messfahrt „Burgund“

Abfluß *	SAK 254 nm *	Triazinherbizide
Globalstrahlung *		Harnstoffderivate
Lufttemperatur *	NH ₄ -N	Phenoxycarbonsäuren
Wassertemperatur *	NO ₃ -N	
Sichttiefe *	Ges. N	Tritium
Gelöster Sauerstoff *	o-PO ₄ -P *	
el.Leitfähigkeit 20°C *	Ges. P filtriert	Bakteriologie
Trübung *	Ges. P unfiltriert	
pH *		Chlorophyll
Chlorid *	TOC	Plankton
SiO ₂ *	LHKW, BETX	Makrozoobenthos

*... Parameter wurde im Bordlabor gemessen

Das Meßprogramm war vor allem die Erfassung der organischen Verschmutzung und Nährstoffbelastung und organischer Mikroverunreinigungen ausgerichtet. Auch mikrobiologische und umfangreiche biologische Erhebungen wurden durchgeführt (siehe Tabelle 6). Die Schwebstoffe wurden mit einer Durchflußzentrifuge entnommen und auf TOC, N-Gesamt, P-Gesamt, PCB, HCB und andere schwer flüchtige CKW, PAK, Schwermetalle fest und Schwermetalle gelöst untersucht. Bayern setzte parallel zur Zentrifuge auch Schwebstofffallen (Kästen) ein, um beide Entnahmemethoden zu vergleichen. Bei den Sedimenten war die Untersuchung auf zinnorganische Verbindungen im „Pflichtprogramm“ vorgesehen.

Die Meßfahrt wurde im Mai/Juni 1998 zur Zeit einer z.T. ausgesprochenen Niederwasserperiode durchgeführt. Es wurde eine Strecke von ca. 1.500 km beprobt, was ziemlich die Hälfte der gesamten Donaulänge entspricht. Die chemisch-physikalische Wasserqualität wurde an insgesamt 30, die Schwebstoffe an 25 und die Sedimente an 26 Meßstellen untersucht. Die Ergebnisse werden in einem Bericht zusammengefaßt und voraussichtlich im Mai 1999 der Öffentlichkeit vorgestellt werden.

6 Literatur

- EPDRB -.Environmental Programme for the Danube River Basin (1998): PHARE Project M 1 -Transboundary assessment of pollution loads and trends. Final Report Feb. 1998
- EPDRB -.Environmental Programme for the Danube River Basin (1999): Water Quality in the Danube River Basin 1996 (TNMN - Yearbook)
- IAD (1990): Ergebnisse der Internationalen Donauexpedition 1988
- Liepolt, R. (ed.)(1965, 1966): Limnologie der Donau; IAD-Monographie I und II. E. Schweizerbart, Stuttgart
- Just, I., Schöll, F., Tittizer, T., (1998): Versuch einer Harmonisierung nationaler Methoden zur Bewertung der Gewässergüte im Donauraum am Beispiel der Abwässer der Stadt Budapest. *Umweltbundesamt, texte 53/98*, Berlin
- Stadler, R., (1999): Das Donauschutzübereinkommen und andere überregionale Aktivitäten zum Gewässerschutz im Donauraum. *Wiener Mitteilungen*, **155**, 1-18
- Stubauer, I., Moog, O., (1996): Gütebewertung österreichischer Fließgewässer mittels BMWP/ASPT – eine Methodenvergleich mit dem Saprobien-system. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1995 (Berlin)*
- Wachs, B.,(1997): Zustand und Qualität der Donau – Verantwortung für einen europäischen Strom. *Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft*, **4**, 28-51

Weber, E, (1993): Die Wasserbeschaffenheit der Donau von Passau bis zu ihrer
Mündung. *Ergebnisse der Donau-Forschung 2*; Hrsg. IAD

Dr. Veronika Koller-Kreimel

Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft,
Marxergasse 2
A-1030 Wien

Tel: +43-1-714 09 50 21

Fax: +43-1-714 09 50 30

E-Mail: veronika.koller-kreimel@bmlf.gv.at

Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten

Christoph Lampert und Paul H. Brunner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft; TU- Wien

Die Donau ist nach der Wolga der größte Strom Europas. Die Wässer der Donau stammen aus insgesamt siebzehn Staaten (die Anteile aus der Schweiz, Italien, Polen und Albanien sind jedoch äußerst gering) mit einem Einzugsgebiet von 820 000 km², entsprechend etwa 10 % der Fläche von Europa. Etwa 70+ % des Gesamtzuflusses des Schwarzen Meeres stammt aus der Donau. Im Einzugsgebiet der Donau leben ca. 85 Mio. Einwohner, im gesamten Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres rund 200 Mio.

In den letzten Jahrzehnten ist der Stickstoff- und Phosphoreintrag über die Donau in das Schwarze Meer stark angestiegen. Im Donaudelta und in Bereichen des Schwarzen Meeres sind als Folge der Eutrophierung immer wieder Algenblüten zu beobachten. Durch auftretende anaerobe Bedingungen in genannten Gewässern treten immer wieder größere Fischsterben auf. Es gibt somit einen akuten Handlungsbedarf, die Nährstoffeinträge in die Gewässerökosysteme zu reduzieren.

Um Grundlagen für eine effiziente Strategie zum Schutz der Gewässer im Donaoraum zu gewinnen, beauftragte 1995 die Europäische Union im Rahmen des PHARE-Programmes (Poland and Hungary: Assistance to the Reconstruction of the Eeconomy) ein Konsortium, bestehend aus der TU Wien und der TU Budapest, mit einer Studie über die Möglichkeiten der Beeinflussung der Nährstoffwirtschaft zur Verbesserung der Wassergüte im Donaoraum.

Am Projekt beteiligten sich Forschungsinstitute der Anrainerstaaten Tschechische Republik, Slowakei, Ungarn, Österreich, Deutschland, Slowenien, Moldawien, Bulgarien, Rumänien und Ukraine. Kroatien, Jugoslawien und Bosnien-Herzegowina konnten aus politischen Gründen nicht einbezogen werden.

Im Projekt "Nutrient Balances for Danube Countries" wurden folgende Zielsetzungen und Aufgabenstellungen verfolgt:

- Erstellung von Nährstoffbilanzen für die zwei Perioden 1988/89 (stellvertretend für die Zeit vor dem ökonomischen Wandel) und 1992
- Szenarien für die Nährstoffbilanzen im Jahre 2005
- Erarbeitung von Empfehlungen zur Überwachung der Wasserqualität und von Nährstofffrachten
- Methodenentwicklung, Technologietransfer und Ausbildung in den Bereichen Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte

Um die Vergleichbarkeit der Resultate der verschiedenen Partner gewährleisten zu können, ist es notwendig, dass alle die gleiche Methode der Bilanzierung verwenden. Das bedeutet, dass für jedes Land dasselbe System, bestehend aus identischen zeitlichen und räumlichen Systemgrenzen sowie den gleichen Prozessen und Güterflüssen definiert und untersucht werden muss. Als Methode wurde die Stoffflussanalyse [Baccini, Brunner, 1991] angewandt.

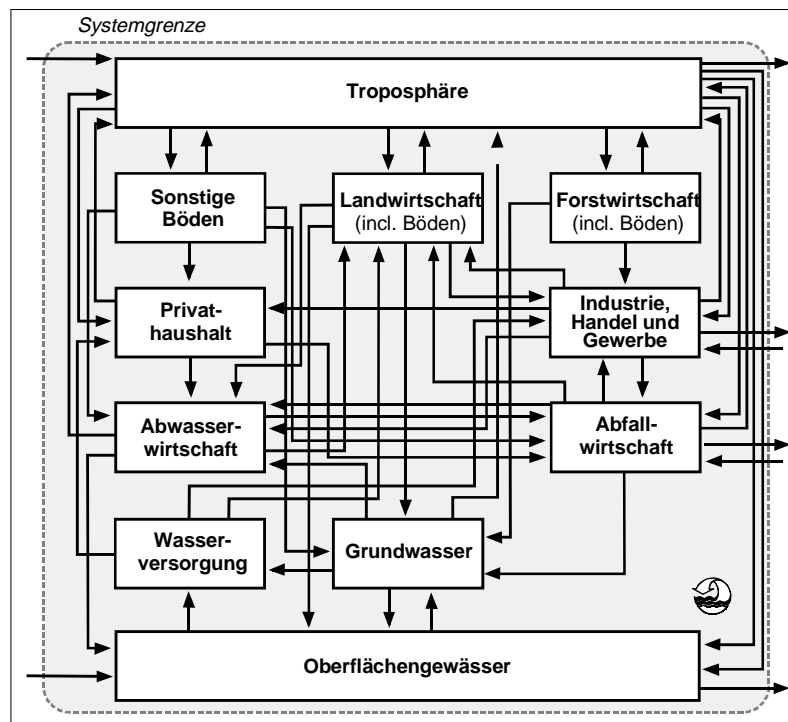


Abbildung 1: System "Donaeinzugsgebiet" mit den wichtigsten, im Projekt berücksichtigten Prozessen und Stoffflüssen. Prozesse umfassen Transporte, Transformationen und Lager. Für jeden Prozess wurden jährliche Inputs, Outputs und Lageränderungen bestimmt. Die Bilanzen erstrecken sich über die zwei Perioden 1988/89 und 1992.

Im folgenden werden Mittelwerte der Ergebnisse aus den Nährstoffbilanzen dargestellt. Dabei werden primär Gesamtergebnisse des Einzugsgebietes dargestellt, z.T. wird auch auf die Bandbreite der Unterschiede in den Ländern eingegangen. Hypothesen bzw. Erklärungen für die nationalen Unterschiede werden in den daran anschließenden Kapiteln über das Grundwasser, die Abwasserreinigung und die Landwirtschaft dargestellt. Unter dem Einzugsgebiet wird die in die Donau bzw. deren Zubringer entwässernde Landesfläche der am Projekt teilnehmenden Ländern verstanden. Deutschland war nur in Teilbereichen in das Projekt einbezogen, und findet sich deshalb nur bei den Resultaten über die Einträge in die Oberflächengewässer und bei der Abwasserwirtschaft wieder. Die Flächen von Kroatien, Jugoslawien und Bosnien-Herzegowina sind nicht enthalten.

1 Quellen und Förderbänder von Nährstoffen

Die Stickstoffemissionen wurden für die Jahre 1988/89 und 1992 mit 995 bzw. 825 kt, die Phosphoremissionen mit 130 bzw. 105 kt abgeschätzt.

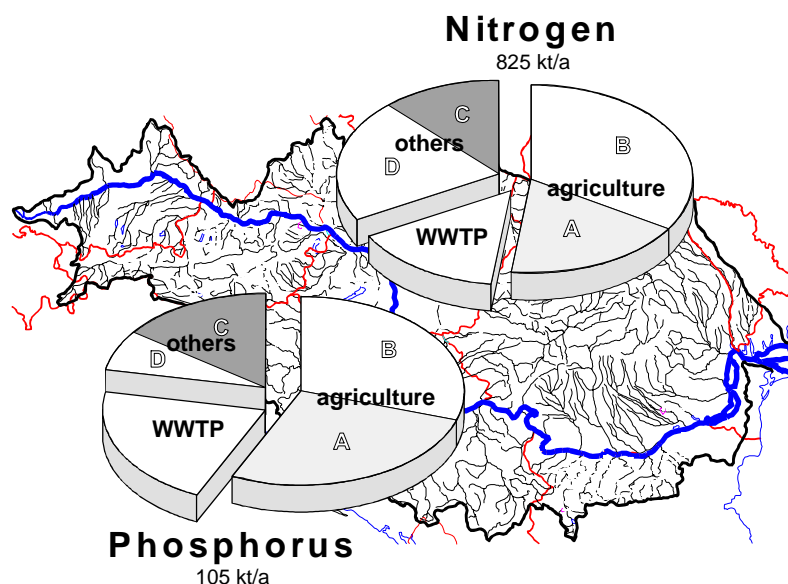


Abbildung 2: Nährstoffquellen im der Donau im Jahr 1992 Einzugsgebiet (ohne Kroatien, Jugoslawien und Bosnien-Herzegowina). Landwirtschaft (agriculture): A repräsentiert direkte und indirekte (d.h. via Kläranlagen) Einleitungen tierischen Ursprungs, B repräsentiert Erosion/Oberflächenabfluss und Auswaschung von Nährstoffen. WWTP (waste water treatment plant): Kläranlage; others (Einzelquellen): C Direkteinleitungen von Haushalten und Industrie; D diffuse Emissionen aus der Forstwirtschaft

Die Ergebnisse des gesamten Donaeinzugsgebietes zeigen die Bedeutung der Landwirtschaft als Quelle von Nährstoffen: Mehr als die Hälfte der gesamten Nährstofffracht (N und P) stammt aus der Landwirtschaft, etwa ein Fünftel aus den Haushaltungen und etwa 10 bis 13 % aus der Industrie. Für Stickstoff spielt auch die Forstwirtschaft eine nicht unbedeutende Rolle (rund 15%).

Infolge des ökonomischen Wandels haben die Nährstoffeinträge in die Donau zwischen den Jahren 1988/89 und 1992 sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor um rund 15 % abgenommen.

Welche Förderbänder bzw. Eintragspfade waren dabei von Bedeutung? Für Stickstoff spielt der Pfad über den Boden in das Grundwasser und daran anschließend in die Fließgewässer (Grundwasserexfiltration) die wichtigste Rolle (35% der Gesamtemissionen), gefolgt von Direkteinleitungen (aus der Landwirtschaft, Haushalten und der Industrie), Erosion/Oberflächenabfluss und das gereinigte Abwasser aus Kläranlagen mit jeweils annähernd gleich großen Anteilen (20 bis 25%) (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Quellen und Förderbänder von Stickstoff im Donaeinzugsgebiet (1992)
(100% = 815 kt)

Stickstoff	Quellen [in %]				
	Förderbänder [in %]	Landwirtschaft	Haushalt	Industrie	Andere
Erosion/Oberflächenabfluß	17	0	0	4	21
Direkteinleitungen	12	4	6	2	24
Grundwasserexfiltration	17	4	0	13	35
Kläranlagenablauf	6	10	5	0	20
Total	51	19	10	19	100

Werden die einzelnen Länder betrachtet, so ergeben sich z.T. starke Abweichungen in Bezug auf die Bedeutung der einzelnen Pfade. Der Beitrag von Erosion/Oberflächenabfluss zum gesamten Eintrag variierte in den einzelnen Ländern von 7 % in Österreich bis 85 % in Moldawien. In sieben Ländern war der Wert unter 25 %. Ähnlich groß ist die Bandbreite bei der Bedeutung der Grundwasserexfiltration: von 1% in Ungarn bis 60% in Deutschland (Erklärungen hierzu im folgenden Kapitel). Die unterschiedliche Bedeutung des gereinigten Abwassers liegt vor allem in Abhängigkeit des Anschlussgrades an die Kanalisation und der vorhandenen Reinigungsstufen zwischen 3% in Moldawien und 34% in Slowenien.

Die wichtigsten Förderbänder von Phosphor sind Direkteinleitungen (zum überwiegenden Teil aus der Landwirtschaft), Erosion/Oberflächenabfluss (ebenfalls hauptsächlich aus der Landwirtschaft) sowie das gereinigte Abwasser aus Kläranlagen. Über jeden dieser Pfade gelangen etwa 30% der P-Gesamtfracht in die Oberflächengewässer (vgl. Tabelle 2).

Wie beim Stickstoff ist die Bedeutung der einzelnen Förderbänder in den Ländern sehr unterschiedlich. Über die Erosion/Oberflächenabfluss wurden zwischen 4% in Slowenien und 95% in Moldawien, über das gereinigte Abwasser zwischen 4% in Moldawien und 45% in Slowenien und über die Grundwasserexfiltration zwischen 0% in Ungarn und 15% in Rumänien in die Oberflächengewässer eingeleitet.

Tabelle 2: Quellen und Förderbänder von Phosphor im Donaeinzugsgebiet (1992)
 (100 % = 105 kt)

Phosphor	Quellen [in %]				
	Förderbänder [in %]	Landwirtschaft	Haushalt	Industrie	Andere
Erosion/Oberflächenabfluß	28	0	0	3	31
Direkteinleitungen	18	6	6	3	33
Grundwasserexfiltration	2	2	0	2	6
Kläranlagenablauf	9	14	7	0	30
Total	57	22	13	8	100

Aus obigen Tabellen (Tabelle 1 und Tabelle 2) ist zu erkennen, dass Stickstoff zum überwiegenden Teil (etwa 60%) und Phosphor zu rund 40% diffus aus der Fläche stammen.

2 Rückhalt und Transformation von Stickstoff im Grundwasser

Im folgenden soll auf die Bedeutung des Grundwassers insbesondere für Stickstoff eingegangen werden. Der Stickstoff im Grundwasser stammt zum überwiegenden Teil aus der Landwirtschaft (etwa 50 % des gesamten Eintrages), aus der Forstwirtschaft (rund 25%) und aus Senkgruben (etwa 15%). Der Rest stammt aus undichten Kanälen, aus unzureichend abgedichteten Deponien, aus Auswaschungen von nicht land- oder forstwirtschaftlich genutzten Böden.

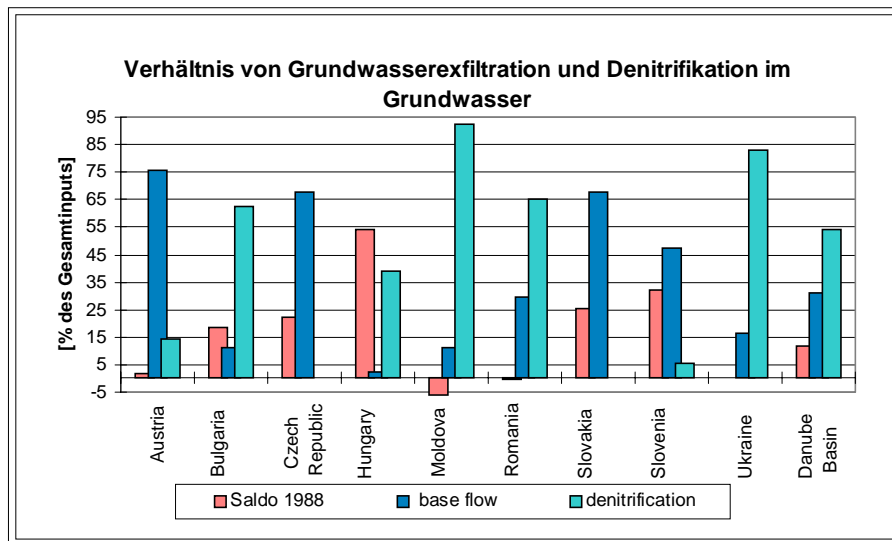


Abbildung 3: Relative Bedeutung von Grundwasserexfiltration, Denitrifikation und Lageränderung

Diesen Einträgen stehen Austräge über die Grundwasserexfiltration und die Denitrifikation bzw. eine Stickstoffanreicherung (Lageraufbau) im Grundwasser gegenüber, wobei über erstere rund 35% und über die Denitrifikation rund 55% entfernt werden. Die Bedeutung der Denitrifikation in den einzelnen Staaten ist sehr unterschiedlich. Es können 2 (3) Gruppen gebildet werden: Österreich, Slowenien, Tschechische Republik und Slowakei: in diesen Staaten ist das Verhältnis von Denitrifikation zum gesamten N-Eintrag kleiner als 15%; die zweite Gruppe besteht aus Bulgarien, Rumänien, Ukraine und Moldawien: hier ist das Verhältnis von Denitrifikation zu gesamten Eintrag größer als 60%. Ungarn steht mit rund 35% dazwischen.

Die Gründe für die Unterschiede können topographisch, hydrographisch und klimatologisch bedingt sein (gute Bedingungen für eine Denitrifikation wie lange Grundwasseraufenthaltszeiten, organische Belastung des Grundwassers, etc.). Es ist auch möglich, dass die aufgrund unvollständiger Datengrundlage getroffenen Annahmen fehlerbehaftet sind.

In den meisten Ländern ist der Nährstoff-Input größer als der Output. Dadurch steigt das Lager und damit die N-Konzentration im Grundwasser. Werden Maßnahmen gesetzt, um die N-Emissionen über das Grundwasser in die Oberflächengewässer zu senken, so wird dieses Lager die Auswirkungen zeitlich verzögern.

Wie dargestellt gelangt rund ein Drittel der emittierten N-Menge über das Grundwasser in die Oberflächengewässer. Davon stammen etwa 50% des Stickstoffs aus der Landwirtschaft. Eine Optimierung der landwirtschaftlichen Praxis mit Hinblick auf die Stickstoffbilanzen der Böden ist deshalb längerfristig eine effektive und notwendige Maßnahme um die N-Emissionen ins Grundwasser zu reduzieren.

3 Von der Abwasserwirtschaft zur Nährstoffbewirtschaftung

Derzeit sind rund 50% der Bevölkerung im Donaeinzugsgebiet (ohne Kroatien, Jugoslawien, Bosnien-Herzegowina und Deutschland) an eine Kläranlage angeschlossen. Die Bandbreite reicht dabei von 15% in Moldawien bis zu 76% in der Tschechischen Republik. Der Standard der Abwasserreinigung ist je nach Land verschieden. Insgesamt werden etwa 20% des in der Kanalisation erfassten kommunalen Abwassers unbehandelt in die Vorfluter emittiert, rund 10 % lediglich mechanisch behandelt, etwa 50% wird in hochbelasteten Belebungsanlagen bzw. mittels Tropfkörpern behandelt und knapp 20% der Abwässer gelangen in Anlagen mit zusätzlichen Reinigungsstufen (Nitrifikation oder Nitrifikation/Denitrifikation und/oder Phosphor-Entfernung). Mehr als die Hälfte der Anlagen (in Bezug auf die Kapazitäten) sind älter als 15 Jahre.

Insgesamt fallen 1992 in den Abwässern 400 kt Stickstoff und 80 kt Phosphor, davon entstammen zwei Drittel aus den Haushalten und ein Drittel aus der Industrie. In Rumänien gibt es eigene Kläranlagen zur Behandlung eines Teils der anfallenden Gülle, die weitere 60 kt N und 15 kt P enthält.

Von diesen Nährstoffmengen werden lediglich 15% des N und 15 bis 20% des P in Form von Klärschlamm bzw. Senkgrubenräumgut dem Abwasser bzw. der Gülle entzogen. Der Großteil gelangt somit unkontrolliert in die Umwelt. Vom produzierten Klärschlamm werden etwa 80% deponiert und der Rest landwirtschaftlich verwertet. Werden nur jene Abwassermengen betrachtet, die einer Kläranlage zugeleitet werden, so beträgt die Reinigungsleistung für N und für P rund 30%. Die N-Entfernung durch Denitrifikation spielt frachtenmäßig keine Rolle (rund 2% der gesamten N-Menge im Abwasser).

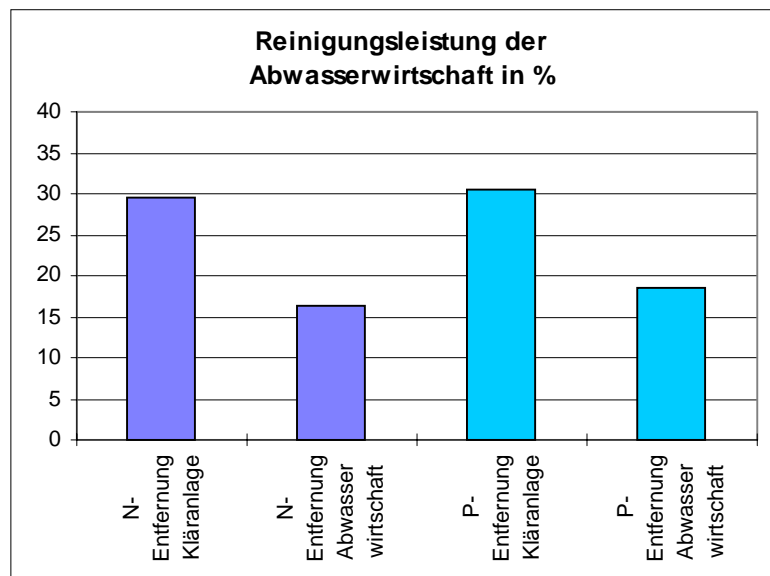


Abbildung 4: Mittlere Reinigungsleistung von Kläranlagen und der Abwasserwirtschaft im Donauraum

Diese große unkontrollierte Abgabe an Nährstoffen in die Umwelt ist eine Verschwendung von Nährstoffen die zusätzlich negative Einwirkungen auf die Wasserqualität sowohl der Grund- als auch der Oberflächenwässer ausübt. Das Leitbild einer nachhaltig ausgerichteten Abwasserwirtschaft darf sich nicht allein darauf beschränken, Emissionen in die Umwelt fernzuhalten. Zusätzlich gilt es, die in den Abwässern enthaltenen begrenzt zur Verfügung stehenden Nährstoffe durch entsprechende Sammlung und anschließende Aufbereitungsschritte nutzbar zu machen. In diesem Sinne sei angemerkt, dass in Hinsicht auf eine nachhaltige Nährstoffbewirtschaftung eine Denitrifikation in den Kläranlagen ebenfalls ein Verlust von Stickstoff darstellt, jedoch mit dem Vorteil die Belastung der Fließgewässer zu mindern.

4 Der Schlüssel für eine nachhaltige Nährstoffbewirtschaftung liegt bei der Landwirtschaft

Vor dem ökonomischen Wechsel betrug der Stickstoff- und Phosphoreintrag in die landwirtschaftlich genutzten Böden 115 kg N/(ha.a) und 27 kg P/(ha.a). Der resultierende Nährstoffüberschuss nach Abzug der Austräge Ernteentzug, Auswaschung, Erosion/Oberflächenabfluß und Denitrifikation, also der Lageraufbau, konnte mit 17 kg N/(ha.a) und 13 kg P/(ha.a) abgeschätzt werden. 1992 waren die N und P-Einträge um 35 % resp. 55 % geringer, vor allem

bedingt durch einen starken Rückgang des Einsatzes von Handelsdüngern (-55% N bzw. -65 %P). Der Einsatz von Gülle sank um 25%. Der Nährstoffentzug hingegen sank weniger stark: sowohl für N als auch für P um 20%. Dies kann durch die in den vorhergehenden Jahren im Boden angereicherten Nährstoffmengen erklärt werden. 1992 waren in der Ukraine, in Moldawien, Slowenien, Ungarn und Bulgarien die N-Bilanzen negativ (Input < Output), in Ungarn und Bulgarien auch die P-Bilanzen negativ. Dennoch ergibt sich für die Nährstoffbilanz des Jahres 1992 im Durchschnitt des Einzugsgebietes eine Lageranreicherung von 4 kg N und P je Hektar.

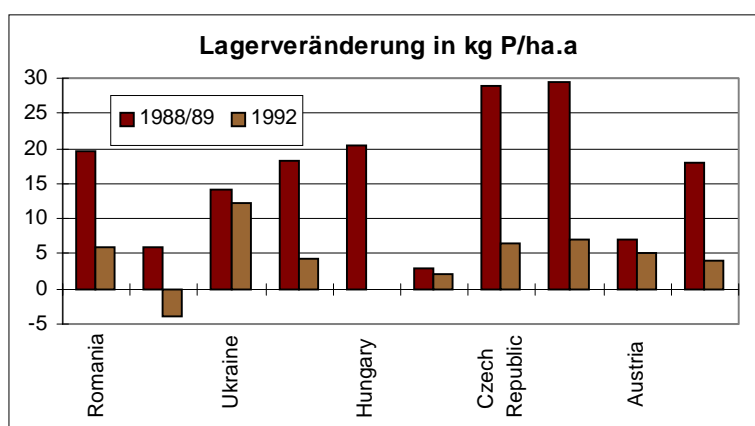


Abbildung 5: Veränderung des P-Lagers in den landwirtschaftlich genutzten Böden

Für die einzelnen Staaten wurde die Nährstoff-Effizienz der Landwirtschaftlichen Produktion berechnet. Die Effizienz ergibt sich aus dem Verhältnis der Nährstoffmenge in den produzierten tierischen und pflanzlichen Gütern zum gesamten Nährstoffeintrag. Der gesamte Nährstoffeintrag besteht aus den aufgebrauchten Wirtschafts- und Handelsdüngern, der Deposition, der N-Fixierung, Kompost und Klärschlamm. Zwischen den beiden betrachteten Perioden ist die Effizienz deutlich angestiegen: für Stickstoff von 32% 1988/89 auf 42%, für Phosphor von 23% auf 46%. Diese Effizienzsteigerungen sind nicht durch Optimierungen in der Landwirtschaftlichen Produktion verursacht sondern ergeben sich rechnerisch, da der Ertrag, aufgrund der großen Nährstofflager in den Böden, nicht im selben Ausmaß zurückging wie die eingebrachte Nährstoffmenge (siehe oben).

Länderweise ergeben sich große Unterschiede, vor allem bedingt dadurch (i) wie ausgeprägt die tierische Produktion ist und (ii) wie stark auf die bestehenden Lager zurückgegriffen wird. Je höher die tierische Produktion ist desto geringer wird die Nährstoffeffizienz.

Für die Landwirtschaft wurden 2 Szenarien berechnet: (i) autonome Entwicklung und (ii) gute landwirtschaftliche Praxis, wobei diese länderspezifisch, das heißt unter Berücksichtigung der jeweiligen ökonomischen Situation, definiert wurde. Die Szenarien für die Landwirtschaft für das Jahr 2005 deuten an, dass auch im Falle der Umstellung der Landwirtschaft auf die länderspezifisch definierte "gute landwirtschaftliche Praxis" Phosphor aber auch Stickstoff in den Böden weiterhin angereichert werden wird (2005: +10 kgP/ha.a, +3 kgN/ha.a). Dieses immer größer werdende P-Lager in den Böden wird auch zu langfristig erhöhten P-Austrägen durch die Erosion führen und damit die Nährstofffracht der Oberflächengewässer erhöhen.

5 Länderspezifische Emissionsfrachten

Die Frage, welches Land am meisten Stickstoff bzw. Phosphor in die Oberflächengewässer emittiert, kann sehr einfach durch die Gegenüberstellung der abgeschätzten nationalen Emissionen beantwortet werden. Es ist jedoch nicht möglich, Antwort auf die (insbesondere politisch interessante) Frage zu geben, wer das Donau-Delta bzw. das Schwarze Meer am meisten belastet und damit hauptverantwortlich für die Eutrophierung dieser Gewässer zeichnet. Denn: Aus den Emissionen kann nicht abgeleitet werden, wieviel der nationalen Emission letztendlich ins Schwarze Meer gelangt, da Prozesse wie Sedimentation oder Denitrifikation in der Donau nicht berücksichtigt sind (Bsp. wieviel des in Österreich emittierten Phosphors verbleibt (sedimentiert) (i) in Österreich, (ii) wieviel in den Überschwemmungsgebieten stromabwärts, (iii) wieviel im Eisernen Tor, (iv) etc.?).

5.1 Absolute nationale Emissionen

Die absoluten nationalen Emissionen für die Jahre 1988/89 und 1992 sind in Tabelle 3 (Stickstoff) und Tabelle 4 (Phosphor) nach der Größe im Jahr 1992 geordnet dargestellt.

Der größte Stickstoffemittent 1992 ist Rumänien (etwa 40%) gefolgt von Deutschland, Österreich (beide knapp 15%) und Ungarn (ca. 10%).

Tabelle 3: Absolute nationale N-Emissionen in die Oberflächengewässer in kt N/a
 (ohne Jugoslawien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina)

Nationale Emission	RO	D	A	H	SK	BG	CZ	UA	SLO	MO	DB
1988/89	415	108	106	125	65	47	38	35	29	20	988
1992	314	109	102	85	59	41	36	35	24	12	817

Für Phosphor ist die Situation ähnlich wie beim Stickstoff. Im Jahr 1988/89 stammten rund 50 % des gesamten P-Inputs in die Oberflächengewässer aus Rumänien. Etwa 13% stammten aus Ungarn. Der Beitrag der anderen Länder war jeweils unter 10%. 1992 war die Situation vergleichbar, der relative Beitrag von Rumänien sank jedoch auf etwa 45%.

Tabelle 4: Absolute nationale P-Emissionen in die Oberflächengewässer in kt P/a
 (ohne Jugoslawien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina)

Nationale Emission	RO	H	D	A	BG	UA	SK	CZ	MO	SLO	DB
1988/89	62	17	10	10	7	7	6	4	3	2	129
1992	46	17	9	9	6	6	5	4	2	2	106

5.2 Spezifische nationale Emissionen

Die nationalen Gesamtemissionen an Nährstoffen können auf die Einwohnerzahl im Einzugsgebiet (spezifische Pro-Kopf-Emissionen), die gesamte Landesfläche im Einzugsgebiet (flächenspezifische Emissionen) oder auf das jeweils zur Verfügung stehende nationale Verdünnungspotential umgelegt werden. Die spezifischen Emissionen werden stark durch die Ländercharakteristika geprägt. Die in Tabelle 1 und Tabelle 2 dargestellten verschiedenen Eintragspfade sind nur zum Teil von der Bevölkerungszahl oder der Landesfläche abhängig. So beinhalten die Gesamtemissionen unter anderem auch die Erosion landwirtschaftlicher Böden oder Direkteinleitungen von Gülle. So sind etwa in Moldawien rund 85% der N-Emissionen durch die Erosion, in Rumänien 35% durch die Einleitung von behandelter und unbehandelte Gülle bedingt. Eine Umlegung dieser Einträge auf eine Pro-Kopf-Emission macht wenig Sinn. Die Erosion ist von der Topographie, der Witterung, den Bodenarten, der landwirtschaftlichen Praxis etc. abhängig, die

Direkteinleitungen von Gülle sind spezifisch für die landwirtschaftliche Betriebsstruktur, bzw. Betriebspraxis. Mit ähnlichen Vorbehalten sind die auf die Fläche bezogenen spezifischen Werte zu beurteilen.

Nichtsdestotrotz sollen beispielshalber einzelne spezifische Emissionen angeführt werden.

Werden die N-Gesamtemissionen auf die Bevölkerung umgelegt, so erhält man die höchsten spezifischen Emissionen für Rumänien und Moldawien (über 18 kg N pro Kopf und Jahr 1988 - siehe Abbildung 6). Alle anderen Länder liegen zwischen 10 and 15 kg N/(cap.a). 1992 waren die spezifischen Emissionen in allen Ländern, mit Ausnahme Deutschlands und der Ukraine, niedriger als 1988/89 (am tiefsten in Ungarn mit unter 8.5 kg N/(cap.a)).

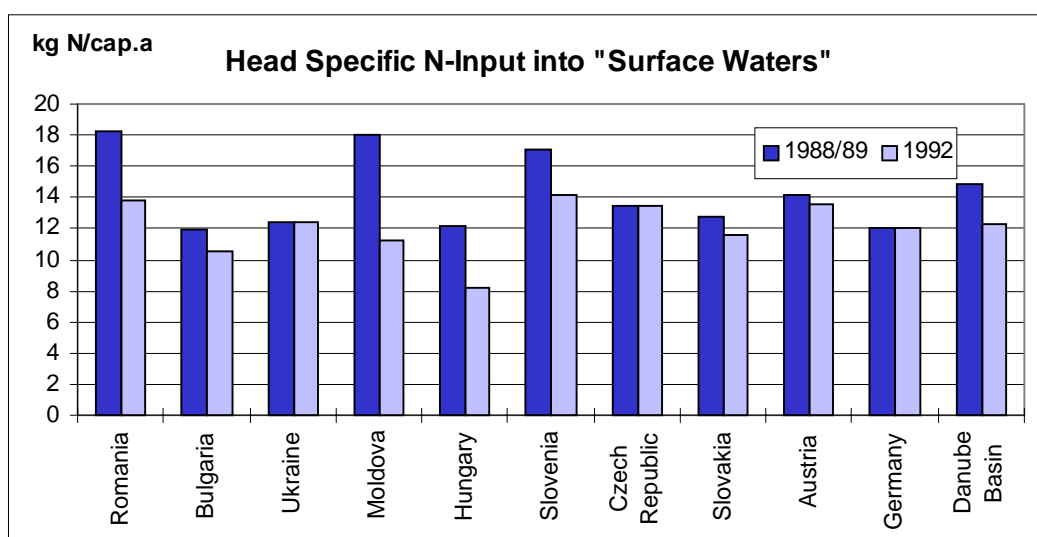


Abbildung 6: Pro-Kopf-Emissionen in kgN/(cap.a)

Österreich liegt bei den spezifischen Pro-Kopf-Emissionen von Stickstoff beim bzw. über dem Durchschnitt im Donaueinzugsgebiet. 1992 waren diese Emissionen die dritthöchsten im länderweisen Vergleich. Die Ursachen dafür sind ein hoher Anschlussgrad der Bevölkerung an die Kanalisation, wobei die jeweiligen Kläranlagen in vielen Fällen noch über keine Denitrifikationsstufe verfügen, eine intensive Landwirtschaft mit deutlichen Nährstoffüberschüssen, schlechtere Denitrifikationsbedingungen im Grundwasser (z.B. durch kurze Aufenthaltszeiten im Grundwasser, geringer organischer Belastung des Grundwassers), sowie hohe Depositionsraten die relevante Nährstoffemissionen auch aus bewaldeten Gebieten bedingen.

Die höchsten flächenspezifischen P-Emissionen sind in der Ukraine zu verzeichnen (2.2 to 2.7 kg P/(ha.a)). Ähnlich hoch sind die rumänischen Werte. Die tiefsten Emissionen werden für Bulgarien, die Slowakei und Österreich ausgewiesen. Der tiefe österreichische Wert ist bedingt vor allem durch einen hohen Wald- und Wiesenanteil und damit geringen Erosionsflüssen, einer relativ geringen Bevölkerungsdichte sowie dem Verbot von phosphathaltigen Waschmitteln.

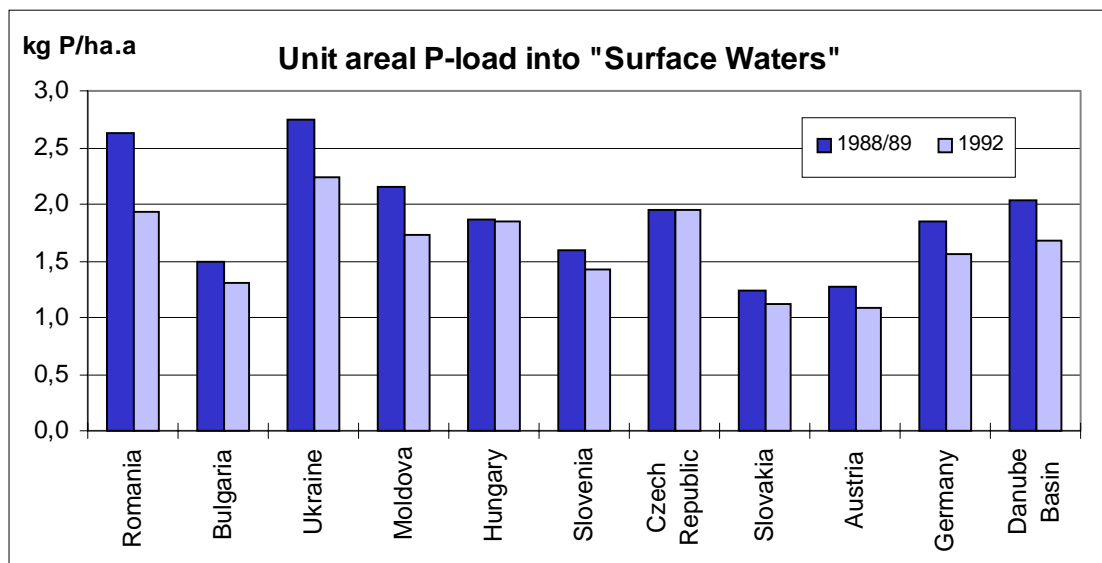


Abbildung 7: Flächenspezifische Emission in kgP/(ha.a)

5.3 Verdünnungspotentiale

Immissionsbezogener Gewässerschutz bedeutet, dass notwendige Maßnahmen entsprechend der (chemischen) Gewässerqualität abgeleitet werden. Die Konzentrationen im Gewässer ergeben sich aus dem Quotienten von transportierter Stofffracht und der abfließenden Wassermenge. Die Wassermenge, d.h. das Verdünnungspotential, lässt sich aus dem Niederschlag abzüglich der verdunsteten Wassermenge berechnen. In der folgenden Abbildung werden die nationalen P-Emissionen auf das national gebildete Verdünnungspotential bezogen und die daraus rechnerisch resultierenden Konzentrationen dargestellt. Es zeigt sich deutlich, dass die errechneten Konzentrationen in wasserreichen Ländern niedrig und wasserarmen Gebieten hoch sind. In Ungarn (mittlerer Abfluss unter 100 mm/a) sind die resultierenden Konzentrationen sieben mal höher als in Österreich (655 mm/a Abfluss) und fünf mal höher als in Slowenien (rund 600 mm/a) sind.

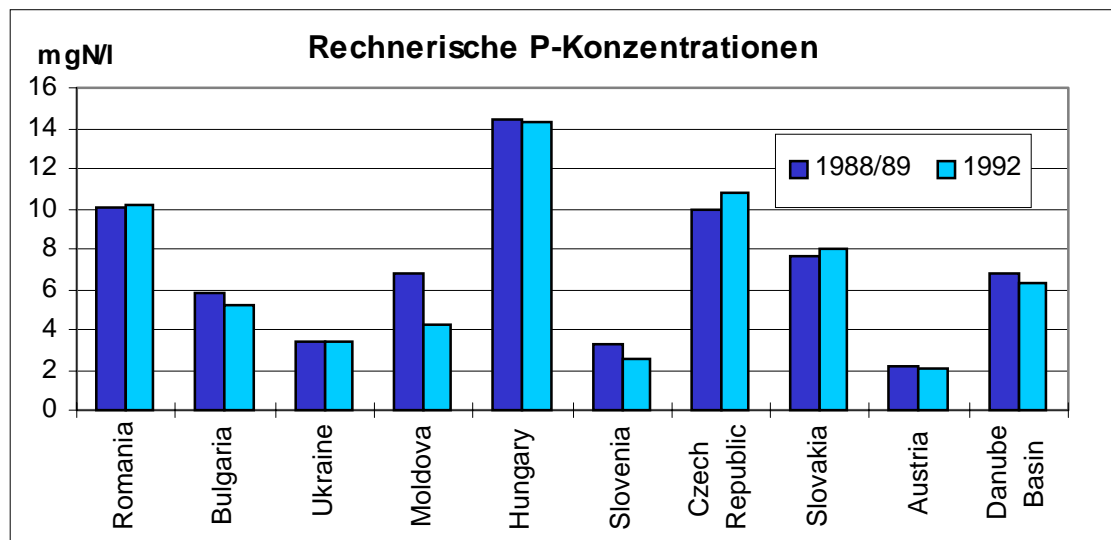


Abbildung 8: Potentiale zur Verdünnung von P nach Ländern gegliedert

Die Werte dieser Klassifizierung sind stark von den klimatischen Verhältnissen beeinflusst. Staaten mit höheren Verdünnungspotentialen dürfen spezifisch mehr emittieren als andere. Dieser Nachteil wird andererseits durch geringere Auswaschungsgefährdung von Nährstoffen aus der Landwirtschaft und bessere Denitrifikationsbedingungen z.T. kompensiert.

Der Quotient aus Verdünnungspotential und Stoffemission deutet an, in welchem Land die national zum Abfluss gelangenden Wassermengen rechnerisch am stärksten mit Stoffen aufkonzentriert werden. Mit diesen Werten ist es jedoch nicht möglich, Aussagen zu treffen, in welchem Land die meisten Emissionen eingespart werden könnten.

Um die Probleme im Schwarzen Meer zu lösen, bedarf es gemeinsamer Anstrengungen der Anrainerstaaten. Am wichtigsten ist deshalb, jene Schlüsselprozesse zu identifizieren, in denen die Nährstoffemissionen auch langfristig am effizientesten (mit den geringsten Mitteln) gesenkt werden können. Die Schlüsselprozesse müssen somit neben der Ist-Situation auch die zukünftige Entwicklung der Regionen bei der Gestaltung der zu treffenden Maßnahmen miteinbeziehen (Bevölkerungsentwicklung, Abwasserwirtschaft, landwirtschaftliche Praxis, Lageranreicherungen im Boden und Grundwasser, etc.).

6 Vergleich von Immissionen und Emissionen

Ein Vergleich der abgeschätzten Nährstoffemissionen mit den aus den Fließgewässerkonzentrationen und zugehörigen Abflüssen berechneten Stofffrachten ist schwierig, da einzelne Größen unbekannt sind oder Messwerte mit Unsicherheiten behaftet sind. Unbekannt etwa ist, wie groß die sedimentierte Nährstoffmenge in den Fließgewässern, den Überschwemmungsgebieten und den Stauräumen der Flusskraftwerke ist. Insbesondere die in den Fließgewässern und Stauhaltungen sedimentierten Nährstoffmengen können als temporäres Nährstofflager betrachtet werden. Ähnlich ungewiss ist, wieviel Stickstoff in den Gewässern denitrifiziert wird. Weiters wird der Vergleich erschwert, da insbesondere durch die Verwendung von Flusswasser für Bewässerungsmaßnahmen in der Landwirtschaft Nährstoffmengen entzogen werden (z.T. größer 5% der abgeschätzten Nährstoffemissionen).

Bei der Berechnung der Immissionsfrachten ist zu beachten, dass die Art, Dauer und Frequenz der Beprobung je nach Land sehr unterschiedlich ist (Minimum: 4 mal jährlich) und z.B. in einzelnen Ländern nicht Gesamtgehalte von Stoffen sondern lediglich die jeweils vorliegende gelöste Fraktion bestimmt wird. Ebenso ist es bei einer regelmäßigen Messfrequenz nicht möglich, die frachtintensiven Hochwasserperioden ausreichend zu erfassen. Gleichzeitig ist das Verhältnis von PO_4 zu P abhängig von der Abflussmenge. Je höher der Abfluss desto größer ist der Anteil partikulär gebundenen Phosphors. Die P-Fracht nimmt bei hohen Durchflüssen überproportional zu [Kroiss et al. 1997]. Im Gegensatz zu Phosphor besteht für den Transport von Stickstoff eine lineare Beziehung zwischen Fracht und Durchfluss, das heißt die Konzentration ist (weitgehend) unabhängig vom Durchfluss [Kroiss et al. 1997].

Innerhalb der einzelnen Länder werden teilweise in den beiden Jahren stark voneinander abweichende Immissionsfrachten angegeben, die nicht allein durch die verminderten Emissionen oder veränderte Jahresabflussmengen (145 Mrd 1988/89 und 130 Mrd m^3) erklärt werden können. So sank der Import von Stickstoff nach Rumänien über die Zuflüsse um 45% von 350 auf 200 ktN, jener von Phosphor um fast 70% von 41 auf 13 kt. Zum Vergleich dazu betrug 1992 der N-Abfluss aus Österreich ca. 185 kt N und 11 kg kt P, also praktisch die gleichen Werte wie in Rumänien importiert wurden!

7 Maßnahmen

Die Anstrengungen um Emissionen zu senken, müssen verstärkt werden. Dabei ist vor allem in der *Landwirtschaft* und in der *Abwasserreinigung* anzusetzen. Ein integrierter Ansatz ist notwendig. Integriert heißt, dass die “gute landwirtschaftliche Praxis” bzw. der “Stand der Technik” in den beiden Bereichen umgesetzt wird - auch wenn der Zeithorizont für die Umsetzung unterschiedlich ist. Sollte der Stand der Technik, der länderspezifisch definiert ist, unzureichend sein um eine angestrebte Wasserqualität zu erreichen, so sind auch Maßnahmen die über dem Stand der Technik liegen, anzustreben.

Abwasserseitig können folgende Maßnahmen abgeleitet werden:

- Die Reparatur und Wartung ebenso wie eine optimale Prozessführung der bestehenden Infrastruktur hat Priorität um die derzeitige Situation nicht weiter zu verschlechtern.
- Der Ausbau der Kanalisation ist nicht prioritär, außer wenn es die hygienischen Anforderungen und/oder die Grundwassersituation erfordern.
- In der Industrie, insbesondere bei Neuanlagen, sollen stark emissionsmindernde Maßnahmen gesetzt werden.

Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft

- Anstreben von optimierten Nährstoffbilanzen
- Erosionsschutz, bzw. Flächenstillegung in erosionsgefährdeten Gebieten
- Weitestgehender Einsatz von Gülle als organischer Dünger; das bedeutet, dass Direkteinleitungen ebenso wie die Einleitung “gereinigter” Gülle aus Kläranlagen in die Vorfluter vermieden werden sollen
- Aufbau einer regionalen Hofdüngerbewirtschaftung
- Anpassung des Viehbestandes an die bewirtschaftete Fläche
- Die Bevölkerung kann indirekt über ihre Ernährungsgewohnheiten auf die Art und Mengen der produzierten Lebensmittel (weniger Fleisch; mehr biologisch produzierte Lebensmittel)

Maßnahmen im Bereich der Gewässergüteüberwachung

- Die nationalen Gewässerbeprobungsmethoden sind aufeinander abzustimmen
- Die Beprobung soll auch die frachtintensiven Hochwasserereignisse erfassen; dabei ist die Erfassung von unterschiedlichen Abflussbedingungen wichtiger als eine hohe Probenahmefrequenz
- Die zusätzliche Erfassung von Gesamtgehalten ist anzustreben.

Major features of individual countries

	Germany	Austria	Czech Rep.	Slovakia	Hungary	Slovenia	Bulgaria	Romania	Moldova
population in Danube Basin		7,5	2,75	5,1	10,3	1,7	3,9	22,7	1,1
settlements > 10.000 inh.	9	3,3	1,35	2,6	6,3	0,6	2,44	12,3	0,29
settlements 2.000 - 10.000 inh.		4,2	1,4	2,5	4	1,1	1,46	10,4	0,8
number of settlements > 100.000 inh.		5	2	2	9	2	4	25	0
number of settlem. 10.000 - 100.000 inh.		56	35	69	131	12	34	171	15
population density	161	93	133	109	111	110	84	96	88
waste water production**		12	4	7	12	2	6	27	1
use of P-containing detergents		0,7	1,1	1,0	1,3	1,0	1,3	0,2	1,1
pop. conn. to public water supply		84	85	75	87	76	97	64	31
pop. conn. to sewer network		71	76	59	42	74	62	40	14
pop. conn. to wwtreatment	79	70	71	53	30	43	31	28	14
	88/89	88/89	88/89	88/89	88/89	88/89	88/89	88/89	88/89
area in Danube Basin	55,8	81	21	47	93	16	46	238	13
arable land***	40,7	22	62	62	51	15	35	40	52
meadows and pastures		24	24		13	17	16	20	12
forest	45,9	42	33	34	18	51	25	27	12
others	13,4	12	5		18	17	23	14	25
average precipitation		1165	620	605	635	610	680	690	450
average net outflow	448	655	185	180	95	585	173	174	230
	14,2	21	6	6	3	19	5	6	7
head specific net outflow	8,1	19	4	5	2	15	6	5	7
use of mineral fertiliser	110	52	89	89	99	31	108	47	34
	24	17	31	30	22	9	23	9	29
production of manure	98	69	43	43	42	36	27	22	37
	20	14	13	10	10	6	9	4	11
average plant uptake	130	96	102	102	70	47	116	67	100
	25	18	23	22	12	11	25	15	15
average percolation rate	32	15	10	10	10	7	7	11	28
average erosion rate	1,9	2	6	6	3	7	4	3	26
	1	0,9	0,7	0,5	1,1	0,2	0,4	0,5	3,9
average denitrification rate in groundwater		15	0	0	89	6	63	74	92
		15	0	0	136	7	78	140	

* ha of agricultural soil (Austria agricultural land worth for fertiliser application only)

** municipal waste water, septic tanks and pits

*** Germany, Czech R. - total agricultural land

8 Schlussfolgerungen

Die Eutrophierung des Donaudeltas und des Schwarzen Meeres kann nicht allein durch sektorale Maßnahmen gelöst werden. Vielmehr bedarf es integrierter Lösungen sowohl in den Bereichen Landwirtschaft als auch Abwasserwirtschaft.

Bei Maßnahmen vor allem im Bereich Landwirtschaft ist zu beachten, dass in den letzten Jahrzehnten große Nährstofflager im Boden und Grundwasser aufgebaut wurden. Diese Lager werden zumindest vorübergehend die Wirkung von Maßnahmen dämpfen. Die Szenarien für das Jahr 2005 deuten zudem an, dass auch im Falle der Umstellung der Landwirtschaft auf die länderspezifisch definierte "gute landwirtschaftliche Praxis" Phosphor in den Böden weiterhin angereichert werden wird. Dieses immer größer werdende P-Lager in den Böden wird auch langfristig zu erhöhten P-Austrägen durch die Erosion führen.

Die Nährstoffbilanzen der einzelnen Staaten zeigen deutliche Unterschiede. Dabei beeinflussen sowohl nationale Charakteristika (Wirtschaft, Gesellschaft, Klima, Topographie, etc.) als auch die jeweils seitens der Wissenschaftler getroffenen Annahmen die Ergebnisse. Dabei waren die Unterschiede für Stickstoff geringer als jene für Phosphor. Die unterschiedlichen Ergebnisse zeigen, dass einerseits die Studien stark auf die lokalen Gegebenheiten eingehen müssen und andererseits Verbesserungen in den nationalen Stoffbilanzen notwendig und möglich sind.

Baccini P. und Brunner P.H. (1991) Metabolism of the Anthroposphere, Springer Verlag, New York und Heidelberg.

Kroiß H., Zeßner M., Deutsch K., Schaar W., Kreuzinger N. (1997) Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten - Erhebungen für Österreich, Studie im Auftrag des österreichischen Bundeskanzleramtes, TU Wien, Inst. f. Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung für Wassergüte

PHARE (1997): Nutrient Balances for Danube Countries; EU/AR/102A/91; TU Wien, Inst. f. Wassergüte und Abfallwirtschaft

Dipl.Ing. Christoph Lampert

Prof. Dr. Paul H. Brunner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

+ 43 1 58801 / 22644

Tel

+43 1 58801 / 22640

+ 43 1 58801 / 22666

Fax

+43 1 58801 / 22666

clampert@awsnt.tuwien.ac.at

Mail

pbrunner@email.tuwien.ac.at

Der Beitrag Deutschlands zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen:

Ausgangslage, Lösungsansätze, Lösungsaussichten

Klaus Isermann

Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur

Kurzfassung: Aus Anlaß der Stickstoff (N-) und Phosphor (P-)Eutrophierung des Donaueinzugsgebietes (DEZ) und seiner Senke des Schwarzen Meeres wurde 1997 das EU-Forschungsprojekt (EU/AR/102A/91) abgeschlossen mit folgenden Ergebnissen und Schlußfolgerungen hier insbesondere das deutsche (und österreichische) DEZ berücksichtigend: Minderungsmaßnahmen der Abwasserwirtschaft in Deutschland und Österreich sowie insbesondere der wirtschaftliche Niedergang der Landwirtschaft, aber auch der gesamten Wirtschaft der östlichen Anliegerstaaten bewirkte von 1988/89 bis 1992 eine Minderung der N-Einträge in die Oberflächengewässer des Donaueinzugsgebietes (DEZ) von 944 kt/a um -17% auf 823 kt/a und der P-Einträge von 129 kt/a um -18% auf 106 kt/a. Hauptverursacher dieser N- und P-Einträge (1992) ist mit Anteilen von 51 bzw. 57% die Landwirtschaft, nachrangig der Abwasserbereich mit 29 bzw. 35% und sonstige Quellen mit 19 bzw. 8%. Das deutsche und österreichische DEZ nimmt (1992) mit jeweils 108 ktN/a und 9 kt P/a hinsichtlich dieser Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer des DEZ die 2. bzw. 3. Rangstelle aller Donauanliegerstaaten ein. Gemessen an den tolerierbaren Gesamt-N- und -P-Einträgen der Donau ins Schwarze Meer von 75 ktN/a bzw. 15 kt P/a mit entsprechenden Konzentrationen von 0,5 mg N/l bzw. 0,1 mg P/l und einem N/P-Verhältnis von 5 sind die entsprechenden aktuellen (1992) N- und P-Einträge ins Donaudelta bzw. Schwarze Meer von 559 bzw. 345 kt N/a und 41 bzw. 25 kt P/a mit N/=Verhältnissen von 13,6 bzw. 13,8 um das 7,4 bzw. 4,6 fache und 2,7 bzw. 1,7 fache zu hoch und bedürfen also einer weiteren Minderung beim N um -87 bzw. -78 % und beim P um -63 bzw. -40 %. Lösungsansätze zur nachhaltigen Minderung nicht nur dieser Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer des DEZ, sondern zugleich und darüber hinaus der Einträge aller reaktiven Verbindungen des C-, N-, P- und S in alle naturnahen Ökosysteme erfordern primär im deutschen und österreichischen DEZ eine Reduktion der Viehbestände um -63 % in Anpassung an eine zukünftig bedarfsorientierte (Human-)Ernährung nur noch der einheimischen Bevölkerung insbesondere mit tierischen Nahrungsmitteln. Gleichgerichtete technische Minderungsmaßnahmen (z.B.

emissionsarme Gewinnung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, verbesserte Tierernährung, effizientere Tierproduktion, Minderung von Erosion und Oberflächenabfluß) sind im Ausmaß hierzu nur flankierend wirksam. Weiterhin ist ein ebenso nachhaltiger Abwasser- und Abfallbereich sowie Energie / Verkehrsbereich mit ebenso drastischen Minderungsmaßnahmen unabdingbare Voraussetzung für diese insgesamt nachhaltige Entwicklung nicht nur hier im DEZ. Hierzu muß eine alle Lebens- und Wirtschaftsbereiche gestaltende nachhaltige Marktwirtschaft entsprechende Rahmenbedingungen schaffen mit dem Teilziel der Regionalisierung wie mit der Agenda 21 von Rio (1992) und nicht mit der Globalisierung wie mit der Agenda 2000 der EU (1998/99) und ihrer Entkoppelung der (Nähr-)Stoffströme. Diesen nachhaltigen Lösungsansätzen stehen also nichtnachhaltige Entwicklungen der aktuellen (inter-)nationalen Agrar- sowie Umwelt-Gesetzgebung und -Politik entgegen.

Keywords: N- und P-Einträge/ -Austräge, -Bilanzen, Eutrophierung, Donaueinzugsgebiet, Schwarzes Meer

1 Einleitung

Aus Anlaß der N- und P-Eutrophierung des DEZ und seiner Senke des Schwarzen Meeres wurde 1997 unter Mitbeteiligung des Autors (Isermann 1997) beim deutschen DEZ und der TU-Wien beim österreichischen DEZ ein EU-Forschungsprojekt (EU/AR/102A/91) abgeschlossen, welches die Ermittlung der N- und P-Bilanzen des DEZ und ihre zukünftige nachhaltige Gestaltung zum Inhalt hatte. Vom gesamten DEZ mit 81,7 Mio. ha (=100%) entfallen mit 5,6 Mio. ha 6,8% auf das deutsche DEZ (davon nur 14% auf Baden-Württemberg, aber 86% auf Bayern) und mit 8,1 Mio. ha 9,9% auf das österreichische DEZ.

2 Ergebnisse, Diskussion und Schlußfolgerungen

2.1 Nichtnachhaltige Ausgangslage

Trotz Minderung der nationalen N- und P-Einträge Deutschlands in die Donau im Zeitraum 1985/94 ausnahmslos durch den Abwasserbereich von -28 bzw. -83% (Schleypen 1996) sind die seit 1988/89 unveränderten und gegenwärtigen

(1992), aber nun zu 63 bzw. 59% durch die Landwirtschaft verursachten Einträge an anorg. N (>95% Nitrat-N) und an Gesamt-P (bes. Ortho-P) mit 109 bzw. 8,7 kt/a gemessen an den entsprechenden anteiligen tolerierbaren Einträgen in das Schwarze Meer um ein vielfaches zu hoch, obwohl die entsprechende Denitrifikation und / oder Retention im Flußbett sogar (noch) 21 bzw. 62% beträgt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Bilanz von anorganischem Stickstoff und von Phosphor im deutschen Donaeinzugsgebiet (Baden-Württemberg und Bayern) in den Jahren 1988/89 und 1992 (Isermann (1997) ua. Nach Schleypen 1996 und Bericht Fließgewässer 1994 von 1996)

Bilanzgrößen	N _{anorg} (kt / a)			P - Gesamt (kt / a)		
	1988 / 89		1992	1988 / 89		1992
1. Input (Deutschland)	108,1	(89) (100)	108,7 (88) (100)	10,3 (84) (100)	8,7 (80) (100)	
... davon:						
1.1 Landwirtschaft ¹⁾	66,1	(61)	68,6 (63)	5,1 (50)	5,1 (59)	
... davon durch						
1.1.1 Auswaschung	40,7		43,2	--	--	
1.1.2 Erosion, Oberflächenabl. Interflow, Direkt.E. etc.	25,4		25,4	5,1	5,1	
1.2 Sonstige diffuse Quellen	20,9	(19)	21,7 (20)	2,0 (19)	2,0 (23)	
1.3 Kläranlagen	21,1	(20)	18,4 (17)	3,2 (31)	1,6 (18)	
2. Import aus Österreich (Lech, Isar, Inn, Tir. Achen, Salzach)	12,7	(11)	14,5 (12)	1,9 (16)	2,2 (20)	
3. Input + Import (1. + 2.)	120,8	(100)	123,2 (100)	12,2 (100)	10,9 (100)	
4. Output (Deutschland) (Jochenstein)	89,4	(74)	97,6 (79)	5,4 (44)	4,2 (38)	
5. Input + Import - Output (1. + 2. - 4.) (Retention, Denitrifikation)	31,4	(26)	25,6 (21)	6,8 (56)	6,7 (62)	

¹⁾ 1988 / 89 = Ø 85 / 93 bzw. 1992 = Ø1990 / 91 - 94/95

re0195

Entsprechend verdeutlichen auch die Abbildung 1 und Abbildung 2 am Beispiel der Einzugsgebiete von Donau und Main, daß -im Gegensatz zu den überzeugenden Minderungserfolgen der Wasserwirtschaft- die Landwirtschaft Bayerns ihren Verpflichtungen zur Minderung ihrer N- und P-Einträge in die Donau (=> Schwarzes Meer) und Main (=> Nordsee) während 1985 bis 1994 (und auch bis zur Gegenwart) nicht nachgekommen ist (Schleypen 1996; Isermann 1997). Dies gilt im gleichen Umfang auch für die Landwirtschaft von Baden-Württemberg betreffend ihrer N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer nicht nur der Donau (=> Schwarzes Meer), sondern auch des Neckars und Rheins (=> Nordsee) (Isermann 1997; Isermann und Isermann 1997e; Langner 1998), hinsichtlich N trotz oder besser gerade wegen der unzureichenden bzw. ausgebliebenen Minderung der Austräge mit dem Sickerwasser bzw. Einträge in das Grundwasser nur in den Trinkwasserschutzgebieten durch die SchALVO (1987/92).

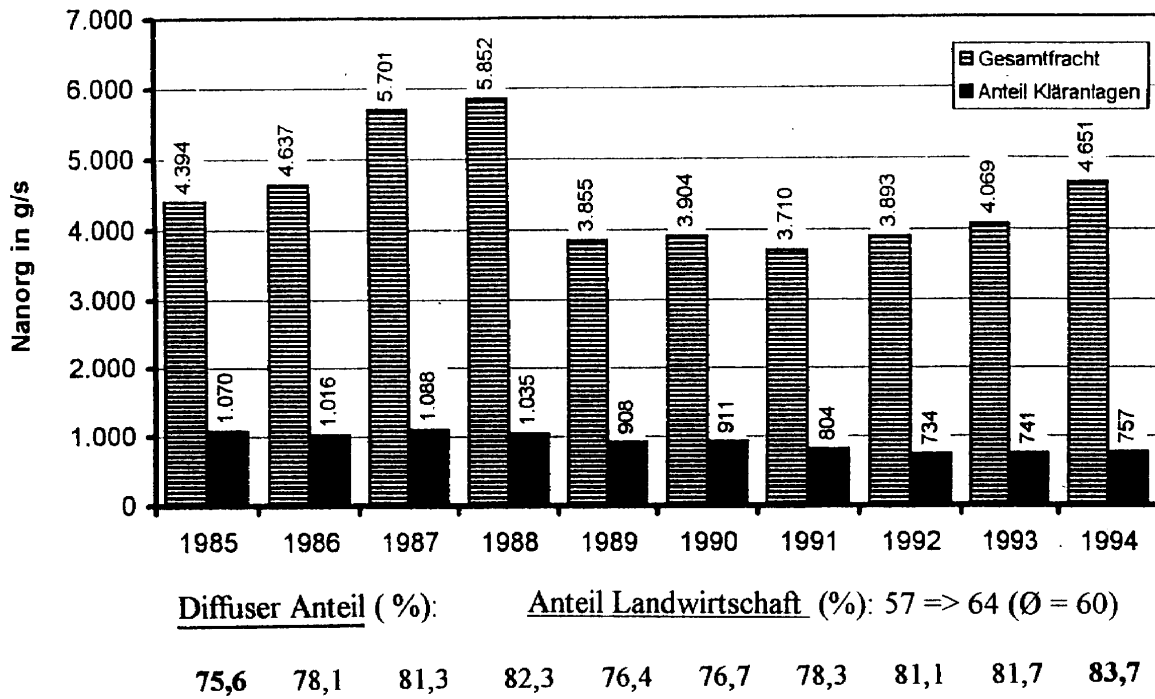


Abbildung 1: Mittlerer Export von N_{anorg} aus Bayern über Donau und Main (Schleypen 1996)

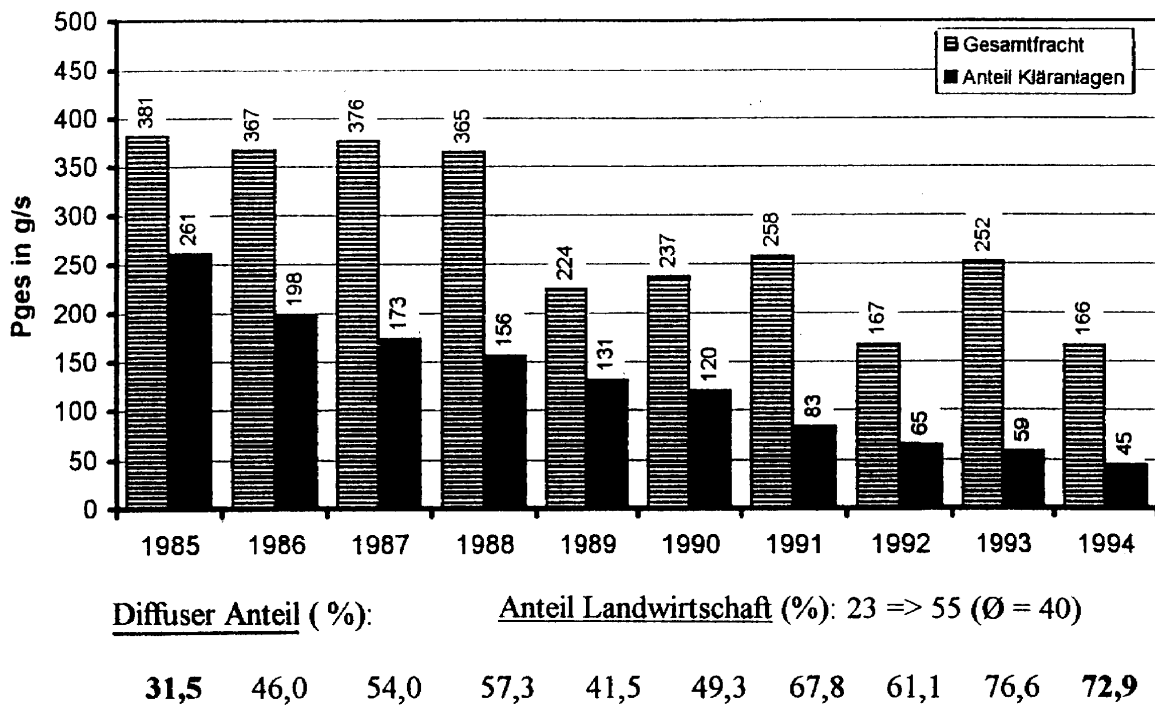


Abbildung 2: Mittlerer Export von P_{ges} aus Bayern über Donau und Main (Schleypen 1996)

So nehmen Baden-Württemberg und Bayern unter allen 16 Bundesländern hinsichtlich der NO_3 Anreicherung des Grundwassers von $> 25 \text{ mg/l}$ mit Anteilen von jeweils 40 bzw. 28%, die 2. bzw. 3. Rangstelle ein (LAWA-Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat 1995; Isermann 1997; Isermann und Isermann 1997e; Langner 1998). Diese ausschließlich durch Punktquellen bewirkte Minderung der N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer trifft entsprechend Behrendt et al. (1998) für alle Flußgebiete Deutschlands zu. Gleichlautend stellt der Jahresbericht der Wasserwirtschaft (1998) fest: „Die verbleibende Stickstoffbelastung der Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland ist dennoch beträchtlich. Die Nitratkonzentrationen sind weiterhin zu hoch; der Haupteintrag erfolgt aus diffusen Quellen.“ Somit nehmen das deutsche und österreichische DEZ hinsichtlich ihrer nationalen N-Einträge von jeweils 108 kt N/a und diffusen Anteilen von ca. 80% nach Rumänien mit 314 kt N/a die 2. Rangstelle aller Länder des DEZ ein bzw. mit ihren jeweiligen P-Einträgen von 9 kt P/a und diffusen Anteilen von 72 bzw. 54% nach Rumänien (46 kt P/a) und Ungarn (17 kt P/a) die 3. Rangstelle. Auch hinsichtlich der Einträge an Gesamt-N und -P in die Oberflächengewässer des gesamten erfaßten DEZ von heute (1992) mit 823 kt N/a bzw. 106 kt P/a (= jeweils 100%) ist die Landwirtschaft Hauptverursacher mit Anteilen von 51 bzw. 57%, nachgeordnet dem Abwasserbereich mit 29 bzw. 35% und sonstigen Quellen mit 19 bzw. 8% (Final Report EU/AR/102A/91 von 1997). Dies führt letztlich heute (1992) beim Export von anorganischem N und Gesamt-P aus Deutschland nach Österreich bei Jochenstein zu N- und P-Frachten von 98 bzw. 4,2 kt /a (Tabelle 1) mit entsprechenden mittleren Konzentrationen von „nur“ 2,51 bzw. 0,11 mg/l. Im Schwarzen Meer verzehnfachten sich zwischen 1960 und 1988/92 die vor allem aus dem DEZ stammenden Nährstoffkonzentrationen (Dobris 1/1995 und Dobris 2/ 1998).

Gemessen einerseits an den notwendigen Handlungszielen und somit an den spätestens bis 2015 zu erreichenden Sanierungszielwerten der kritischen Gesamt-N und P-Eintragskonzentrationen und -frachten der Donau ins Schwarze Meer mit entsprechenden jährlichen Nährstoffeinträgen in das Schwarze Meer mit 0,5 mg N/l und von 75 kt N/a bzw. mit 0,1 mg P/l und von 15 kt P/a mit einem N/P-Verhältnis von 5,0/1 (Final Report EU/AR/203/91 von 1997) und andererseits aber an entsprechenden gegenwärtigen (1992) jährlichen Nährstoffeinträgen ins Donaudelta bzw. Schwarze Meer von 599 bzw. 345 kt N/a und 41 bzw. 25 kt P/a mit N/P-Verhältnissen von 13,6 bzw. 13,8 sind diese

Nährstoff-Einträge (noch) um das 7,4 bzw. 4,6fache und 2,7 bzw. 1,7fache zu hoch (Tabelle 2).

Tabelle 2: Gesamt-Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Einträge und -Austräge im Donaeinzugsgebiet (DEZ)

Zustände	Nährstoff-Einträge bzw. -Austräge			Autoren
	N (kt/a)	P (kt/a)	N/P	
A) Ist-Zustände				
1. Input-Oberflächengewässer				} EU/AR/102A/91 (1997)
a) 1988/89	994 [100]	129 [100]	7,7	
b) 1992	823 [100]	106 [100]	7,8	
2. Elimination-Oberflächengewässer¹⁾				
a) 1988/89	376 [38]	59 [46]	6,4	} EU/AR/102A/91 (1997)
b) 1992	264 [32]	65 [61]	4,1	
3. Export-Oberflächengewässer → Input Delta (1.- 2.)				} Haskoning(1995)
a) 1950/60	-	14	-	
b) 1976/77	50	-	-	
c) 1980	180	35	5,1	
d) 1988/89	618 (824) [100]	70 (466) [100]	8,8 (176)	
e) 1992	559 (745) [100]	41 (273) [100]	13,6 (272)	
f) 1991	450	40	11,3	
g) 1992	355	22	16,1	} Haskoning(1995)
4. Denitrifikation/ Sedimentation-Delta				} EU/AR/102A/91 (1997)
a) 1988/89	171 [28]	24 [34]	7,1	
b) 1992	109 [19]	16 [39]	6,6	
5. Export Schwarzes Meer (3. - 4.)				} EU/AR/102A/91 (1997)
a) 1988/89	447 (596)	46 (307)	9,7 (194)	
b) 1992	345 (460)	25 (167)	13,8 (276)	
B) Soll-Zustände:				
Export-Schwarzes Meer				} EU(AR/203/91 (1997)
a) Frachten (kt/a)	75 (100)	15 (100)	5,0 (100)	
b) Konzentrationen(mg/l)	0,5	0,1	5,0	

re0321

¹⁾ Elimination durch Sedimentation, Denitrifikation, Infiltration und Wasserentnahme

Eine solche Vorgehensweise entspricht den Zielsetzungen des Donauschutzübereinkommens von Sofia (1994), welches Pfündl (1998) wie folgt formuliert: „Das Verursacherprinzip und das Vorsorgeprinzip, der Stand der Technik sowie die beste Umweltpraxis beim Umgang mit gefährlichen Stoffen bzw. Nährstoffen in der Landwirtschaft sind Grundlagen des Handelns. Für die Umsetzung ist es erforderlich, Gewässerbeschaffenheitsziele zu entwickeln, Emissionsbegrenzungen zu vereinbaren, Überwachungssysteme einzurichten, Untersuchungs- und Aktionsprogramme aufzustellen“. Hinsichtlich der hinreichenden Minderung der N-Einträge in die Fließgewässer ist einerseits die nunmehr auch vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1998) erhobene Forderung von „flächendeckend wirksamem Grundwasserschutz“ zwar hilfreich, jedoch ist das von ihm vorgegebene Schutzziel für das Grundwasser als „möglichst anthropogen unbelastet“ aus quantitativer Sicht nicht hinreichend und deshalb nicht justiziabel. Es bedarf der Ausweisung nicht wie beim SRU (1998), LAWA (1998) sowie bei Frede und Dabbert (1998) lediglich nur tolerierbarer (Trinkwasser-) Konzentrationen, sondern vor dem Hintergrund z.B. des o.e. Schutzes der Oberflächengewässer vor Eutrophierung und somit der gesamten Hydrosphäre zusätzlich und zugleich also auch der Ausweisung langfristig tolerierbarer Frachten unter Berücksichtigung der (Nähr-) Stoff-Immobilisierung und -Remobilisierung in diesen naturnahen aquatischen Ökosystemen (z.B. Sedimenten) (Isermann und Isermann 1995/98; Pinz et al. 1998). Dies gilt auch für gasförmige (Nähr-)Stoff-Emissionen / -Immissionen (z.B. NH_4 , $\text{NO} \Rightarrow \text{NO}_2$) und für alle naturnahen z.B. terrestrischen Ökosysteme (z.B. Wälder). So sind z.B. die dem Trinkwassergrenzwert von 11,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ zugrundeliegende $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten aus landwirtschaftlich genutzten Böden bei einer Grundwasserneubildung (Sickerwassermenge) von $> 200\text{-}600$ mm/a von 23-68 kg N/ha.a (Isermann und Isermann 1995/98, Frede und Dabbert 1998) hinsichtlich des o.e. Gewässerschutzes mit maximal tolerierbarem Austrag von 12 kg N/ha.a (Isermann und Isermann 1995/98, Scheffer / DVWK 1996 a+b) um das 2-6 fache zu hoch. So muß auch die mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration des Grundwassers in Deutschland von 4.1 mg/l hinsichtlich tolerierbarer Befrachtung der Oberflächengewässer um -80% also auf 0,8 mg /l vermindert werden, ist also gegenwärtig ebenfalls um das 5fache zu hoch (Isermann und Isermann 1995). Dementsprechend ist z.B. sogar die von der LAWA (1998) angestrebte Gewässergüteklasse II mit 3 mg Gesamt-N/l bzw. 2,5 mg $\text{NO}_3\text{-N /l}$) hinsichtlich der maximal tolerierbaren N-Fracht im

Donaudelta mit 75 kt N / a mit nur 0,5 mg Gesamt-N/l bzw. 0,4 mg NO₃- N/l um das 6fache zu hoch (EU / AR / 203 / 91; Dijk et al. 1994). Grundsätzlich gilt dies auch für den Nährstoff P. Diese bisherige vorsätzliche Ausnutzung des „Verdünnungsprinzips (Nitratrückhaltevermögen !?)“ unter Mißachtung zugleich auch entsprechender tolerierbarer Frachten z.B. seitens der Trinkwasserwirtschaft (DVGW 1994, Attenberger 1996) und der Landwirtschaft mit ebensolchen vermeintlichen Lösungsansätzen (Brunner et al. 1995, Hege 1995, Frede und Dabbert 1998) oder hier des SRU (1998) läuft ebenso dem Schutz der Oberflächengewässer zuwider, wie auch die Nitratrictlinie der EU (1992) mit dem Schutzziel Gewässer, welche sogar eine ebenso vermeintliche Entlastung der Gewässer vor Nitrat anstrebt, durch hohe Sickerwasserraten- und Nitrataustragsfrachten sowie durch Ausgasung von N (als N₂, N₂O, NH₃) aus Wirtschaftsdüngern und Böden. Somit werden - wie auch z.B. bei der TA-Luft und sehr häufig in der Umweltschutzgesetzgebung üblich- unter Einhaltung vermeintlicher tolerierbarer Stoff-Konzentrationen über (beliebig) hohe Medienströme ebensolche (beliebig) hohen Stoffströme (Frachten) in die naturnahen Ökosysteme verfrachtet unter Bedrohung ihrer Aktivität und Existenz. Der deshalb notwendige raumerfüllende Grundwasserschutz (z.B. bewirtschaften Land-, Forst-, und Trinkwasserwirtschaft keine Flächen, sondern Räume; betroffen sind ebenso keine Naturflächen, sondern Naturräume) muß wegen den viel höheren Anforderungen des Gewässerschutzes diesem untergeordnet werden, insbesondere hier hinsichtlich der Nährstoffe N und P (aber auch C und S) und dem Schutz der Binnengewässer sowie Estuarien, Küstengewässer und Meere (z.B. Wattenmeer, Schelfbereiche) vor entsprechender Eutrophierung, insbesondere an N und P. Somit werden bis spätestens 2015 gesamthaft entsprechende Minderungen der N- und P-Einträge in die Donau von ca. -85 bzw. -70% erforderlich, welche in Deutschland und Österreich nun beim N im wesentlichen und beim P ausnahmslos durch die Landwirtschaft zu erbringen sind. Für die anderen Flußgebiete Deutschlands ergeben sich diese Forderungen in vergleichbaren Größenordnungen (Isermann und Isermann 1995a+b, 1996a+b, 1997a-f ; 1998 a+b; Behrendt et al. 1998; Jahresbericht der Wasserwirtschaft 1998).

Tabelle 3: Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Hoftorbilanz der Landwirtschaft im deutschen und österreichischen Donaeinzugsgebiet (DEZ) /A) Nichtnachhaltige Ist-Situation 1990/95; (B) Nachhaltige Situation bis spätestens 2015 (Berechnungsgrundlagen: Deutsches DEZ: Isermann 1997; Österreichisches DEZ: Götz 1998 und EU/AR/102A/91 (1997)

Situationsen	A) Nichtnachhaltige Ist-Situation				B) Nachhaltige Soll-Situation			
	Deutschland (5,6) 1990/95		Österreich (8,1) 1992		Deutschland (5,6) Spätestens bis 2015		Österreich (8,1) Spätestens bis 2015	
	2,6		3,5		2,6		3,5	
Donaeinzugsgebiete (Mio. ha)	1,49 (100)		0,66 (100)		0,49 (23)		0,21 (23)	
Bezugsjahre	0,40		0,30		0,10		0,10	
Bewirtschaftete LF (Mio. ha)	2,6		3,5		2,6		3,5	
Viehbesatz								
1. GV/ha LF	1,49 (100)		0,66 (100)		0,49 (23)		0,21 (23)	
2. GV/E	0,40		0,30		0,10		0,10	
N- bzw. P-Bilanz (kg / ha LF: a)								
1. Input / Anlieferung:	N	P	N	P	N	P	N	P
1.1 Mineraldünger	181(100)	24 (100)	82(100)	11(100)	80(44)	12(50)	43(52)	>3(27)
1.2 Importfuttermittel	89	17	36	8	30	6	6	<1
1.3 Biologische N-Bindung	30	6	14	>2	0	2	0	<1
1.4 Atmosphäre	18	-	10	-	30	-	20	-
1.5 Klärschlamm /Biokompost	30	-	19	-	10	4	10	-
1.6 Nettomineralisation	4	1	3	>1	10	4	6	>1
	10	(?)	0 (?)	(?)	0	0	0	0
2. Output/Anreicherung:								
2.1 Verkaufsprodukte:	181	24	82	11	80	12	43	> 3
2.1.1 Pflanzenproduktion	45	12	27	5	35	10	14	<3
2.1.2 Tierproduktion	22	4	14	2	27	7	10	<2
2.2 Überschußsaldo:	23	8	13	3	8	8	4	1
2.2.1 Pedosphäre (Netto-Immobilisat.)	136 (100)	12 (100)	55 (100)	6 (100)	45 (33)	2 (17)	29 (52)	1 (17)
2.2.2. Atmosphäre:	0	10	2	5	0 (12)	> 1,5	0 (8)	>0,5
a) NH ₃ -Volatilisation	92	-	37	-	42	-	24	-
b) (De)nitrifikation	57	-	18	-	10	-	4	-
2.2.3 Hydroosphäre:	35	-	19	>1 (100)	15 (34)	<0,5 (25)	5 (32)	<0,5 (50)
a) Auswaschung	34	>2(100)	16(100)	13	12	k.A.	4	k.A.
...davon ins Grundwasser	17	k.A.	11	k.A.	6	k.A.	3	k.A.
b) Erosion, Oberflächenabfluß, Direktinträge	10	<2	3	<1	3	<0,5	1	<0,5
...davon in Oberflächengewässer	27	> 2	14	> 1	9	< 0,5	4	< 0,5
3. N- bzw. P-Effizienz (%)	25	50	33	45	43	83	33	71

Re0320doc

An den jeweiligen Ausgangssituationen der N- und P-Hoftorbilanzen der deutschen (1990/95) und österreichischen (1992) Landwirtschaft im DEZ von Tabelle 3 (A) wird deren Hauptverursacherrolle an den N- und P-Einträgen (u.a.) in die Oberflächengewässer der entsprechenden DEZ dann auch verständlich: Die jeweiligen jährlichen und flächenspezifischen (je ha LF*a) N- und P-Einträge /Anlieferungen der Landwirtschaft im DEZ von Deutschland von 181 kg N und 24 kg P bzw. im DEZ von Österreich von 82 kg N und 11 kg P bewirken entsprechende N- und P-Überschußsalden im deutschen DEZ von 136 kg N und 12 kg P bzw. im österreichischen DEZ von 55 kg N und 6 kg P und somit (u.a.) auch N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer des deutschen DEZ von 27 kg N und > 2 kg P bzw. jene in das österreichische DEZ von 14 kg N und > 1 kg P. Aus der Sicht der N- und P-Einträge der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer z.B. hier des DEZ sind also weder Deutschland noch Österreich ein „Umweltmusterland“ (s. Zielsetzung im Programm zu diesem ÖWAV-Seminar), viel eher aber aus der Sicht der Abwasserwirtschaft hinsichtlich ihrer wesentlichen Minderungserfolge, insbesondere ihre P-Einträge betreffend. Die ebenso bedeutsame Verringerung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Einträge der Abwasserwirtschaft wie bisher vorwiegend durch Nitrifikation und die demzufolge nahezu gleichermaßen gesteigerte Zunahme ihrer Nitrat-N-Einträge kann vor dem Hintergrund der meist N-limitierten Eutrophierungsproblematik der Meere hingegen nicht akzeptiert werden, ebenso wenig die zukünftige kostenintensive (z.B. 20 DM/kg N) und im Sinne einer Nährstoffvernichtung nichtnachhaltige zusätzliche Denitrifikation. Dementsprechend ist die Abwasserreinigung durch N- und P-Assimilation mit nachfolgender weitgehender Nährstoff-Rückführung in die Landwirtschaft nachhaltig und deshalb zukunftsweisend (Isermann und Isermann 1996c, Isermann 1998).

2.2 Nachhaltige Lösungsansätze

Diese entsprechen dem von den Autoren (Isermann 1990 bis 1996; Isermann und Isermann 1994/99) bereits vielfach dargestellten Nachhaltigkeitskonzept (NAHAL) beruhend auf der WECD und dem Brundtland - Report (1987) und somit der Agenda 21 von Rio (1992): Es beinhaltet im Sinne einer zukünftig nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfallwirtschaft aus der Sicht des Nährstoff- (und Energie-)Haushaltes eine nur noch am Bedarf (und nicht an der weitaus überhöhten Nachfrage) der

einheimischen Bevölkerung orientierte Produktion von Biomasse (Nahrungs- und Futtermittel, Rohstoffe, Bioenergie). Ferner ist NAHAL gekennzeichnet durch eine nicht wie bisher billige, sondern bei mindestens Verdopplung der Preise (Erlöse) zukünftig preiswerte Entgeltung ihrer Produkte und der externen Nettoleistungen, sowie bei weitestgehender und umweltverträglicher Kreislaufwirtschaft im Komplexbereich Landwirtschaft /Humanernährung /Abwasser- und Abfallwirtschaft eine Minimierung der Nährstoffüberschüsse nach Maßgabe der kritischen Eintragsraten aller naturnahen Ökosysteme hinsichtlich ihrer Emissionen bzw. Immissionen an reaktivem C, N, P und S. Hier ist das Teilziel des flächendeckenden Grundwasserschutzes (z.B. vor NO_3) des SRU (1998) dem hier viel weitergehenden, geforderten raumerfüllenden Schutz der Oberflächengewässer unterzuordnen. Wesentlichster Bestandteil bei hinreichendem Außenhandelsschutz ist hierbei die Beschränkung der Tierbesatzdichte im Einzelbetrieb auf 0,6 bis 1,2 GV/ha der mit Nährstoffen versorgbaren LFE und in den Regionen des deutschen und österreichischen DEZ auf 0,5 bzw. 0,2 GV/ha LFR unter Einhaltung des tierartspezifischen Konsumbedarfes der einheimischen Bevölkerung von insgesamt 0,1 GV/Einwohner (E) anstelle von derzeit 0,4 bzw. 0,3 GV/E (Tabelle 3, B) nachhaltige Soll-Situation bis spätestens 2015). Gemessen an der jeweiligen nichtnachhaltigen Ausgangssituation (Tabelle 3, B) beinhaltet dies eine notwendige Reduktion der Viehbestände im deutschen und österreichischen DEZ von jeweils -67%, im gesamten Deutschland von -50% und durchschnittlich in der EU (15) von -60% (Isermann und Isermann 1998a). Die nur noch bedarfsorientierte Tierproduktion war ebenfalls ein wesentlicher Lösungsansatz zur hinreichenden Minderung der N- und P-Einträge in das DEZ bei der Haskoníng-Donaustudie (1995). Diese notwendige Reduzierung der Viehbestände wurde (unfreiwillig) in allen Ländern des DEZ (wie auch in den NBL) mit Ausnahme von Deutschland (ABL) und Österreich nach 1989 bis 1992 vollzogen, mit einer u.a. demzufolge wesentlichen Entlastung der N-Bilanz und der N-Einträge ihrer Landwirtschaft in die Donau. Dies wird z.B. an den Veränderungen der N-Überschußsalden und N-Emissionen der Landwirtschaft in Bayern bzw. Ungarn der Jahre 1988 im Vergleich zu 1992 von Tabelle 4 deutlich.

Tabelle 4: Veränderungen der N-Überschußdaten und N-Emissionen der Landwirtschaft in Bayern und Ungarn von 1988 zu 1992
 Isermann 1996, nach Hege (1995) bzw. Somlyody (1996)

Charakteristika:	Bayern		Ungarn	
	1988 (Ø 85-93)	1992 (O 90/91 - 94/95)	1988	1992
1. LF (Mio. ha)	3,4	3,3	6,5	6,1
2. Viehbesatz (GV / ha LF)	1,20 (100)	1,15 (94)	0,73 (100)	0,56 (77)
3. Anteil Beschäftigte i.d. Landwirt.(%)	3	3	k.A.	[1994: 0,45 (62)]
4. Mineraldünger-N (kg/ha · a)	110 (100)	91 (83)	99 (100)	10 24 (24)
N-Überschußsalden (kg / ha · a)	145 ¹⁾ (100)	135 ¹⁾ (93)	106 (100)	39 (37)
... davon:				
1. Boden: Nettoimmobilisation	17	(- 10)	47	(-12) ²⁾
2. Umwelt:	128	135	59	39
... davon in die				
2.1 Hydrosphäre:	42	46	22	9
a) Auswaschung	32	34	11	3
... davon im Grundwasser	16 ³⁾	17 ³⁾	>0 ⁴⁾	>0 ⁴⁾
b) Erosion, Oberfl.w., Direkteintrag, etc.	10	12	11	6
[c]...davon in die Oberflächengewässer]	26	29	11	6
2.2. Atmosphäre:				
a) NH ₃ -Emission	86	89	37	30
b) Denitrifikation	(42+4=) 46 ca. 40	(41+3=) 44 ca. 45	27 ca. 10	22 ca. 8

¹⁾ einschl. atmosph. Deposition: 30 kg N/ha LF a; ²⁾ (-) = Nettomineralisation
³⁾ und ⁴⁾ Denitrifikation in Drainzone und Grundwasserleiter: 50 % (Bayern) bzw. < 100% (Ungarn)

Auch Pfündl (1998) zieht daraus die richtige Schlußfolgerung: „Andererseits befinden sich die Wirtschaftsstrukturen in den mittleren und unteren Anliegerstaaten im Umbruch mit der Folge verminderter Produktion von Gütern. Diese wirtschaftliche Übergangsphase kann aber wasserwirtschaftlich auch positiv gesehen werden. Denn sie hat zu einer zumindest vorübergehenden Verminderung der Schmutzfrachten geführt und so eine Atempause geschaffen mit der Möglichkeit, den Bereichen Industrie und Landwirtschaft umweltpolitische Ziele vorzugeben, bevor der ökonomische Aufschwung wieder einsetzt, um so eine nachhaltige Entwicklung zu sichern“. Wie Tabelle 2 veranschaulicht, betragen auch dementsprechend gegenwärtig (1992) z.B. die jährlichen N- und P-Einträge der Donau ins Donaudelta bzw. Schwarze Meer „nur“ noch 559 bzw. 345 kt N/a und 41 bzw. 25 kt P/a mit N/P-Verhältnissen von 13,6 bzw. 13,8 und erfordern, gemessen an der notwendigen Unterschreitung der kritischen Nährstoffeinträge ins Schwarze Meer von 75 kt N/a und 15 kt P/a, mit einem N/P-Verhältnis von 5,0 dennoch eine weitere Minderung beim N um -87 bzw. 78% und beim P um -63 bzw. -40% (Haskoning 1995, EU/AR/203/91 von 1997). Mit dieser notwendigen Minderung der Viehbestände einher geht ebenso die erforderliche Abreicherung insbesondere der z.B. in Deutschland zu ca. 80% zu hoch mit N und P angereicherten Ackerböden sowie die hinreichende Verminderung von Erosion und Oberflächenabfluß. Technische Maßnahmen zur weitergehenden N- und P-Eintragsminderung (wie z.B. emissionsarme Gewinnung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, bessere Nährstoffausnutzung in der Tierproduktion) haben daran gemessen nur noch flankierenden Charakter. Nur somit werden entsprechend der Darstellung B (Nachhaltige Entwicklung bis spätestens 2015) in Tabelle 3 die notwendigen N- und P-Eintragsminderungen der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer des deutschen und österreichischen DEZ dann auch erreicht. Weiterhin ist ein ebenso nachhaltiger Abwasser- und Abfallbereich (Isermann und Isermann 1996c, 1997b, Isermann 1998) sowie Energie/Verkehrsbereich (Isermann und Isermann 1999) unabdingbare Voraussetzung zur hinreichenden N- und P-Entlastung auch des DEZ. Hierzu muß eine alle Wirtschaftsbereiche gestaltende nachhaltige Marktwirtschaft entsprechende Rahmenbedingungen schaffen mit dem Teilziel der Regionalisierung wie z.B. mit der Agenda 21 von Rio (1992) und nicht der Globalisierung wie z.B. mit der Agenda 2000 der EU (1998/99) und ihrer Entkoppelung der (Nähr-)Stoffströme. Weitergehende Ausführungen dazu siehe hier den 2. Beitrag des Autors „Lösungsansätze und Lösungsaussichten“.

2.3 Weiterhin nichtnachhaltige (Lösungs-)Aussichten mit der entsprechenden Agrar- und Umwelt-Gesetzgebung sowie -Politik

Stattdessen leisteten unter Mithilfe der EU die vorherige deutsche Bundesregierung besonders in der letzten Legislaturperiode (1995/98) sowie auch einzelne Länderregierungen (insbes. von Baden-Württemberg und Bayern) vorsätzlich aktiven und passiven Widerstand beim weitergehenden Umweltschutz, insbesondere das BMU gemeinsam mit dem BML die Landwirtschaft betreffend : Hauptursache hierbei ist in gemeinsamer Absprache eine weitgehend vom Verursacherbereich Landwirtschaft und ohne Mitwirkung der von ihr Betroffenen selbstgeschaffene, umweltunverträgliche und gesamthaft nichtnachhaltige Agrar- sowie Umwelt-Gesetzgebung und -Politik u.a. zur „Verbesserung des Wirtschaftsstandortes Deutschland“ (BMU: Merkel 1997) und zur „Verbesserung der Leistungsfähigkeit der konkurrenzfähigen Hochburgen deutscher Veredlungswirtschaft“ (BML: Borchert 1995/97). Demzufolge werden viel zu hohe Vieh-Bestände und -Besatzdichten aufrechterhalten, so daß auch die N- und P-Baldlasten des deutschen DEZ den Alt- und Gegenwartslasten entsprechen werden, selbst bei Wahrnehmung bester Technologie. Hierzu zählen z.B.: Die Nitratrichtlinie der EG/EU (1991) als Grundlage der deutschen Düngeverordnung (1996), diese auch als untergesetzliches Regelwerk des Bundesnaturschutzgesetzes (1998) oder des Bundesbodenschutzgesetzes (1998) (das z.B. auch den Grundwasser- und Gewässerschutz ausnimmt !) mit tolerierten N- und P-Ausscheidungen der Tierhaltung von bis zu 350 bzw. 56 kg/ha . a, oder das Gesetz zum integrierten Umweltschutz der EU (IPCC bzw. IVVU-Richtlinie 1996) als Grundlage der Novellierung des BIMSCHG (1997) mit nunmehr z.B. je Betrieb genehmigungsfreien 2000 Mastschweineplätzen anstelle von bisher 700. Diese erneut bedauerliche Entwicklung erklärt sich dadurch, daß bereits eingegangene Verpflichtungen zu entsprechend nachhaltigen Lebens- und Wirtschaftsweisen z.B. mit der Agenda 21 von Rio (1992) auch in Deutschland nicht eingehalten werden, sondern in Anpassung an die Agenda 2000 der EU (1998/99) und ihrer beabsichtigten Osterweiterung den nichtnachhaltigen Bedingungen der Globalisierung (=Amerikanisierung) von GATT/WTO auch des Weltagrarmarktes geopfert werden. Maßgebliche Fürsprecher und Mitverursacher dieser nichtnachhaltigen Entwicklung von Landwirtschaft / Humanernährung sind in Deutschland nicht die Landwirtschaft oder die Landwirte, sondern mit entsprechenden Gutachten die Deutsche Gesellschaft

für Agrar- und Umweltpolitik (DGAU 1997) und insbesondere der Wissenschaftliche Beirat beim BML (1998). Unter Hinweis auf den „Vorteil“ der für die Konsumenten noch weiter sinkenden Nahrungsmittelpreise kehren diese die o.e. notwendige nachhaltige Leitlinie „Mengen runter, Preise rauf“ bei hinreichendem Außenhandelsschutz um in „Mengen rauf, Preise runter“ bei „freiem“ Weltmarkt unter dem vorgegebenen Zugzwang der Globalisierung. In Bayern und somit auch im deutschen DEZ führt dies z.B. nun dazu, daß bereits eingegangene Versprechen zur Minderung aller N-Emissionen der Landwirtschaft um -50% im Zeitraum 1995/2000 (N-Programm 2000/1995) nicht eingehalten werden, sondern jetzt auch auf seinen Antrag (Glos 1998) beim nunmehr mit dem von Borchert und Waigel innerhalb von nur 7 Wochen geschaffenen Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (STAG vom 08.05.98) nunmehr allgemein in Deutschland „zur Beseitigung von Hemmnissen bäuerlicher Betriebe hin zu wettbewerbsfähigen Strukturen“ und zur „Abgrenzung von gewerblichen Betrieben mit noch höheren Besatzdichten“ einzelbetriebliche Viehbesatzdichten von bis zu 10 VE/ha (steuerlich) gefördert werden mit somit tolerierten maximalen N- und P-Ausscheidungen von 1000 bzw. 160 kg/ha*a. Auf diese Weise werden auch die Zielsetzungen von Pfündl (1998) den Verursacherbereich Landwirtschaft im deutschen und insbesondere im bayerischen DEZ betreffend zunichte gemacht, welche er wie folgt beschreibt: „Das Verursacherprinzip und das Vorsorgeprinzip, der Stand der Technik sowie die beste Umweltpraxis beim Umgang mit Nährstoffen in der Landwirtschaft sind Grundlagen des Handelns“. Ebenso pessimistisch beurteilt deshalb das Final Report EU/AR/102 A/91 (1997) wie auch das Final Report EU/AR/203/91 die weitere Entwicklung der N- und P-Einträge der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer des gesamten DEZ und somit ins Schwarze Meer bis zum Jahre 2005, gemessen an der Ausgangssituation von 1992, sowohl bei autonomer Entwicklung mit Zugang zu den (Kapital-)Märkten von EU/GATT als auch bei zusätzlich bester verfügbarer Technologie. Diese bedingen entsprechende Veränderungen bei den N-Einträgen von +15 bis +25% bzw. -10 bis +5% und bei den P-Einträgen von +30 bis +40% bzw. -10 bis +10%. (Inter-)Nationale Aktivitäten, diesen nichtnachhaltigen Entwicklungen entgegenzuwirken, wie z.B. die EU-COST-ACTION 832“ Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung“ (1997/2002), machen den Nachweltschutz nun um so dringlicher und bedeutsamer.

3 Literatur

- Agenda 21 von Rio, (1992): Bundesumweltministerium (Hrsg.), 1993: Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro – Dokumente- Agenda 21. Umweltpolitik – Eine Information des BMU, Bonn.
- Attenberger, E., (1996): Ein standortspezifisches Nitrat-Schutzkonzept auf der Basis von vorhandenen Bodenkenndaten. In: Grundwasserschutz, Konzepte '96. Vorträge des Grundwasserkolloquiums am 14./15. Febr. 1996 an der TU Dresden. Hrsg.: Walter, W./ Heft 1, 335- 343
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Uebe, R., Schmoll, O., Scholz, G., (1998): Nährstoffeinträge und -Nährstoffrückhalte in den Flußgebieten Deutschlands. Bericht Jahrestagung der DGL und SIL, Klagenfurt, 28 Sept. bis 02. Okt. 1998
- Borchert, J., (1998): Änderung der Vieheinheiten-Staffel stärkt Wettbewerbsfähigkeit, BMELF-Information Nr. 12 vom 23. März 1998.
- Brunner, H., Maidl, F.X., Köbler M., Heissenhuber, A.,(1995): Untersuchungen zur Konkretisierung des Begriffs „ordnungsgemäße Landwirtschaft“ im Sinne des Gewässerschutzes. Ber. Ldw. 73, 242-257
- Bundesbodenschutz-Gesetz, (1998): Verabschiedung Deutscher Bundestag 1997, vom 17.03.1998, BGBl. I S. 502. in Kraft: 01. März 1999.
- Bundesnaturschutz-Gesetz, (1998): Verabschiedung Deutscher Bundestag am 06. Juni 1997.
- COST-ACTION-832, (1997/2002): Methodologie for Estimating the agricultural contribution to eutrophication/ EU-Program.
- Deutsche Gesellschaft für Agrar- und Umweltpolitik (DGAU 1997): mit Husumer Gesprächskreis, (1997) Agrarpolitik für eine zukunftsfähige Landwirtschaft. C. Langbehn, Universität Kiel (Hrsg.).
- Dijk, van, G.M., Liere, van, L., Admiraal, W., Bannik, B.A. and Cappon, J.J.: Present state of the water quality of European rivers and imported implications for management. The Science of the Total Environment 145, 187-195, (1994)
- Dobris 1, (1995): Europe`s Environment. EEA Copenhagen, 486 S.
- Dobris 2, (1998): Europe`s Environment. EEA Copenhagen. Internet 17 S.
- Düngeverordnung (DÜVO 1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen, vom 26.01.1996, Bonn. Bundesgesetzblatt Jahrgang 1996, Teil I, Nr. 6.
- EU/AR/102A/91 PROJECT: NUTRIENT BALANCES FOR DANUBE COUNTRIES. 1. Inception Report (Nov. 1995) 61 p., 2. Phase 1 Synthesis Report (April 1996) 54 p., 3. Phase 2 Synthesis Report (Nov. 1996), 108 p.,
- EU/AR/203/91 PROJECT: WATER QUALITY TARGETS AND OBJECTIVES FOR SURFACE WATERS IN THE DANUBE BASIN. FINAL REPORT (SEPT. 1997). HRSG.: DR. G. PINTÉR, WATER RESOURCES RESEARCH CENTRE PIC. VITUKI, BUDAPEST, HUNGARY, 43 P.

- EU-Nitratrichtlinie, (1991), (EWG 91/676/91): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, Amtsblatt Nr. L 375/1 vom 31.12.1991.
- Frede, H.G., Dabbert, S., (1998): Handbuch zum Grundwasserschutz in der Landwirtschaft. Ecomed-Verlagsgesellschaft/Landsberg, 451 S.
- Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (STAG 1998): Bundesdrucksache 302/98.
- Götz, B., (1998): Stickstoffbilanz der österreichischen Landwirtschaft nach den Vorgaben der OECD (Juli 1998) Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), 77 S.
- Haskoning-Studie, (1995): The Danube Blues. J. Vollenbroeck, Csikós, I. (Hrsg.). Nijmegen/The Netherlands, P.O.Box 151, 222p.
- Hege, U., (1995): Nährstoffbilanz als Kontrollinstrument ordnungsgemäßer Landwirtschaft. In: Nährstoffbilanz im Blickfeld von Landwirtschaft und Umwelt. Hrsg.: Bundesarbeitskreis Düngung/Frankfurt/Main, 129-147.
- Isermann, K., Isermann, R.,(1995a): Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 76, 547-550
- Isermann, K., Isermann, R., (1995 b): Stoffeinträge aus der Landbewirtschaftung in die Gewässer (Nährstoffe). Stellungnahme als Sachverständiger zum Fragenkatalog des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Deutschen Bundestages anlässlich der Anhörung am 11. Oktober 1995 im Bundeshaus in Bonn, 18 S.
- Isermann, K., Isermann, R., (1996a): Nachhaltige Nutzung der Hydrosphäre hinsichtlich der anthropogenen Belastung mit den Nährstoffen C, N, P und S vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Landnutzung in den Ländern der Europäischen Union (EU). In: Wasser: Nachhaltige Gewinnung und Verwendung eines lebenswichtigen Rohstoffes: Hrsg.: Fischer, W., Karger, C.R. und Wendland, F.: Konferenz des Forschungszentrums Jülich, Band 16/1996, S. 89-116
- Isermann, K., Isermann, R.,(1996b) : Stickstoffströme in Deutschland und in der Europäischen Union (EU) - Ausgangslage und hinreichende Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zu ihrer Optimierung. In: Grundwasserschutz, Konzepte `96. Vorträge des Grundwasser-Kolloquiums am 14./15. Februar 1996 an der Technischen Universität Dresden. Hrsg.: Walter, W. / Heft 1, 217-265
- Isermann, K., Isermann, R.,(1996c) : Entlastung der Nährstoff-Bilanz einer zukünftig nachhaltigen Landwirtschaft durch umweltverträgliche Gewinnung und Anwendung kommunaler Sekundärrohstoffe. VDLUFA-Schriftenreihe 44, Kongreßband 1996 (Trier), 493-496 (1997)
- Isermann, K., Isermann, R.(1997a): Nachhaltiger Gewässerschutz als Teilkonzept nachhaltiger Land(wirt)schaft aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes. Wasserwirtschaft 87 (2), 86-91
- Isermann, K., Isermann, R.,(1997b) : Globale, territoriale, regionale und betriebliche (Nähr-)Stoffbilanzierung als Grundlage ursachenorientierter und hinreichender Lösungsansätze zur Umsetzung einer nachhaltigen Landnutzung. Workshop des

- österreich. Umweltbundesamt (Wien) am 20. bis 21. Juni 1996 in Wien zur Thematik:
„Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft: betrieblich, regional und national“.
Tagungsbericht Band 20: Hrsg. Umweltbundesamt Österreich, Spittelauer Lände 5,
A 1090 Wien, 241-313
- Isermann, K., Isermann, R.,(1997c) : Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft
ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen
Ökosysteme. Fachtagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren,
Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen „ der Deutschen
Bundesstiftung Umwelt (DBU) am 11./12. Juli 1996 in Wittenberg. Tagungsband:
Initiativen zum Umweltschutz 5 (1997) Hrsg. Deutsche Bundesstiftung Umwelt,
Osnabrück, 127-159
- Isermann, K., Isermann, R.,(1997d) : Nachhaltige Landbewirtschaftung aus der Sicht des
Nährstoffhaushaltes. Interdisziplinäres Kolloquium des Bayer. Landesamtes für
Wasserwirtschaft am 18. bis 19. Nov. 1996 in München zur Thematik
„Landbewirtschaftung und Trinkwasserschutz“. Schriftenreihe des Bayer.
Landesamtes für Wasserwirtschaft/ Sachgebiet 17 Materialien Nr. 70 (1997),
Beitrag 8, 1-8
- Isermann, K., Isermann, R.,(1997e): Lösungsansätze zur nachhaltigen Landnutzung in
Baden-Württemberg aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes. Beitrag anlässlich der
Jahrestagung 1997 der DBG vom 06.-14. Sept. 1997 in Konstanz zur Thematik:
„Belebte Böden als Regulatoren in der Umwelt.“ Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl.
Gesellschaft 85/II, 929-932,
- Isermann, K., Isermann, R.,(1997f): „Ausgangslage, Lösungsansätze und
Lösungsaussichten zur nachhaltigen Landnutzung des deutschen
Donaeinzugsgebietes (DEZ) auf der Grundlage seiner Stickstoff (N)- und Phosphor
(P)-Bilanz. Beitrag zum 109. VDLUFA-Kongreß am 15.-20. September 1997 in
Leipzig zur Thematik: „Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft“.
VDLUFA-Schriftenreihe 45, Kongreßband 1997 (Leipzig), 623-626
- Isermann, K. , Isermann, R., (1998a): Eine nachhaltige Tierproduktion der Landwirtschaft
in Deutschland, der Europäischen Union und in Polen aus der Sicht des
Nährstoffhaushaltes und unter besonderer Berücksichtigung einer zukünftig
bedarfsorientierten und gesunden (Protein-)Ernährung ihrer Bevölkerung. Workshop
„Kriterien der Nachhaltigkeit in der Verfahrensentwicklung für die Nutztierhaltung“
am 25./26.Nov. 1998 in Berlin des Umweltbundesamtes und der Agrartechnik
Bornim/Humboldt Universität Berlin. (Tagungsband im Druck)
- Isermann, K. , Isermann, R., (1998b): Food production and consumption in Germany: N
flows and N emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems 52, 289-301
- Isermann, K. , Isermann, R., (1999): Auswirkungen der aktuellen Agrar- und Energie-
und Umwelt-Gesetzgebung sowie -Politik auf die Emissionen und Immissionen von
Ammoniak und Stickoxyden der Verursacherbereiche Landwirtschaft bzw.
Energiewirtschaft in Deutschland von 1990 bis 2015. Im Druck: Allgemeine Forst
Zeitschrift 1999

- Isermann, K., (1997): Die Stickstoff- und Phosphor-Bilanz im Donaeinzugsgebiet von Deutschland: Ausgangssituation, Lösungsansätze und Lösungsaussichten zu ihrer nachhaltigen Gestaltung. Teilstudie von EU/AR/102A/91 Project (1995/97), Hrsg.: Isermann hier, 163 S.
- Isermann, K., (1998): Nachhaltige Abwasser- und Abfallwirtschaft. Seminar „Stickstoffminderungsprogramm - bevor wir ersticken“ 19.-20. März 1998/Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz / Hof Mohr 29640 Schneeverdingen. Tagungsband im Druck 1998: Hrsg.: Dr. H.V. Neidhard, Niedersächsisches Umweltministerium (im Druck 1999)
- Jahresbericht der Wasserwirtschaft , (1998): Gemeinsamer Bericht der mit der Wasserwirtschaft befaßten Bundesministerien - Haushaltsjahr 1997. Wasser und Boden 50/7, 7-32
- Langner, M., (1998): Nachhaltige Wasserwirtschaft im Spannungsfeld „Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft“ Wasser und Boden 50/3, 29-42
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser),(1995) : Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat / Stuttgart, 104 S.
- LAWA, (1998): Güteklassifizierung der Fließgewässer. 3. Entwurf vom 26.01.98
- Pfündl, D., (1998): Nachhaltige Wasserwirtschaft - Beitrag Bayerns zur Entwicklung im Rahmen internationaler Zusammenarbeit. Wasser und Boden 50/10, 33-36
- Pinz, K., Kornatzki, K.H., Schneider, J. (1998): Bedeutung und Aussagekraft von Stoffkonzentrationen und Frachten für die Gewässergüte in Fließgewässern. Wasser und Boden 50/8, 6-10
- SCHALVO, (1987/92): Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung von Baden-Württemberg (Deutschland).
- Scheffer, B. (DVWK), (1996b) : Stellungnahme aus der Sicht des DVWK zu: „Flächendeckender Gewässerschutz - ökologisch geboten, aber ökonomisch fragwürdig“? Wasserwirtschaft, 5, 262
- Scheffer, B., (1996a): Stickstoff-Flächenbilanzen und Rest-Nitrat-Gehalte als Planungshilfsmittel für die Bodennutzung in Wasserschutzgebieten. In: Grundwasserschutz, Konzepte `96. Vorträge des Grundwasserkolloquiums am 14./15. Febr. 1996 an der TU Dresden. Hrsg.: Walter, W./ Heft 1, 345-355
- Schleypen, P., (1996): Zehn Jahre gezielte N- und P-Elimination auf kommunalen Kläranlagen in Bayern - Auswirkungen auf die Gewässer Donau und Main. GWF-Wasser/ Abwasser 137, Nr. 10, 539-547
- SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Sondergutachten. April 1998. Verlag Metzler-Poeschel Stuttgart, 207 S.
- Stickstoff-Programm 2000; Bocklet, R., (1995): Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1995): Aktionsprogramm Stickstoff 2000 – Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. 22. März 1995, 20 S.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (Brundtland-Report),(1987): Our Common Future. Oxford University Press, Oxford, 383pp.

Dr. Klaus Isermann

Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur

Heinrich-von-Kleist-Straße 4
D-67374 Hanhofen

Tel.: + 49 (06344) 29 83

FAX: + 49 (06344) 93 72 64

E-Mail: isermann.bnla@t-online.de

Der Beitrag Österreichs zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen

Matthias Zeßner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien

Kurzfassung: Die Eutrophierung von Donau Delta und Schwarzem Meer stellt ein bedeutendes Gewässergüteproblem dar. Sowohl die Zunahme von Stickstoff- als auch die von Phosphoreinträgen in den letzten Jahrzehnten dürften dabei von Bedeutung sein. In dieser Arbeit wird für Österreich die Herkunft der Nährstoffemissionen näher beleuchtet, die Frage der Frachterhebung von Nährstoffen in Gewässern behandelt und die Frage des Rückhaltes und der Verluste von Nährstoffen in den Gewässern selbst diskutiert. Zusammen sollen diese Überlegungen die Frage woher Nährstoffemissionen aus Österreich kommen, welchen Beitrag diese Nährstoffemissionen zu den gesamten Nährstoffemissionen in die Donau und das Schwarze Meer liefern, bzw. wie sich Maßnahmen in Österreich auf die Belastung des Schwarzen Meeres auswirken können, einer Beantwortung näher bringen.

Die landwirtschaftlichen Flächen und die Abwasserentsorgung sind die wesentlichen Quellen für Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. Die Umsetzung der 1. AEV f. kommunales Abwasser wird eine Reduktion der derzeitigen Gesamtemissionen aus Österreich um etwa 13 % beim Stickstoff und 20 % beim Phosphor bringen. Eine gezielte Erfassung von Nährstofffrachten über Ländergrenzen hinaus, muß in Zukunft verbessert werden. Zum Beispiel wird der Phosphortransport bei Hochwasserereignissen zur Zeit kaum erfaßt, spielt aber eine entscheidende Rolle. Frachterhebungen in Gewässern müssen die Transportcharakteristik von Stoffen berücksichtigen. Es gibt Hinweise darauf, daß hohe mittlere Abflußhöhen, wie sie in weiten Bereichen Österreichs auftreten, den Ferntransport von Nährstoffen fördern. Dies könnte ein Standortnachteil für Österreich in Hinblick auf den Beitrag zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen sein. Eine eindeutige Zuordnung welcher Beitrag Österreich zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen zukommt, ist jedoch zur Zeit nicht möglich.

Keywords: Eutrophierung, Stickstoff, Phosphor, Rückhalt und Verluste von Nährstoffen, Emissionen, Immissionen

1 Einleitung

Es gibt viele Hinweise darauf, daß Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) ein Problem für das Schwarze Meer darstellen, auch wenn die Situation sich in den letzten Jahren etwas entspannt haben dürfte. Vor allem die von der Donau beeinflusste flache Schelf-Zone im Nord-Westen des Schwarzen Meers dürfte sich in einem kritischen Zustand der Eutrophierung befinden. Die Nährstoffkonzentrationen haben nach Literaturberichten in den letzten Jahrzehnten um ein Vielfaches (5-20 fach) zugenommen (Mee, 1991). Auch in Hinblick auf die Nährstofffrachten, die über die Donau in das Donau-Delta und das Schwarze Meer transportiert werden, wird von einer erheblichen Zunahme berichtet (Vadineanu, 1992). Messungen aus 1960 (Vituki, 1997) weisen darauf hin, daß vor allem die Stickstoffeinträge, die über die Donau in das Schwarze Meer gelangt sind, deutlich unter den Frachten gelegen sein dürften, die heute alleine in Österreich in Oberflächengewässer eingetragen werden.

Wenn in weiterer Folge der Beitrag Österreichs zur Belastung der Donau und des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen diskutiert wird, dürfen die Relationen, die dieser Frage zu Grunde liegen nicht vergessen werden. So stehen den etwa 7,5 Millionen Einwohnern im österreichischen Donau- bzw. Schwarzmeereinzugsgebiet etwa 85 Millionen Einwohner im gesamten Donaueinzugsgebiet bzw. etwa 200 Millionen Einwohner im gesamten Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres gegenüber. In Hinblick auf die Flächen sehen die Relationen ähnlich aus. Allerdings entstammt immerhin etwa 1/4 des Abflusses der Donau aus Österreich. Die Donau selbst bringt etwa 70 % des gesamten Zuflüsse, die über Fließgewässer ins Schwarzen Meer gelangen, womit etwa 1/6 dieser Zuflüsse aus Österreich abfließt!

Soll einem Emissionssektor (z.B. „Abwasserentsorgung“) oder einer bestimmten Region (z.B. Österreich) ein Beitrag an einer Belastung eines empfangenden Gewässers (z.B. Donau oder Schwarzes Meer) zugeordnet werden, so sind folgende Informationen erforderlich:

1.) Angaben über die Emissionen aus den verschiedenen Quellen.

Eine Bilanzierung der antropogenen Stoffumsätze in einer Region über Stoffflußanalyse fördert das Verständnis für die entscheidenden Stoffumsätze, die letztendlich zu den Emissionen führen, stellt damit eine wesentliche Entscheidungsgrundlage für Maßnahmen zur Emissionsminderung dar und ermöglicht vielfach eine Kontrolle der erhobenen Daten.

2.) Erhebung der in den Gewässern transportierten Fracht.

Dabei erfordert eine gezielte Frachterhebung eine gezielte Meßstrategie, welche die Transportcharakteristik des jeweiligen Stoffes berücksichtigt.

3.) Quantifizierung von Rückhalt, Speicherung von Stoffen im und Austräge aus dem Gewässersystem.

Vor allem eine direkte Quantifizierung dieser Größen stellt zur Zeit eine entscheidende Schwierigkeit dar.

Nur wenn alle Größen bekannt sind, kann die Bilanz geschlossen und eine eindeutige Zuordnung von Belastungen des Gewässers zu Quellen erfolgen bzw. eine Aussage, wie sich Änderungen der Emissionen auf die Gewässerbelastung auswirken werden, gemacht werden. Wie im folgenden noch gezeigt werden kann, können die abgeschätzten Emissionen von Stickstoff und Phosphor für Österreich weitgehend über Erhebungen von Netto-Exportfrachten in den Gewässer wiedergefunden werden. Die Abschätzung der Emissionen und die Zuordnung zu verschiedenen Quellen sind für Österreich damit plausibel. Für das gesamte Donaeinzugsgebiet ist diese Übereinstimmung nicht gegeben. Abschätzungen von Emissionen liegen weit über dem was als Transport über die Donau in das Schwarze Meer gemessen wird. Ein eindeutige Zuordnung dieser Differenz zu Rückhalt, Speicherung und Austrägen von Nährstoffen im und aus dem Gewässersystem ist zur Zeit nicht möglich. Damit ist aber auch eine eindeutige Zuordnung von Emissionsbeiträgen zur Belastung von Donau und Schwarzem Meer nicht möglich.

Eine oberflächliche Zuordnung von Einträgen ins Schwarzes Meer zu verschiedenen Ländern wird zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen, je

nachdem, ob dieser Zuordnung auf einer Emissionsbetrachtung, daß heißt auf einer Gegenüberstellung der Abschätzungen von Emissionen, oder auf einer Immissionsbetrachtung, daß heißt auf der Gegenüberstellung von in Gewässern gemessenen Frachten, beruht. Vergleicht man z.B. die spezifischen Emissionen, die im Rahmen der Studie „Nutrient Balances for Danube Countries“ erhoben wurden, so liegen die Werte für Österreich beim Stickstoff bezogen auf die Fläche etwa im Durchschnitt und bezogen auf den Einwohner im oberen Bereich im Vergleich mit anderen Ländern. Beim Phosphor liegen die spezifischen Emissionswerte für Österreich doch deutlich unter dem Durchschnitt des gesamten Donaeinzugsgebietes (Lampert, Brunner, 1999). Dies zeigt einen im Vergleich mit anderen Ländern unauffälligen Anteil Österreichs an den Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer des Donaeinzugsgebietes. Stellt man jedoch die Frachten an Nährstoffen, die in der Donau als Eintrag in das Schwarze Meer gemessen wurden jenen Frachten gegenüber, die an den österreichischen Grenzen gemessen wurden, so könnte daraus auf einen überproportional hohen Anteil Österreichs (und Deutschlands) an den Belastungen des Schwarzen Meeres geschlossen werden. Allerdings berücksichtigt so eine Zuordnung - abgesehen von der Unsicherheit mit der die Frachterhebungen im Gewässer behaftet sind - Rückhalt und Verluste von Nährstoffen im Gewässer nicht! Soll nun der Beitrag eines Landes an den Einträgen in ein empfangendes Meer erhoben werden, muß ausgehend von Abschätzungen der Emissionen und gezielten Erhebungen der Gesamtfrachten in den Gewässern auch der Rückhalt (temporäre oder langfristige Speicherung) und die Verluste (Denitrifikation) in den Gewässern berücksichtigt werden. Der Beitrag eines Landes spiegelt dann nicht nur die Emissionssituation sondern auch die klimatischen und hydrologischen Verhältnisse wieder, die Rückhalt und Verluste beeinflussen können.

Im Rahmen des von Global Environmental Facilities finanzierten River Danube Pollution Reduktion Programmes wird zur Zeit versucht, über ein Gewässergütemodell (Danube Water Quality Model) die Vorgänge in Gewässern (Rückhalt, Denitrifikationsverluste) zu quantifizieren, um so eine Verbindung zwischen den Emissionenabschätzungen und gemessenen Immissionen im Donaeinzugsgebiet herstellen zu können. Doch auf Grund fehlender Einblicke in die Zusammenhänge und fehlender bzw. fehlerhafter Daten ist man auch hier auf starke Vereinfachungen angewiesen, sodaß die Ergebnisse mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

Es ist daher zur Zeit eine eindeutige Zuordnung des Beitrages von Österreich zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen auf Grund fehlender Daten und fehlender Einblicke in verschiedenen Prozesse und Zusammenhänge nicht möglich. Auch wenn diese Arbeit die im Titel gestellt Frage daher nicht zur Gänze beantworten kann, so will sie doch für Österreich die Herkunft der Nährstoffemissionen etwas näher beleuchten (Kapitel 2), die Frage der Frachterhebung von Nährstoffen in Gewässern (Kapitel 3) behandeln und die Frage des Rückhaltes und der Verluste von Nährstoffen in den Gewässern selbst (Kapitel 4) diskutieren. Zusammen sollen diese Überlegungen die Frage, woher Nährstoffemissionen aus Österreich kommen, welchen Beitrag diese Nährstoffemissionen zu den gesamten Nährstoffemissionen in die Donau und das Schwarze Meer liefern, bzw. wie sich Maßnahmen in Österreich auf die Belastung des Schwarzen Meeres auswirken können, einer Beantwortung näher bringen.

2 Nährstoffemissionen in die Gewässer Österreichs

Im folgenden Kapitel wird der Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer in Österreich betrachtet. Die dargestellten Ergebnisse entstammen einer umfassenden Nährstoffbilanz für Österreich (Kroiß *et al.*, 1997) und werden hier nur zusammenfassend als Mittelwerte dargestellt. Die Darstellung von Mittelwerten erhöht zwar die Übersichtlichkeit der dargestellten Ergebnisse, die Information über die Unsicherheiten, mit denen die Daten behaftet sind, geht jedoch verloren. Es soll daher darauf hingewiesen werden, daß die dargestellten Zahlen keine Absolutgrößen sind, sondern eine Vorstellung von ungefähren Größenordnungen vermitteln wollen. In der Regel kann die Schwankungsbreite für die meisten Stoffströme mit etwa bis zu $\pm 20\%$ angegeben werden (siehe auch Kroiß *et al.*, 1997). Die Nährstoffbilanz für Österreich wurde für das Jahr 1992 durchgeführt. Die angegebenen Zahlen sind Abschätzungen für das Jahr 1996 an Hand der Zahlen von 1992. Dabei wurden wesentliche Änderungen nur für Phosphor aus dem Bereich der Abwasserentsorgung angenommen.

In der Tabelle 2-1 sind die wesentlichen Quellen und Pfade für Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer für den Stand Mitte der 90er Jahre dargestellt. Die Werte sind in Prozent der Gesamteinträge (Emissionen) angegeben. Rund 13 kg N/(E.a) (100 kt N/a) wurden in Österreich in die

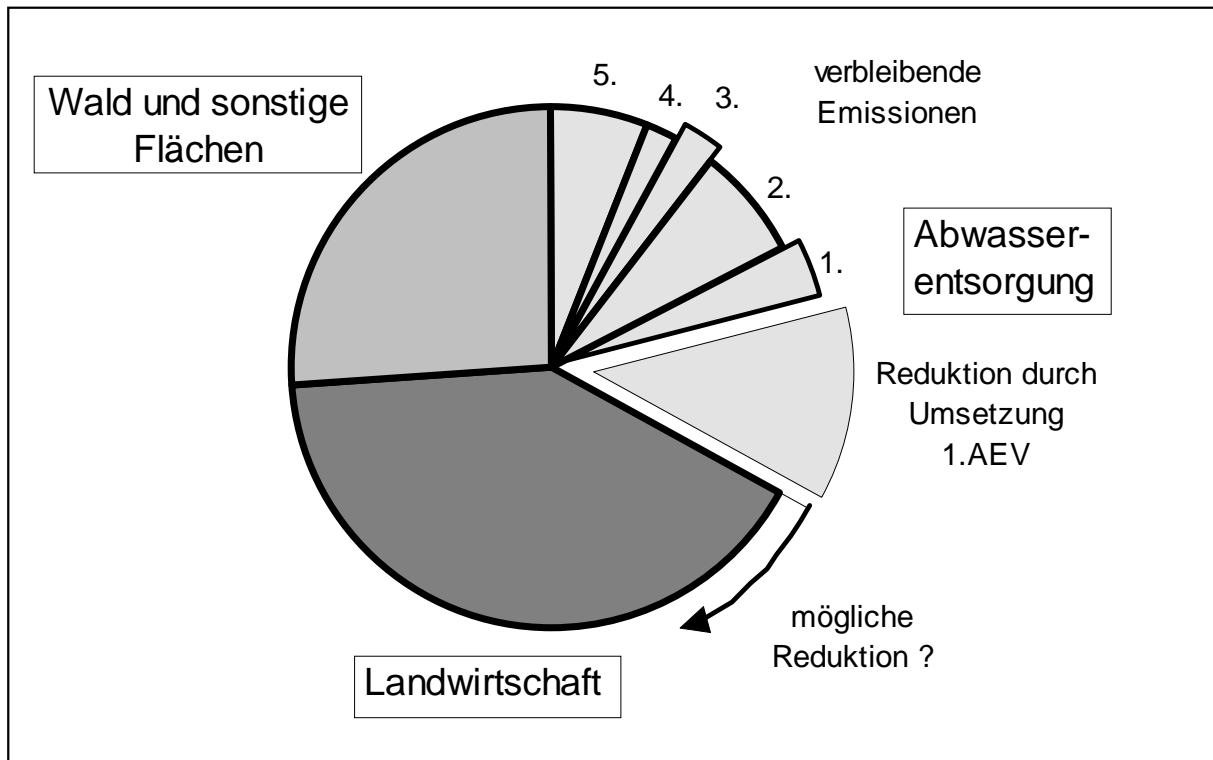
Oberflächengewässer eingetragen. Rund 40 % kamen direkt aus der Landwirtschaft, wobei die Eintragspfade über Untergrund und Grundwasser die entscheidenden sind. Haushalte bzw. Industrie und Gewerbe trugen mit ca. 19 bzw. 14 % zu den Gesamteinträgen bei. Es dominiert der Eintrag über Kanalsysteme und Abwasserreinigungsanlagen. Ein wesentlicher Beitrag kommt auch von sonstigen Quellen (rund 25 %) überwiegend über Untergrund und Grundwasser. Hier sind vor allem der Forst und sonstige Böden von Bedeutung.

Da die Einträge in den Forst und die sonstigen Böden überwiegend über die Deposition aus der Luft erfolgen, scheint es gerechtfertigt, die Herkunft dieses Stickstoffes weiter zu verfolgen. Ca. 46 % der Stickstoffemissionen in die Luft stammen aus der Landwirtschaft, ca. 34 % kommen von Industrie und Gewerbe (inkl. LKW) und ca. 20 % aus den Haushalten (inkl. PKW). In Folge wurden nun die Depositionen im gleichen Verhältnis diesen Quellen zugeordnet, auch wenn dies auf Grund der Vernachlässigung von Exporten und Importen nur zum Teil gerechtfertigt ist. Auf diese Weise wird es möglich, auch die Einträge über die sonstigen Quellen zum überwiegenden Teile den Quellen Landwirtschaft, Haushalt und Industrie zuzuordnen. Die Verteilung der Gesamteinträge in die Oberflächengewässer auf diese Hauptquellen ist dann 53 % aus der Landwirtschaft, 25 % aus den Haushalten und 22 % aus Gewerbe und Industrie. Der Pfad Luftemission - Deposition - Flächeneintrag trägt zum Gesamteintrag mit 11 % aus der Landwirtschaft, 6 % aus den Haushalten und 9 % aus der Industrie bei.

Tabelle 2-1: Quellen und Pfade von Stickstoffeinträgen in die Oberflächengewässer in % des Gesamteintrages (Mitte der 90er)

Pfad [%]	Quelle [%]				Summe
	Landwirtschaft	Haushalt	Industrie + Gewerbe	Sonstige	
Erosion + Abschwemmung	8	0	0	8	16
Untergrund + Grundwasser	31	4	0	18	53
ungereinigte Einleitungen	2	3	3	0	8
Abwasserreinigungsanlagen	0	12	11	0	23
Summe	41	19	14	26	100

Die Abbildung 2-1 zeigt die prozentuelle Verteilung der Herkunft von Stickstoffeinträgen in die österreichischen Oberflächengewässer und Möglichkeiten einer mittelfristigen Reduktion für den Stand Mitte der 90er Jahre. Von etwas mehr als 13 kg N/(E.a), die in die Gewässer eingetragen werden, kommen etwa 4,4 kg N/(E.a) über das Abwasser aus Haushalten und Industrie und Gewerbe in die Gewässer. Dem steht ein Stickstoffanfall im Abwasser von insgesamt etwas mehr als 7,1 kg N/(E.a) gegenüber. Ca. 2,7 kg N/(E.a) werden demnach bereits bei der Abwasserreinigung bei kommunalen oder Industriekläranlagen entfernt oder aber durch die Pufferkapazität der Böden (Versickerungen aus Senkgruben und Kanal, landwirtschaftliche Verwertung von Senkgrubeninhalten) zurückgehalten. Bei einer Umsetzung der 1. AEV (1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser) mit einer Stickstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen mit mehr als 5.000 EW von 70 % ist eine Reduktion der Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer um insgesamt ungefähr 12 % (ca. 1,6 kg N/(E.a)) der derzeitigen Gesamtemissionen anzunehmen. Die erreichbare Reduktion der Emissionen ist damit nicht unbedeutend und es ist fraglich ob über Maßnahmen in der Landwirtschaft kurz- bis mittelfristig ähnliche Reduktionen realistisch sind. Vor allem den großen Punktquellen wie Wien, Linz und Graz kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, da alleine hier etwa 50 % der Reduktion aus dem Abwasserbereich erreicht werden kann.



Legende:

1. zusätzliche Reduktion durch Steigerung der N-Entfernung bei ARA's > 5.000 EW von 70 auf 80 %
2. verbleibende Emissionen von ARA's > 5.000 EW
3. zusätzliche Reduktion durch N-Entfernung (70 %) auf ARA's < 5.000 EW
4. verbleibende Emissionen von ARA's < 5.000 EW
5. verbleibende Emissionen über undichte Senkgruben und Kanalisation bzw. Regenüberläufe

Abbildung 2-1: Quellen der Stickstoffeinträge (Mitte der 90er Jahre) in Oberflächengewässer Österreichs und Möglichkeiten einer mittelfristigen Reduktion

Die verbleibenden ca. 20 % der derzeitigen Gesamtemissionen in die österreichischen Gewässer, welche beim Stickstoff auch nach Umsetzung der 1. AEV. f. kommunales Abwasser aus der Abwasserentsorgung kommen werden, setzen sich zu ca. einem Viertel aus undichten Senkgruben, Regenüberläufen oder Versickerung aus dem Kanal, einem weiteren Viertel aus Kläranlagenabläufen ohne gezielte Denitrifikation (< 5.000 EW) und ca. zur Hälfte aus Abläufen von Kläranlagen mit gezielter Denitrifikation zusammen.

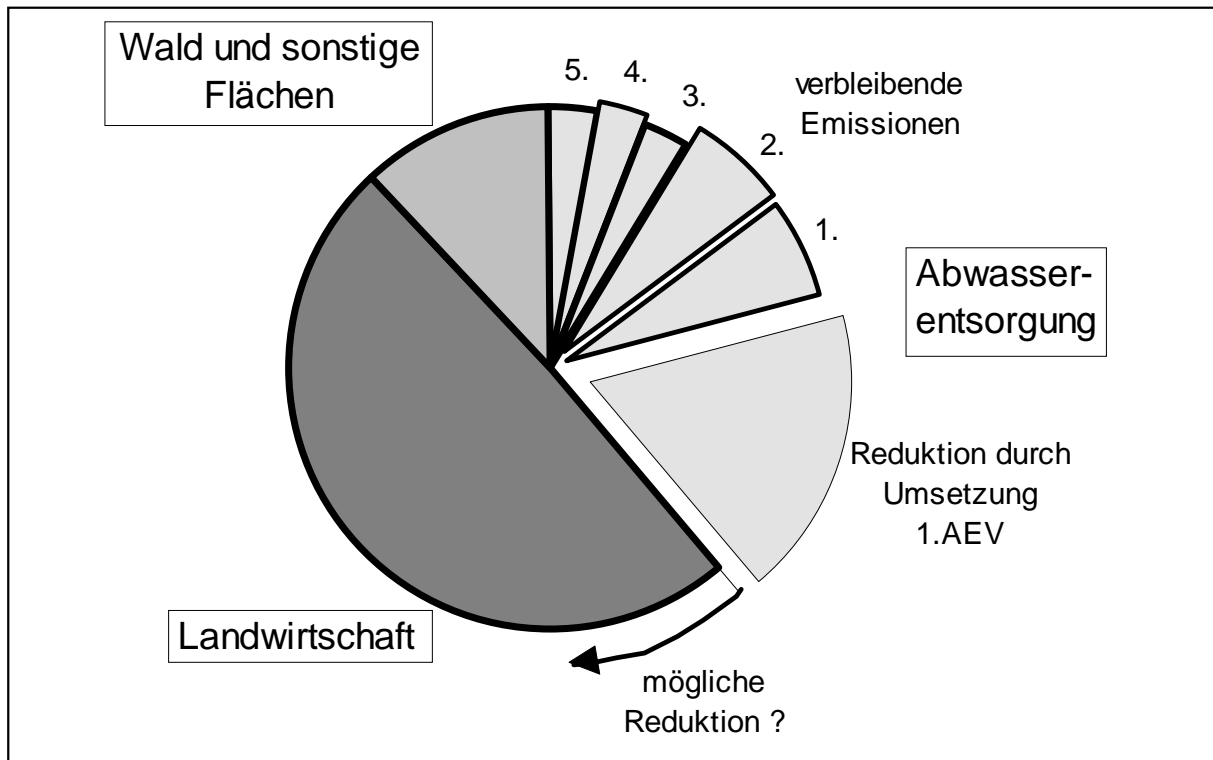
Werden bei Kläranlagen mit gezielter Denitrifikation die Anforderungen von derzeit 70 % auf 80 % angehoben, so sind die Kosten hoch, der Effekt jedoch

vergleichsweise gering (Reduktion um ca. 3 % der derzeitigen Gesamtemissionen). Das Potential bei den kleineren Kläranlagen ist etwa genauso groß. Hier wäre bei Anlagen, die auf Nitrifikation ausgelegt sind, über Betrieb und Steuerung in Hinblick auf eine Denitrifikation ohne zusätzliche bauliche Maßnahmen die Reduktion zu erreichen. Dies wird zum Teil bereits durchgeführt und ist jedoch zum Teil verfahrensmäßig schwer umzusetzen. Als Nebeneffekt dieser Maßnahme wäre durch eine ca. 10 %ige Energieeinsparung auch eine Kosteneinsparung möglich. Voraussetzung ist jedoch der Einsatz von geschultem Betriebspersonal auch auf kleineren Anlagen. Tendenziell werden auch die Emissionen aus undichten Senkgruben und Regenüberläufen sinken (Kanalerweiterung, Errichtung von Regenbecken). Das Reduktionspotential bei diesen Nährstoffquellen in Hinblick auf die Belastung der Oberflächengewässer ist jedoch vergleichsweise gering.

Tabelle 2-2: Quellen und Pfade von Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer Österreichs in % des Gesamteintrages (Mitte der 90er)

Pfad [%]	Quelle [%]				Summe
	Landwirtschaft	Haushalt	Industrie + Gewerbe	Sonstige	
Erosion + Abschwemmung	41	0	0	11	52
Untergrund + Grundwasser	2	2	0	1	5
ungereinigte Einleitungen	6	6	0	0	12
Abwasserreinigungsanlagen	0	16	15	0	31
Summe	49	24	15	12	100

Die Phosphoremissionen in die österreichischen Oberflächengewässer können zur Zeit mit rund 1 kg P/(E.a) (7,5 kt P/a, Stand Mitte der 90er Jahre) abgeschätzt werden. Die Tabelle 2-2 zeigt eine größenordnungsmäßige Zuordnung der Gesamtemissionen zu Quellen und Eintragspfaden. Die größten Einträge kommen mit knapp 50 % der Gesamtemissionen aus der Landwirtschaft. Dabei überwiegen die Einträge über Erosion deutlich. Doch gerade die Abschätzung der Erosion ist mit vergleichsweise großen Unsicherheiten behaftet. Haushalte bzw. Industrie und Gewerbe tragen mit rund 25 % bzw. 15 % der Emissionen bei. Jeweils sind die Kläranlagenabläufe der wesentliche Eintragspfad. In Summe sind dem Bereich „Abwasser“ etwa 40 % der Gesamtemissionen zuzuordnen. Andere Quellen (Erosion und Abschwemmungen von Wald und sonstigen Böden) sind vergleichsweise gering.



Legende:

1. zusätzliche Reduktion durch erhöhten Fällmitteleinsatz und optimierten Betrieb
2. zusätzliche Reduktion bei Einsatz der Filtration zur Nachfällung (ARAs > 1.000 EW)
3. verbleibende Emissionen von Kläranlagen > 1.000 EW
4. mögliche Reduktion durch Phosphorentfernung bei Kläranlagen < 1.000 EW
5. verbleibende Emissionen Kläranlagen < 1.000 EW, Regenüberlauf, Senkgruben etc.

Abbildung 2-2: Quellen der Phosphoreinträge (Mitte der 90er Jahre) in Oberflächengewässer Österreichs und Möglichkeiten einer mittelfristigen Reduktion (Nikolavcic *et al.*, 1998)

Die Abbildung 2-2 zeigt die Quellen der Phosphoreinträge in die österreichischen Oberflächengewässer und Möglichkeiten für eine mittelfristige Reduktion. Für knappe 50 % der auf kommunalen Kläranlagen anfallenden Einwohnerwerte kann die 1.AEV (1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser) in Hinblick auf die Phosphorparameter als umgesetzt gelten. Einem Phosphoreintrag in das Abwasser von ca. 1 kg/(E.a) stehen Emissionen in die Oberflächengewässer von etwa 0,4 kg/(E.a) gegenüber. Eine vollständige Umsetzung der 1. AEV bringt ausgehend vom Stand Mitte der 90er Jahre eine Reduktion um etwa 20 % der Gesamtemissionen (0,2 kg/(E.a)). Reduktionen der Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft sind voraussichtlich mittelfristig geringer, weil die Phosphorgehalte der Böden noch immer ansteigen.

Die nach der Umsetzung der 1.AEV verbleibenden Emissionen über das Abwasser betragen noch etwa 20 % der Gesamtemissionen aus Mitte der 90er. Etwa $\frac{3}{4}$ dieser verbleibenden Emissionen kommen dann aus Kläranlagen mit bestehender etwa 85 %iger Phosphorelimination (Kläranlagen > 1.000 EW). Eine weitere Reduktion dieser Emissionen ist durch einen erhöhten Fällmitteleinsatz und optimiertem Betrieb (etwa 91 %ige Phosphorelimination) bzw. durch eine Nachfällung mit Filtration (etwa 97 %ige Phosphorelimination) und durch eine Phosphorfällung auf Kläranlagen < 1.000 EW möglich. Das Reduktionspotential liegt jeweils in der selben Größenordnung von etwa 3 - 6 % der derzeitigen Gesamtemissionen.

Nährstoffemissionen in die Gewässer entstammen in Österreich zum überwiegenden Teil der Produktion, der Verarbeitung und dem Konsum von Lebensmitteln bzw. der Entsorgung des Abwassers. Im folgenden wird den Quellen dieser Emissionen etwas weiter nachgegangen. Die Tabelle 2-3 und die Tabelle 2-4 bringen eine Darstellung des Nährstoffumsatzes bei der Lebensmittelversorgung und Abwasserentsorgung. Es wurden nur Mittelwerte angegeben. Zum Vergleich werden Daten aus Deutschland gezeigt. Grundsätzlich zeigen die Ergebnisse der österreichischen Bilanz in allen Bereichen ähnliche Ergebnisse wie in Deutschland.

Ein Vergleich der gesamten Einträge von Nährstoffen in die Landwirtschaft (incl. Depositionen und N-Fixierung) mit den Austrägen über landwirtschaftliche Produkte zeigt eine Ausnutzung von rund 30 % bei Stickstoff und 45 % beim Phosphor. Stellt man den Austrägen nur die Einträge über Betriebsmittel (Düngemittel, Importfuttermittel etc.) beträgt die Ausnutzung der Nährstoffe etwa 50 % beim Stickstoff und beim Phosphor. Die Nährstoffeffizienz der Landwirtschaft in Österreich ist deutlich höher als in Deutschland. Dies läßt sich über die generell geringere Intensität der landwirtschaftlichen Produktion in Österreich erklären.

Bei den Stickstoffverlusten bei der landwirtschaftlichen Produktion dürften die Verluste in die Atmosphäre (überwiegend NH_3 -Abgasung und Denitrifikation) jene in die Gewässer (überwiegend NO_3 -Auswaschung) überwiegen. Ein Teil des Stickstoffeintrages dürfte auch zu einer Erhöhung des Stickstofflagers in den Böden führen (durchschnittliche Lagerbildung etwa 0,08 %/a bezogen auf das Bodenlager der obersten 30 cm).

Tabelle 2-3: Der Verbleib der Stickstoffeinträge in die Landwirtschaft

	Österreich (Mitte der 90er Jahre)		Deutschland 1986/87**	
	kg N/(E.a)	%	kg N/(E.a)	%
Landwirtschaft				
Nährstoffeintrag in der Landwirtschaft*	39	100	43	100
Verluste in die Hydrosphäre	8	21	10	23
Verluste in die Atmosphäre	17	43	14	33
Lagererhöhung	2	5	9	21
Nährstoffe in Produkten der Landwirtschaft	12	31	10	23
Industrie und Gewerbe				
Nährstoffe in Produkten der Landwirtschaft	12	31	10	23
Einfuhr	1,3	3		
Verluste über das Abwasser	2,7	7		
Verluste über Abfälle	1,2	3		
Rückführung in die Landwirtschaft	1,8	5		
Ausfuhr	2,4	6		
Nährstoffe in Verkaufsprodukten Inland	4,8	13	5,6	13
Haushalte				
Nährstoffe in Verkaufsprodukten Inland	4,8	13	5,6	13
Abgabe an das Abwasser	3,8	10	4,5	10
Abgabe über die Abfälle	0,8	2		
Abgabe an die Atmosphäre	0,2	1		
Verbleib in der Bevölkerung	<	0	0,014	0

* inkl. Deposition und Stickstoffixierung

** aus [Isermann, 1991]

Beim Phosphor verbleibt der überwiegende Anteil der Phosphoreinträge in die Landwirtschaft, der nicht über landwirtschaftliche Produkte abtransportiert wird, auf den landwirtschaftlichen Flächen und trägt dort zu einer Lagererhöhung bei (durchschnittliche Lagerbildung etwa 0,14 %/a bezogen auf das Bodenlager der obersten 30 cm). Die direkten Verluste in die Hydrosphäre (überwiegend durch Erosion) sind dagegen gering.

Pro Einwohner werden in Österreich mehr Nahrungsmittel erzeugt als in Deutschland. Die Nahrungsmittel sind in Österreich ein wesentliches Exportgut. Die Versorgung der Endverbraucher mit Nährstoffen über Nahrungsmittel ist mit jener in Deutschland vergleichbar. Der überwiegende Anteil dieser Nährstoffe wird an das Abwasser abgegeben. In Summe gelangen über das Abwasser von Industrie und Gewerbe und von Haushalten 6,8 kg N/(E.a) und

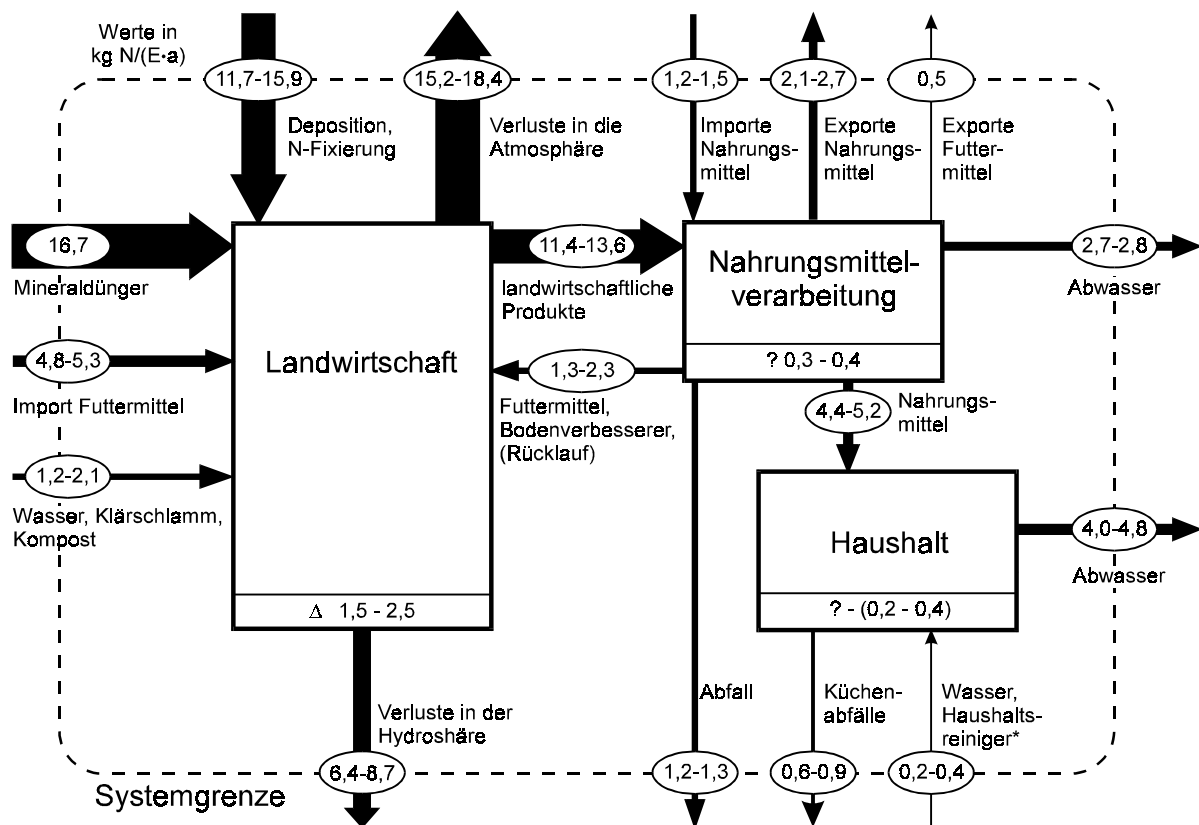
1 kg P/(E.a) aus landwirtschaftlichen Produkten in das Abwasser. Dazu kommen 0,4 kg N/(E.a) aus der chemischen Industrie und von Kokereiabwässern, bzw. ca. 0,2 kg N/(E.a) aus dem Trinkwasser und 0,1 kg N/(E.a) bzw. 0,07 kg P/(E.a) aus Haushaltsreinigern (überwiegend Waschmitteln). In Summe werden in das Abwasser in Österreich daher ca. 7,5 kg N/(E.a) (20,5 g N/(E.d)) und 1,1 kg P/(E.a) (3,0 g P/(E.d)) eingetragen. Bei einem Abwasseranfall von 2 Einwohnerwerten (EW_{CSB110}) pro Einwohner (E) im österreichischen Durchschnitt ergibt das spezifische Frachten von gut 10 g N/(EW.d) und 1,5 g P/(EW.d). Dies sind typische Angaben für kommunales Abwasser, wie sie z.B. von Andreottola *et al.* (1994) und Nowak (1995) gemacht werden.

Tabelle 2-4: Der Verbleib der Phosphoreinträgen in die Landwirtschaft

	Österreich (Mitte der 90er Jahre)		Deutschland 1986/87**	
	kg P/(E.a)	%	kg P/(E.a)	%
Landwirtschaft				
Nährstoffeintrag in der Landwirtschaft*	5,4	100	7,1	100
Verluste in die Hydrosphäre	0,5	9	0,5	7
Verluste in die Atmosphäre	0	0	0	0
Lagererhöhung	2,4	45	4,1	58
Nährstoffe in Produkten der Landwirtschaft	2,5	46	2,5	35
Industrie und Gewerbe				
Nährstoffe in Produkten der Landwirtschaft	2,5	46	2,5	35
Einfuhr	0,2	4		
Verluste über das Abwasser	0,4	7		
Verluste über Abfälle	0,2	4		
Rückführung in die Landwirtschaft	0,6	11		
Ausfuhr	0,5	9		
Nährstoffe in Verkaufsprodukten Inland	0,7	13	> 0,7	>10
Haushalte				
Nährstoffe in Verkaufsprodukten Inland	0,7	13	> 0,7	> 10
Abgabe an das Abwasser	0,6	11	0,6	8
Abgabe über die Abfälle	0,1	2		
Abgabe an die Atmosphäre	0	0		
Verbleib in der Bevölkerung	<	0	0,0034	0

* inkl. Deposition

** aus [Isermann, 1991]



* Waschmittel, Geschirrspülmittel, Putzmittel etc.

Abbildung 2-3: Stickstoffflüsse bei Versorgung und Verbrauch von Nahrungsmitteln (ohne Abwasserreinigung) (Österreich, Mitte der 90er Jahre)

Eine Rückführung der Nährstoffe aus der Landwirtschaft könnte im wesentlichen zu einer Reduktion des Handelsdüngereinsatzes bzw. des Importes von Futtermitteln führen. Bei Stickstoff gelangen etwa 20 % des in der Landwirtschaft über Düngemittel, Futtermittel, Depositionen, N-Fixierung etc. eingetragenen Stickstoffes über Nahrungsmittelverarbeitung und Verzehr in das Abwasser (Abbildung 2-3). Würde der gesamte im Abwasser enthaltene Stickstoff in die Landwirtschaft zurückgeführt werden, könnten damit der Mineraldüngereinsatz um fast 45 % bzw. die Stickstoffzufuhr zur Landwirtschaft über Mineraldünger und Import-Futtermittel um etwa 35 % reduziert werden. Allerdings werden in der Abwasserreinigung nur maximal 20 % der ins Abwasser eingetragenen Stickstoffmenge im Klärschlamm zurückgehalten. Das Potential für eine Verminderung des Mineraldüngereinsatzes reduziert sich damit auch bei Verwertung des gesamten Klärschlammes auf weniger als 10 %, gegenüber der Stickstoff-Zufuhr in die Landwirtschaft über Mineraldünger und Import-Futtermittel auf weniger als 7%.

Eine höhere Rückführrate könnte nur im Falle einer grundsätzlichen Änderung der Strategien zur Abwasserentsorgung (z.B. durch getrennte Sammlung von Fäkalien) erreicht werden.

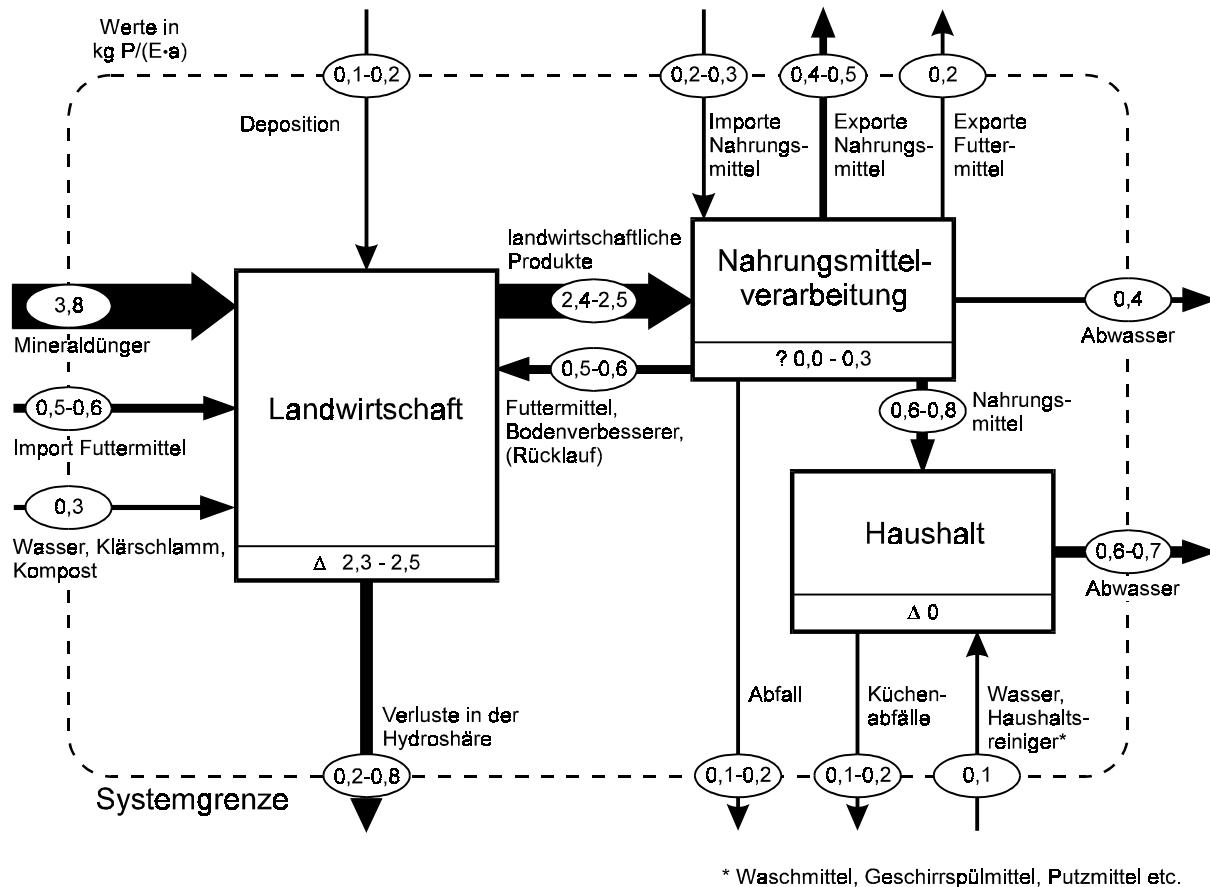


Abbildung 2-4: Phosphorflüsse bei Versorgung und Verbrauch von Nahrungsmitteln (ohne Abwasserreinigung) (Österreich, Mitte der 90er Jahre)

Beim Phosphor sind es insgesamt ebenfalls etwa 20 % des derzeit über Mineräldünger, Futtermittel, Deposition etc. in die Landwirtschaft eingetragenen Phosphors, welche über die Nahrungsmittelverarbeitung und den Verzehr in das Abwasser gelangen (Abbildung 2-4). Würde nun dieser gesamte Phosphor wieder in die Landwirtschaft zurück gebracht werden, könnten dadurch - bezogen auf den derzeitigen Stand - der Mineräldüngereinsatz um knapp 30 % bzw. die Nährstoffnachlieferung in die Landwirtschaft über Mineräldünger und Import-Futtermittel um etwa 25 % reduziert werden. Bei Umsetzung der Phosphorentfernung auf allen Kläranlagen > 1.000 EW gemäß der 1. AEV f. kommunales Abwasser und des Verbotes zur Versickerung ungereinigten Abwassers in Hinblick auf einen flächendeckenden

Grundwasserschutz wird ein Großteil dieses Phosphors im Klärschlamm festgelegt. Es könnte dann, wenn längerfristig von einer vergleichbaren Pflanzenverfügbarkeit ausgegangen wird, bei Verwertung des gesamten Klärschlammes knapp 25 % des derzeitigen Mineraldüngereinsatzes bzw. etwa 20 % der Phosphornachlieferung über Mineraldünger und Importfuttermittel abgedeckt werden. Geht man jedoch von einer landwirtschaftlichen Produktion aus, die ohne Erhöhung der Phosphorlager im Boden produziert, so könnte bei Phosphorentfernung in der Abwasserreinigung und Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft annähernd 50 % der benötigten Phosphornachlieferung der Landwirtschaft über Klärschlamm erfolgen, auch wenn sonstige Phosphorverluste unverändert bleiben.

3 Immissionen

Die Messung von Nährstoffparametern im Gewässer hatte bisher überwiegend das Ziel, kritische Situationen in Hinblick auf die lokale Gewässergüte zu überwachen. Es ist daher verständlich, daß die Meßstrategien, wie sie zum Beispiel in der österreichischen Gewässergüteehebungsverordnung vorgegeben sind, überwiegend die gelösten Parameter bei geringen Wasserführungen erfassen. Für die Donau in Österreich aber auch entlang der weiteren Fließstrecke erreichen die Konzentrationen an Gewässer-relevanten Stoffen auf Grund der hohen Verdünnungskapazität zumeist keine kritischen Werte. Dagegen gewinnt das Interesse am Schutz der empfangenden Meere - im Falle von Österreich vor allem des Schwarzen Meeres - zunehmend an Bedeutung. Damit steigt aber auch das Interesse an den gesamten in den Flüssen in Richtung Meere transportierten Nährstofffrachten, da diese in Hinblick auf die Eutrophierung der Meere relevant sind.

Im folgenden soll nun versucht werden, Anforderungen an die Erhebung von Nährstofffrachten im Gewässer herauszuarbeiten. Vorerst werden einige theoretische Überlegungen gebracht, die für einige Beispiele zeigen sollen, welche Stoffeinträge in ein Gewässer zu welcher Charakteristik der Beziehung zwischen Konzentration (c) in einem Gewässer und der jeweiligen Wasserführung (Q) beziehungsweise der Fracht (F) und der Wasserführung führen. Weiters soll gezeigt werden, welche Anforderungen an die Frachtberechnung für einen längeren Zeitraum (z.B. ein Jahr oder mehrere

Jahre) über eine limitierte Anzahl von Messungen sich aus der jeweiligen Charakteristik der c/Q bzw. F/Q Beziehung ergeben.

1.) Frachtberechnungen bei linearer F/Q -Beziehung

a.) Die Konzentration ist von der Wasserführung unabhängig

Eine Konzentration, die weitgehend unabhängig von der jeweiligen Wasserführung ist, kann z.B. für einem Stoff auftreten, der vor allem über das Grundwasser in ein im wesentlichen über das Grundwasser dotiertes Gewässer eingetragen wird - ein großer Speicher wird mit relativ konstanter Konzentration entleert. In einem c/Q - Diagramm ergibt sich als Ausgleichsgerade eine Parallele zur x (Q) - Achse (Abbildung 3-1) entsprechend der Geradengleichung $c = k$ (konstant). Für die F/Q - Beziehung ergibt sich daraus entsprechend der Formel $F = c \cdot Q$ die Gleichung für die Ausgleichsgerade mit $F = k \cdot Q$ (Abbildung 3-1).

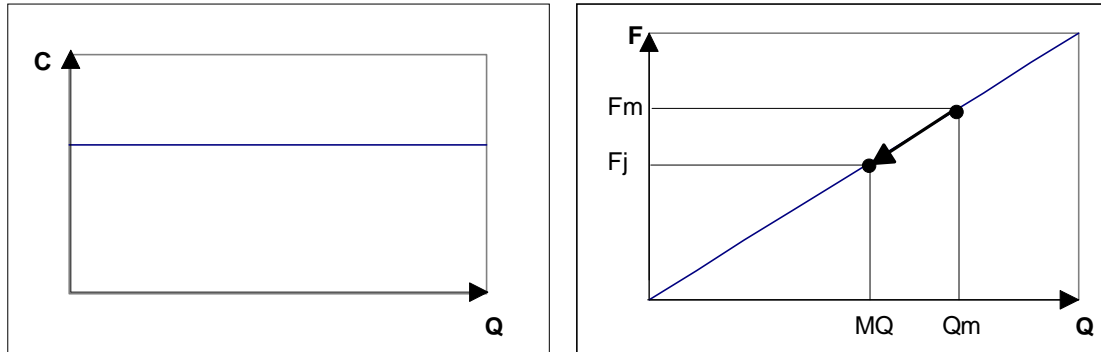


Abbildung 3-1: c/Q und F/Q - Diagramm, Beispiel 1a

Soll nun aus einer limitierten Anzahl von Messungen z.B. eine Jahresfracht errechnet werden, kann dies über den Mittelwert einer Anzahl von Tagesfrachten geschehen (mittlere Fracht F_m). Es ist jedoch zu beachten, daß diese Vorgangsweise zu einer Verfälschung des Ergebnisses führt, wenn das Mittel der Wassermengen, bei denen gemessen wurde (Q_m), deutlich von dem jeweiligen (Jahres)Mittelwasser (JMQ) abweicht. Die der Berechnung zugrunde liegende Wassermenge entspricht in diesem Fall nicht der tatsächlichen und dies schlägt sich tendenziell auch in den Frachten nieder (Abbildung 3-1). Wurde z.B. im Mittel bei Wassermengen

gemessen, die um 25 % zu hoch oder zu tief sind, so ist auch die gemessene Fracht um diesen Betrag verfälscht. Ein Ausgleich ist möglich indem die gemessene Fracht mit dem Verhältnis $JMQ : Q_m$ umgerechnet wird. In einem F-zu-Q-Diagramm entspricht dies einer Verschiebung des Datenpunktes auf einer Geraden, die durch den Nullpunkt geht, hin zur Mittelwassermenge. Der Vorschlag zur Berechnung von Jahresfrachten unter der Annahme, daß die Konzentration weitgehend unabhängig von der Wassermenge ist, läßt sich folgendermaßen zusammenfassen:

$$F_j = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \cdot c_i}{n} \times \frac{JMQ}{Q_m} \times 31,5 \quad [\text{t/a}]$$

F_j	Jahresfracht	[t/a]
Q_i	Tageswassermenge	[m ³ /s]
c_i	gemessene Konzentration	[g/m ³]
n	Anzahl der Messungen pro Jahr	
JMQ	Mittelwasserführung	[m ³ /s]
31,5	Umrechnungsfaktor von g/s auf t/a	
Q_m	mittlere Tageswassermenge $Q_m = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n}$	[m ³ /s]

Sollen nicht Jahresfrachten verschiedener Jahre miteinander verglichen, sondern Frachten über einen längeren Zeitraum gerechnet werden, so daß Schwankungen in den klimatischen Bedingungen oder Einzelereignisse unberücksichtigt bleiben können, dann bietet sich - unter der Annahme einer von der Wasserführung unabhängigen Konzentration - eine vereinfachte Berechnung der Fracht über die langjährige Mittelwassermenge und die mittlere Konzentration über mehrere Jahre an. Die Gewichtung von Einzelmessungen über die jeweilige Wassermenge, die allfällige Besonderheiten eines bestimmten Jahres berücksichtigen würde, entfällt jedoch bei dieser Vorgangsweise.

b.) Die Fracht ist von der Wasserführung unabhängig.

Erfolgt der Eintrag eines im Gewässer konservativen Stoffes überwiegend über Punktquellen (z.B. Abwassereinleitungen), führt dies im Gewässer zu einer von der Wasserführung unabhängigen Fracht. Die Ausgleichsgerade

in einem F/Q - Diagramm entspricht einer Geraden parallel zur x (Q) - Achse mit der Formel $F = k$ (konstant). In einem c/Q - Diagramm ergibt sich daraus entsprechend der Formel $c = F/Q$ eine Ausgleichskurve mit der Funktion $F = k/Q$ (Abbildung 3-2).

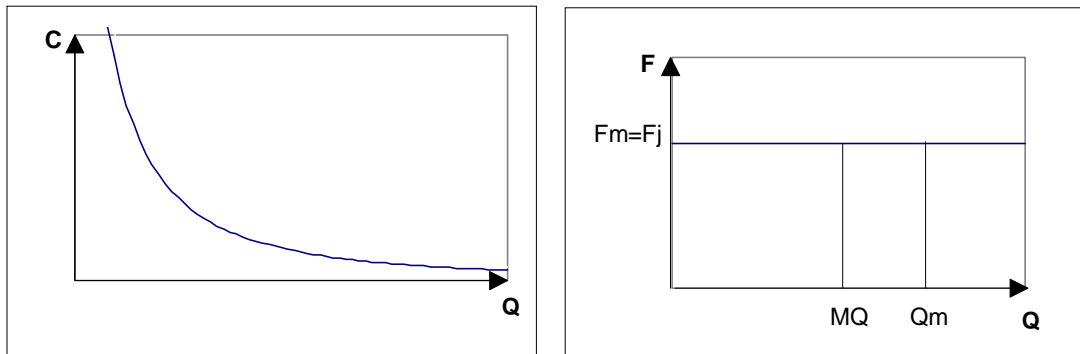


Abbildung 3-2: c/Q und F/Q - Diagramm, Beispiel 1b

Die Berechnung einer Jahresfracht über eine beschränkte Anzahl von Meßwerten kann über den Mittelwert der Tagesfrachten erfolgen. Das Mittel der Tagesfrachten (F_m) kann direkt zum Hochrechnen einer mittleren Jahresfracht ($F_j = 365 \cdot F_m$) genutzt werden. Ein Ausgleich über die Wassermengen wie bei 1a würde zu einer Verfälschung des Ergebnisses führen! Auch eine Berechnung über das Mittel der Konzentrationen und eine Mittelwassermenge ist nicht zulässig.

c.) Kombination von 1a und 1b

Treten in einem Gewässer sowohl Einträge über das Grundwasser mit weitgehend konstanter Konzentration als auch über Abwassereinleitungen mit weitgehend konstanter Fracht auf, kommt es zu einer Überlagerung der zuvor beschriebenen Charakteristika. Für die Ausgleichsgerade im F/Q Diagramm ergibt sich eine Gerade mit Schnittpunkt auf der y (F) - Achse entsprechend der mittleren Grundlast aus der Abwassereinleitung und einer Steigung entsprechend der mittleren Konzentration des Grundwassereintrages mit der Formel $F = Q \cdot k + d$. Für die Ausgleichskurve im c/Q - Diagramm ergibt sich damit eine Funktion entsprechend der Formel $c = k + d/Q$ (Abbildung 3-3).

Für eine Berechnung von Jahresfrachten bedeutet die lineare Zunahme der Fracht mit steigender Wassermenge, daß zwar eine Mittelwertbildung der

einzelnen Tagesfrachten zulässig ist, jedoch wiederum ein Ausgleich über die Wassermengen erforderlich ist, wenn die mittlere Wassermenge, bei der gemessen wurde, erheblich vom Jahresmittelwasser abweicht. Erfolgt dieser Ausgleich, wie unter 1a beschrieben, über das Verhältnis JMQ/Q_m , entsprechend einer Geraden durch den Nullpunkt im F/Q - Diagramm, so wäre dieser Ausgleich zu weitgehend und würde zu einer Verfälschung in die entgegengesetzte Richtung führen. Korrekter Weise müßte dieser Ausgleich parallel zu Ausgleichsgeraden im F/Q - Diagramm erfolgen. Das heißt, der Datenpunkt wäre in einem F/Q Diagramm parallel zur Ausgleichsgeraden zur Mittelwassermenge zu verschieben. Eine Berechnung könnte demnach wie folgt durchgeführt werden:

$$F_j = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \cdot c_i}{n} \times 31,5 - 365 \times k \times (Q_m - JMQ) \quad [\text{t/a}]$$

F_j Jahresfracht [t/a]

Q_i Tageswassermenge [m³/s]

c_i gemessene Konzentration [g/m³]

n Anzahl der Messungen pro Jahr

JMQ Mittelwasserführung [m³/s]

Q_m mittlere Tageswassermenge $Q_m = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n}$ [m³/s]

k Steigung der Ausgleichsgeraden im F/Q - Diagramm [$\frac{\text{t/d}}{\text{m}^3/\text{s}}$]

31,5 Umrechnungsfaktor von g/s auf t/a

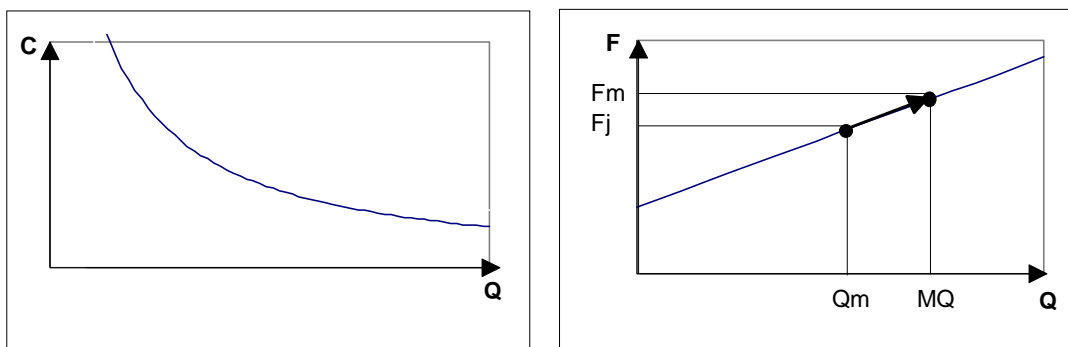


Abbildung 3-3: c/Q und F/Q - Diagramm, Beispiel 1c

Erforderlich für diese Vorgangsweise ist jedenfalls die Kenntnis der Steigung der Ausgleichsgeraden. Für die Frachtermittlung über längere Zeiträume wird das Mittel der Wassermengen, bei denen gemessen wurde, vielfach nahe der Mittelwasserführung liegen, und damit die Notwendigkeit des Ausgleiches gering sein. Grundsätzlich entspricht die Möglichkeit einer Verbesserung der Frachterhebung durch diese Vorgangsweise als Prozentsatz der Fracht ausgedrückt etwa dem halben Prozentsatz der Abweichung des Q_m vom MQ . Liegt dieser Prozentsatz innerhalb der Erhebungsgenauigkeit, kann, wenn die Zunahme der Fracht mit der Wassermenge im Vergleich zur „Grundlast“ gering ist, auch auf einen Ausgleich verzichtet werden oder, wenn die Zunahme der Fracht mit der Wassermenge im Vergleich zur „Grundlast“ hoch ist, der Ausgleich im Verhältnis MQ/Q_m erfolgen.

2. Frachtberechnung bei nicht linearer F/Q - Beziehung

a.) Die Konzentration nimmt mit steigender Wasserführung ab.

Dieser Fall könnte zum Beispiel auftreten, wenn wie im Beispiel 1a die Dotation überwiegend über das Grundwasser erfolgt, es jedoch bei höheren Wassermengen zu einer Ausdünnung bzw. Verdünnung über oberflächlich abfließendes Wasser kommt. In Abbildung 3-4 ist das Beispiel einer mit der Wasserführung linear abnehmenden Konzentration eingezeichnet ($c = a - b \cdot Q$). Für die Funktion der F/Q - Beziehung ergibt sich dann eine quadratische Gleichung mit der Formel $F = Q \cdot a - Q^2 \cdot b$. Eine einfache Mittelwertbildung von Tagesfrachten zur Berechnung einer Jahresfracht ist nicht zulässig, da eine Gewichtung der einzelnen Tagesfrachten entsprechend ihrer Auftrittswahrscheinlichkeit erforderlich wird. In so einem Fall bietet sich eine Berechnung von Frachten über längere Zeiträume über die Ausgleichskurve im c/Q bzw. F/Q - Diagramm und eine Dauerlinie der Wasserführung über den entsprechenden Zeitraum an. Den Wasserführungen wird eine Konzentration (Fracht) zugeordnet und über die Auftrittsdauer der jeweiligen Wasserführung eine Gesamtfracht errechnet.

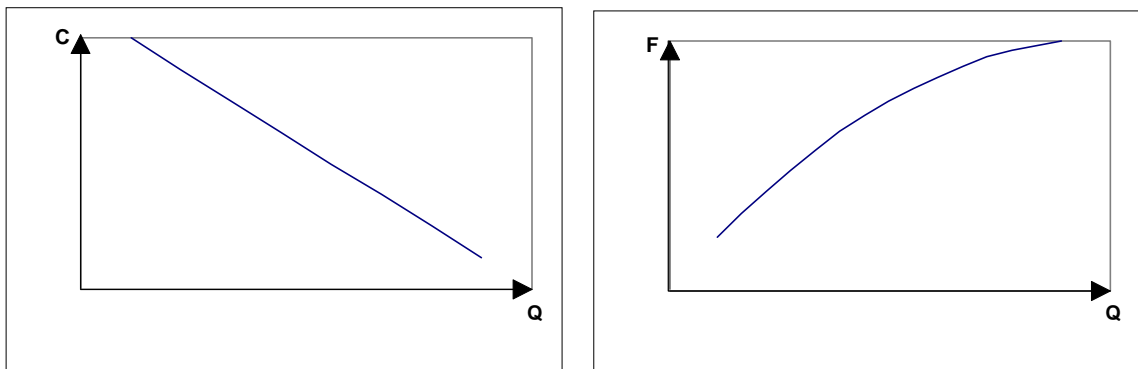


Abbildung 3-4: c/Q und F/Q - Diagramm, Beispiel 2a

b.) Die Konzentration nimmt mit steigender Wasserführung zu

Dieser Fall tritt z.B. auf, wenn der Eintrag von Stoffen mit einer Erhöhung der Wasserführungen einhergeht (Erosion), oder wenn es durch die Erhöhung der Wasserführung zu einem Transport von Stoffen kommt, die bei niedrigeren Wasserführungen abgelagert wurden (Sedimente). In Abbildung 3-5 ist das Beispiel einer linearen Zunahme der Konzentration mit Wassermenge dargestellt ($c = k \cdot Q$). Dies führt zu einer Zunahme der Frachten im F/Q Diagramm entsprechend der Funktion $F = k \cdot Q^2$. Wie bereits beim Beispiel 2a ist hier eine einfache Mittelwertbildung von Tagesfrachten zur Berechnung einer Jahresfracht nicht zulässig. Auch hier sollte eine Berechnung von Frachten über längere Zeiträume über die Ausgleichskurve im c/Q bzw. F/Q - Diagramm und eine Dauerlinie der Wasserführung über den entsprechenden Zeitraum durchgeführt werden. Ein Beispiel für diese Vorgangsweise ist für den Gesamt-Phosphor in der Donau bei Wien weiter unten dargestellt. Hier wird auch der Einfluß der Berechnungsmethode auf das Ergebnis der Frachtberechnung gezeigt.

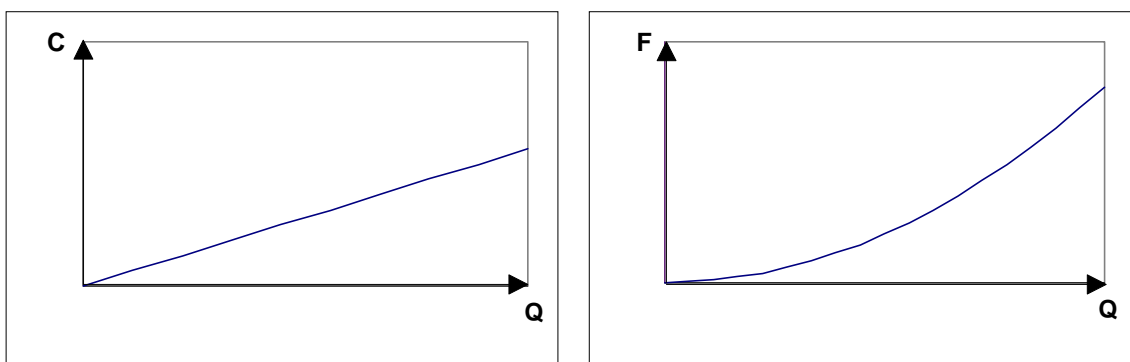


Abbildung 3-5: c/Q und F/Q - Diagramm, Beispiel 2b

In der Wirklichkeit wird es immer zu Überlagerungen der verschiedenen Effekte kommen. Im folgenden werden nun - um das Verständnis für Transportvorgänge von Nährstoffen in einem realen Fließgewässern etwas zu erhöhen - Daten, die in der Donau bei Wien gemessen wurden, ausgewertet. Diese Daten wurden am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft aus verschiedenen Quellen zusammengetragen. Quellen sind das Institut für Wassergüte des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (ehemals Bundesanstalt für Wassergüte - Messungen 1978 - 1996), Untersuchungen von Humpesch (1987 - 1996) über Einflüsse auf die Wasserqualität der Neuen Donau (Messungen seit 1987) und die Daten, die im Rahmen der Wassergüteeerhebungsverordnung seit 1991 erhoben wurden (Wasserwirtschaftskataster/ Umweltbundesamt, 1996). Der bestehende Datensatz beträgt für den Zeitraum von 1978 - 1996 etwa 12 - 24 Messungen pro Jahr von Gesamt-Phosphor, gelöstem Phosphor (filtrierter Gesamtphosphor), Nitrat, Nitrit und Ammonium. Messungen von Gesamt-Stickstoff liegen in etwas geringerem Umfang vor. Weiters wurden bei einem ersten Hochwasser im Juli 1997 (HQ₁₀) Proben, die im Rahmen eines Projekts vom Institutes für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft der TU-Wien in Hinblick auf den Sedimenttransport der Donau bei Hochwasser genommen wurden (Gutknecht *et al.*, 1997) und dankenswerter Weise dem Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien zur Verfügung gestellt wurden, auf deren Nährstoffgehalt hin untersucht. Zusätzlich wurden auch vom Institut für Wassergüte des Bundesamtes für Wasserwirtschaft Messungen der Nährstoffgehalte während zwei Hochwasserereignissen im Juli 1997 bei Deutsch Altenburg durchgeführt (Bundesamt für Wasserwirtschaft, 1997a).

Abbildung 3-6 und Abbildung 3-7 zeigen die Beziehung zwischen den Stickstoffkonzentrationen bzw. -frachten und den jeweiligen Durchflußmengen in der Donau bei Wien. Die Mittelwassermenge der Donau beträgt rund 1.900 m³/s. Ein Durchfluß von 6.500 m³/s tritt bei einem einjährlichen Hochwasser auf. Die Gesamtstickstoffkonzentration ist weitgehend unabhängig von der Durchflußwassermengen, während die Konzentration des gelösten anorganischen Stickstoffes (Nitrat + Nitrit + Ammonium) mit steigender Wasserführung eher eine abnehmende Tendenz aufweist. Der Stickstofftransport im Gewässer erfolgt überwiegend in gelöster Form. Mit zunehmender Wassermenge nimmt die Bedeutung des Transportes an partikulär gebundenem Stickstoff zu. Erklären lassen sich diese Zusammenhänge dadurch,

daß die Basisbelastung durch Abwasseremissionen relativ gering ist. So würde sich bei Abwasseremissionen im Einzugsgebiet der Donau oberhalb von Wien (Österreich und Deutschland) etwa 100 t/d ergeben (eigene Abschätzung nach Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, 1997). Dies ergibt zwar bei einer Niederwasserführung von 1.000 m³/s noch einen Betrag von ungefähr 50 % der transportierten Fracht. Bei einem Durchfluß von 2.000 m³/s beträgt der Beitrag der Abwasseremissionen jedoch nur noch etwa 25 %. Der wesentliche Stickstoffbeitrag kommt aus dem Grundwasser mit relativ konstanten Konzentrationen, so daß es mit zunehmenden Wassermengen nur zu einer leichten Verdünnung kommt, welche beim Gesamt-Stickstoff durch einen vermehrten Sedimenttransport weitgehend wieder ausgeglichen wird. Für den Gesamt-Stickstoff kommt es somit im Wesentlichen zu einer Überlagerung der unter 2a und 2b beschriebenen Phänomene. In Summe entspricht die Charakteristik der c/Q bzw. F/Q - Beziehung jedoch annähernd dem Fall 1a mit einer von der Wasserführung weitgehend unabhängigen Konzentration und einer Zunahme der Fracht mit der Wasserführung entsprechend der Formel $F = k \cdot Q$, sodaß für eine Frachtberechnung vorgeschlagen wird, entsprechend der unter Fall 1a beschriebenen Methode vorzugehen.

Die Trendlinie für die Frachten des gelösten anorganischen Stickstoffs zeigt einen Verlauf, der im Bereich unter 3.000 m³/s praktisch ident mit dem des Gesamt-Stickstoffes ist, im Bereich höherer Wassermengen jedoch etwas abflacht. Dies entspricht weitgehend dem Fall 2a der theoretischen Überlegungen. Für die Frachtberechnung heißt das, daß bei einer Berechnung entsprechend Fall 1a der theoretischen Überlegungen tendenziell eine Überschätzung zu erwarten ist, wenn die Messungen überwiegend bei Mittel- und Niederwasserführung durchgeführt wurden. Für das Beispiel der Donau bei Wien entspricht diese Überschätzung etwa dem partikulär transportierten Stickstoff, welcher ca. 10 % der Gesamtfracht ausmacht. Daraus läßt sich jedoch auch ableiten, daß als näherungsweise Berechnung von Gesamt-Stickstofffrachten (entsprechend Fall 1a) auch die Summe aus Nitrat, (Nitrit) und Ammonium herangezogen werden kann. Für eine genauere Berechnung der Frachten an gelöstem anorganischem Stickstoff ist jedoch eine Auswertung über die Dauerlinie erforderlich, wie sie weiter unten für den Gesamt-Phosphor beschrieben wurde.

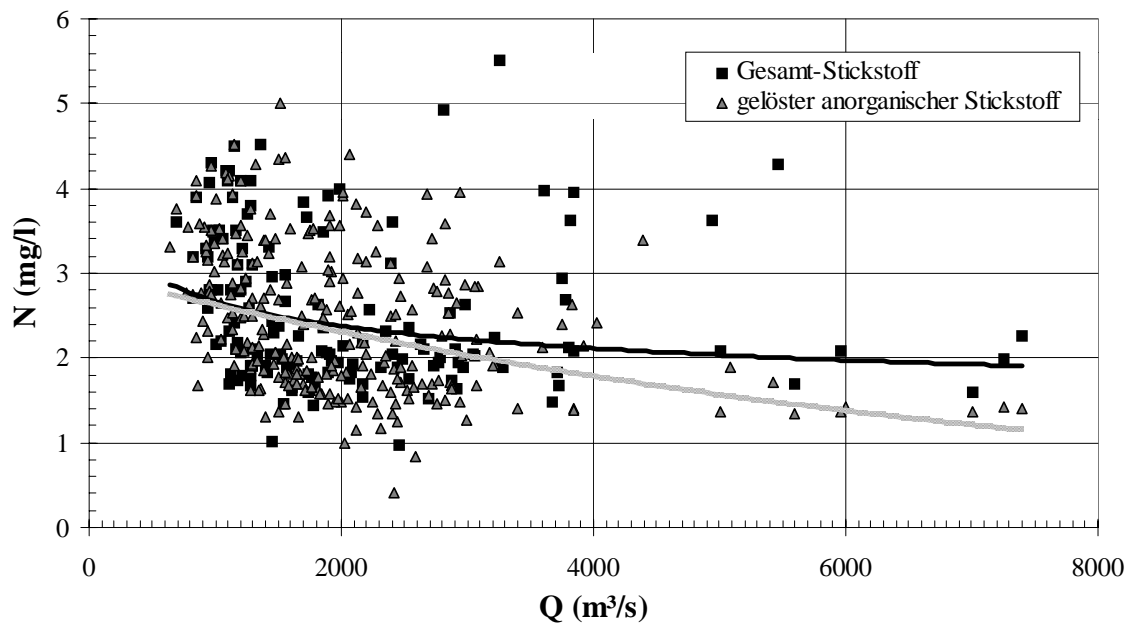


Abbildung 3-6: Wassermenge und Stickstoffkonzentration (Donau bei Wien 1978 - 1997)

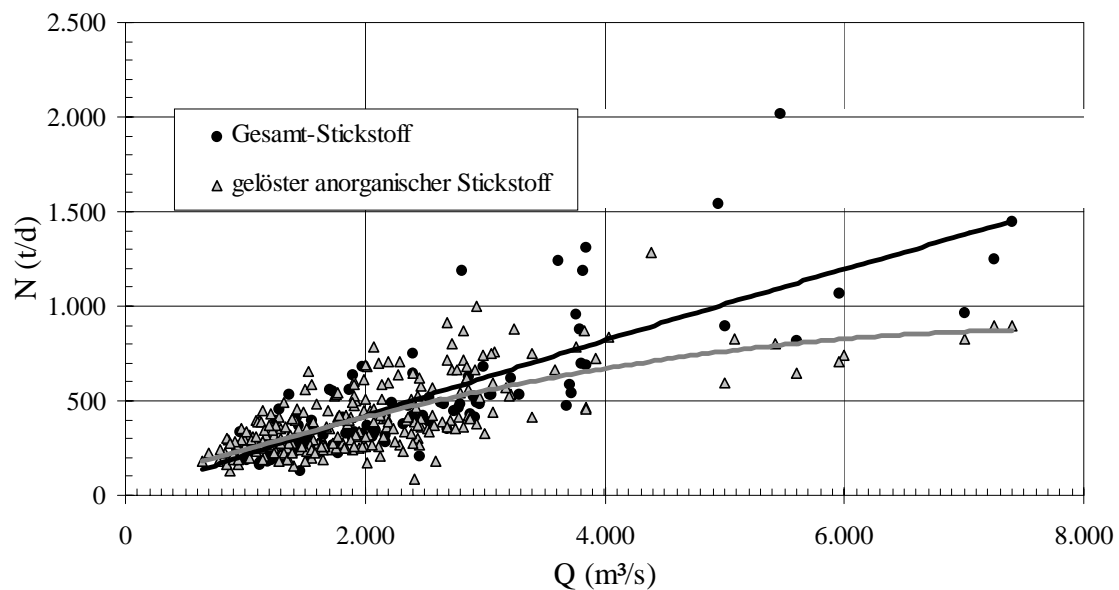


Abbildung 3-7: Wassermenge und Stickstofffracht (Donau bei Wien, 1978 - 1997)

In Abbildung 3-8 ist nun auch die Beziehung zwischen den Gesamt-Phosphorkonzentrationen und Durchflußmengen in der Donau bei Wien für die gesamten auftretenden Wasserführungen dargestellt. Bei der Darstellung wurden auf Grund der starken Abnahme der Phosphorkonzentrationen zwischen 1986 und 1991 nur die zwischen 1992 und 1997 erhobenen Daten verwendet.

Die Gesamt-Phosphorkonzentrationen steigen mit hohen Wassermengen überproportional an. Diese Zunahme wirkt sich natürlich verstärkt bei den Frachten aus, die bei unterschiedlichen Wassermengen transportiert werden (Fallbeispiel 2b). Der Phosphortransport erfolgt dabei - mit stark zunehmender Tendenz zu höheren Wassermenge hin - zu einem großen Teil partikulär gebunden. Begründen läßt sich dieser Zusammenhang wie folgt: eine ständige Belastung des Gewässers erfolgt vor allem über Abwassereinleitungen in gelöster Form. Der Eintrag über die Fläche erfolgt zu einem großen Teil partikulär (Erosion) und geht zudem mit Niederschlagsereignissen einher, die zumindest tendenziell zu höheren Wassermengen führen, so daß bereits der Eintrag bei größeren Wasserführungen höher ist. Bei geringeren Wasserführungen kommt es jedoch zu einer Ablagerung von Sedimenten und der Sedimenttransport erfolgt überwiegend bei Hochwasserereignissen. Es kommt zu einer Spülung des Gewässers (z.B. Stauräume). Da der Transport von partikulär gebundenem Phosphor einen wesentlichen Anteil am gesamten Phosphortransport im Gewässer ausmacht, wirkt sich die Zunahme des Sedimenttransportes im Hochwasserfall ganz entscheidend auf den gesamten Phosphortransport aus.

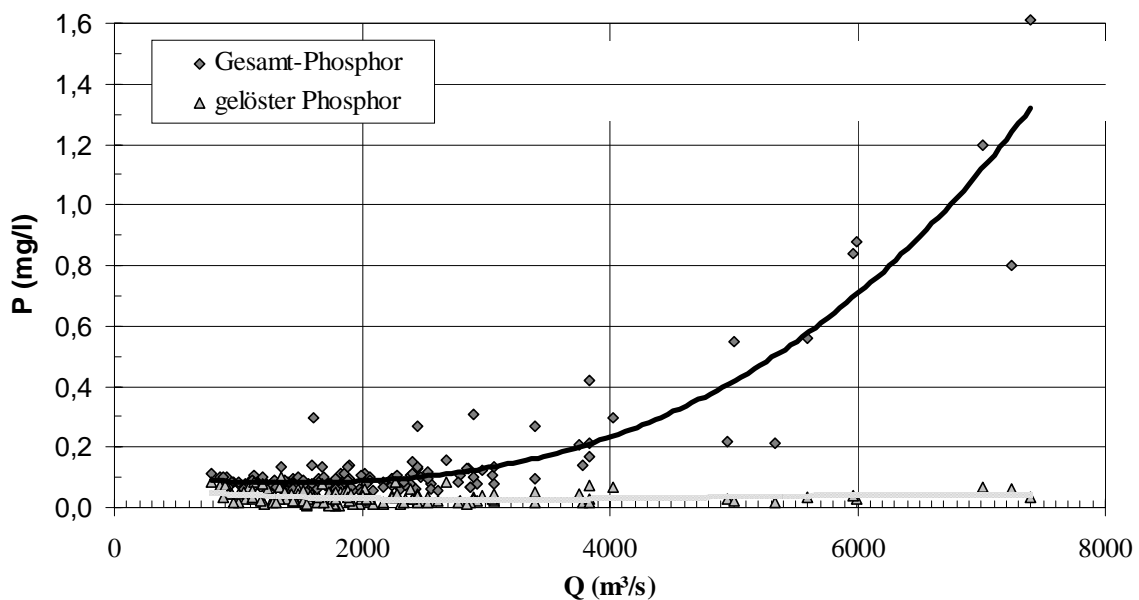


Abbildung 3-8: Wassermenge und Phosphorkonzentration (Donau bei Wien, 1992 - 1997)

Durch die überproportionale Zunahme der Frachten bei steigenden Wassermengen, führt eine Frachtberechnung von Jahresfrachten aus einer

begrenzten Anzahl von Meßwerten über gemittelte Tagesfrachten zu falschen Ergebnissen. Fehlen Messungen bei Hochwasser werden die Jahresfrachten unterschätzt. Sind Messungen bei Hochwasser im Vergleich zur Auftrittswahrscheinlichkeit überrepräsentiert, werden Jahresfrachten überschätzt. Auch ein Ausgleich der Jahresfrachten über die Mittelwassermenge und die mittleren Wassermengen an den Untersuchungstagen, wie für Gesamt-Stickstoff und gelösten Phosphor möglich, führt zu keinen korrekten Ergebnissen, da so ein Ausgleich eine lineare Zunahme der Frachten mit steigender Wassermenge voraussetzt.

Eine Frachtberechnung sollte daher in so einem Fall über die c/Q -Beziehung und eine Wassermengendauerlinie erfolgen. So eine Frachtberechnung wurde für die Donau bei Wien durchgeführt. Es wurden dabei die c/Q -Beziehung aus Abbildung 3-8 für die Jahre (1992 - 1997) und die Überschreitungsdauerlinie der Abflüsse der Donau bei Wien verwendet. Auch in der Zeit zwischen 1978 - 1986 waren die Belastungsverhältnisse weitgehend konstant. Es wurde daher auch für diese Periode eine c/Q -Beziehung aufgestellt und über die Abflußdauerlinie Frachten gerechnet. Dabei mußte jedoch für Wassermengen $> 5.000 \text{ m}^3/\text{s}$ auf die Werte der c/Q -Beziehung von 1992 - 1997 zurückgegriffen werde, da für 1978 - 1986 kaum Werte in diesem Bereich vorhanden waren. Die Berechnung ist in Tabelle 3-1 dargestellt. Vorerst wurde an Hand der Dauerlinie den Abflußbereichen eine mittlere Auftrittsauer zugeordnet. Zum Beispiel treten Abflüsse mit $2.000 - 3.000 \text{ m}^3/\text{s}$ im Mittel an 110 Tagen pro Jahr auf. Dann wurde einem mittleren Abfluß im jeweiligen Abflußbereich an Hand der c/Q Beziehung den jeweiligen Wassermengen eine Phosphorkonzentration zugeordnet, die im Mittel bei dieser Wassermenge auftritt. Davon ausgehend wurde über die Auftrittsauer des jeweiligen Abflusses die bei bestimmten Abflüssen pro Jahr transportierte Phosphorfracht errechnet.

Betrachtet man die Phosphorfrachten, die im Jahr bei den unterschiedlichen Wasserführungen transportiert werden, so zeigt sich für die Periode 1992 - 1996 (siehe Abbildung 3-9), daß bei Durchflüssen der Donau von über $6.000 \text{ m}^3/\text{s}$, welche durchschnittlich jedes Jahr 1 - 2 Tage lang auftreten, rund 2 % der Wassermengen, jedoch über 10 % der Phosphorfracht transportiert werden. Durchflüsse mit $5.000 - 6.000 \text{ m}^3/\text{s}$ treten im Mittel nicht ganz 3 Tage pro Jahr auf. Es werden rund 2,5 % der Wassermengen und knappe 10 % der Phosphorfracht transportiert. In einem mittleren Jahr werden innerhalb von 10

Tagen (2,7 % des Jahres) von knappen 10 % der Jahreswassermengen fast 30 % der Jahresphosphorfracht befördert.

Tabelle 3-1: Berechnung der Phosphorfrachten in der Donau bei Wien

Werte aus der mittleren Dauerlinie (1951 - 1990)						1992 - 1997			1978 - 1986		
Q	Tage		Q-Mittel	Q-Summe		Ges.P	P-Fracht		Ges.P	P-Fracht	
m ³ /s	d	%	m ³ /s	10 ⁶ m ³ /Jahr	%	mg/l	t/Jahr	%	mg/l	t/Jahr	%
> 6.000	1,7	0,5	6.500	955	2	0,90	860	11	0,90	860	6
5.000-6.000	2,7	0,7	5.500	1.283	2	0,56	718	9	0,58	744	5
4.000-5.000	5,6	1,5	4.500	2.177	4	0,32	697	9	0,36	783	5
3.000-4.000	11	3	3.500	3.326	6	0,18	599	7	0,24	798	5
2.000-3.000	110	30	2.500	23.760	39	0,11	2.614	32	0,21	4.990	33
1.000-2.000	190	52	1.500	24.624	41	0,09	2.216	28	0,24	5.910	39
< 1.000	44	12	950	3.612	6	0,10	361	4	0,28	1.011	7
Summe	365	100		59.737	100		8.065	100		15.096	100
Vergleich mit Frachten aus verschiedenen Berechnungsansätzen											
Mittel der Konzentrationen aller Messungen * MQ						t/a	6.879		t/a	14.320	
Mittel der Tagesfrachten aller Messungen						t/a	10.289		t/a	14.221	
Mittel der Konzentrationen nur WGEV ⁺ *MQ						t/a	5.572		t/a		
Mittel der Tagesfrachten nur WGEV ⁺						t/a	5.694		t/a		

⁺ WGEV: Wassergütererhebungsverordnung - 12 Messungen pro Jahr

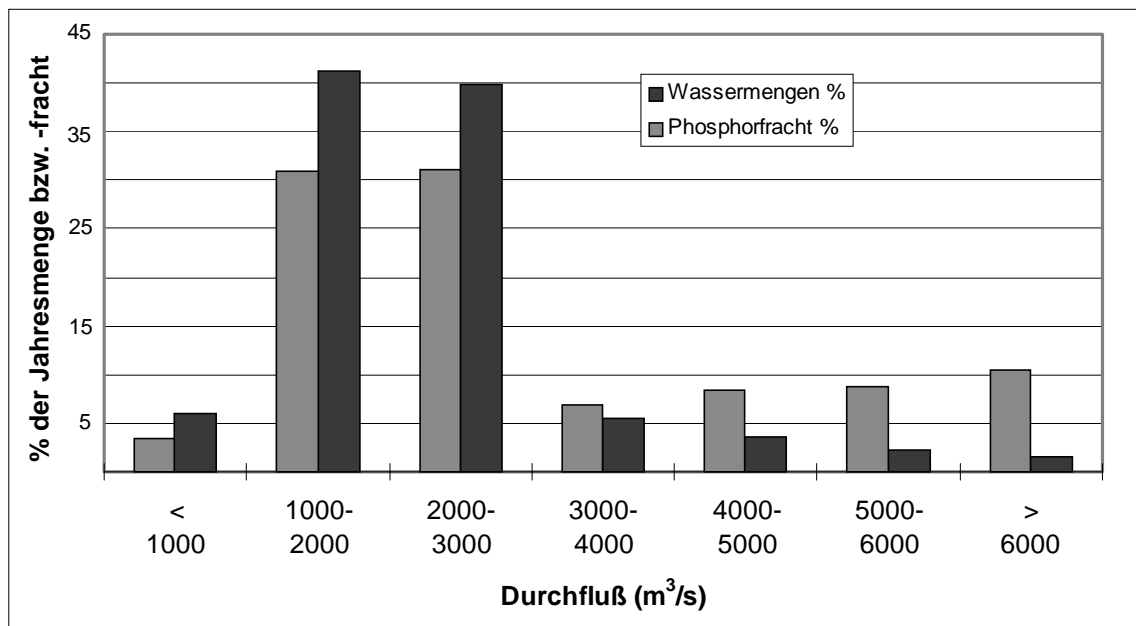


Abbildung 3-9: Transport von Wassermengen und Phosphor (seit 1992) in Abhängigkeit des Durchflusses (Donau bei Wien)

Für die Periode 1978 - 1986 zeigt sich, daß auf Grund der wesentlich höheren Phosphoreinträge aus dem Abwasserbereich die Bedeutung des Phosphortransportes bei Hochwasser im Verhältnis zur Gesamtjahresfracht deutlich geringer war. An den 10 Tagen mit der höchsten Wasserführung wurden im einem mittleren Jahr lediglich etwa 16 % der Phosphorfracht transportiert.

In Tabelle 3-1 werden den Berechnungen der Phosphorfracht, welche über die Dauerlinie der Abflüsse und die Trendlinie der Beziehung Wassermenge zu Phosphorfracht durchgeführt wurden, Phosphorfrachten gegenübergestellt, welche durch andere Berechnungsverfahren ermittelt wurden. Errechnet man die Frachten über den Mittelwert der Konzentrationen und eine mittlere Wassermenge, so ergeben sich im Vergleich zu der Berechnung über die Dauerlinie deutliche Minderbefunde, sowohl für 1978 - 1986 als auch für 1992 - 1997. Bei einer Berechnung der Jahresfracht über mittlere Tagesfrachten jener Tage, an denen Gütemessungen vorliegen, ergibt sich gegenüber der Berechnung über die Dauerlinie - obwohl die mittleren Wassermengen bei denen gemessen wurde annähernd der Mittelwassermenge entsprechen - ein Mehr- (1992 - 1997) oder ein Minderbefund (1978 - 1986), je nach dem ob Messungen bei Hochwasserereignissen im Vergleich mit deren Auftrittswahrscheinlichkeit über- oder unterrepräsentiert sind. Deutlich ist auch, daß in der Periode 1978 - 1986 die Frachtberechnung wesentlich unabhängiger von der Berechnungsmethodik ist als in der Periode 1992 - 1997. Dies liegt wiederum an dem wesentlich geringeren Anteil der Grundlast über das Abwasser an der Gesamtfracht in der Periode 1992 - 1997. In der österreichischen Wassergütererhebungsverordnung ist eine Probenahme überwiegend bei Nieder- und Mittelwasser vorgesehen. Werden nun ausschließlich jene Daten für eine Frachtberechnung für den Zeitraum seit 1992 herangezogen, die im Rahmen der Wassergütererhebungsverordnung bestimmt wurden, so ergibt sich ein erheblicher Minderbefund gegenüber einer Berechnung über die Dauerlinie. Dieser Minderbefund ist weitgehend unabhängig davon, ob die Frachten aus den Daten der Wassergütererhebungsverordnung über den Mittelwert der Konzentrationen und die Mittelwassermenge oder mittlere Tagesfrachten errechnet wurde. Die Frachten aus den Daten der Wassergütererhebungsverordnung liegen um einen Faktor 1,45 - 1,5 unter den Frachten, die aus der Dauerlinie und der Beziehung Wassermenge zu Phosphorfracht errechnet wurden. Werden daher

Nährstofffrachten, die über die Oberflächengewässer importiert und exportiert werden, im wesentlichen an Hand der Daten der Wassergütererhebungsverordnung bestimmt, ist es erforderlich, den Phosphortransport bei Hochwasserereignissen zusätzlich zu berücksichtigen.

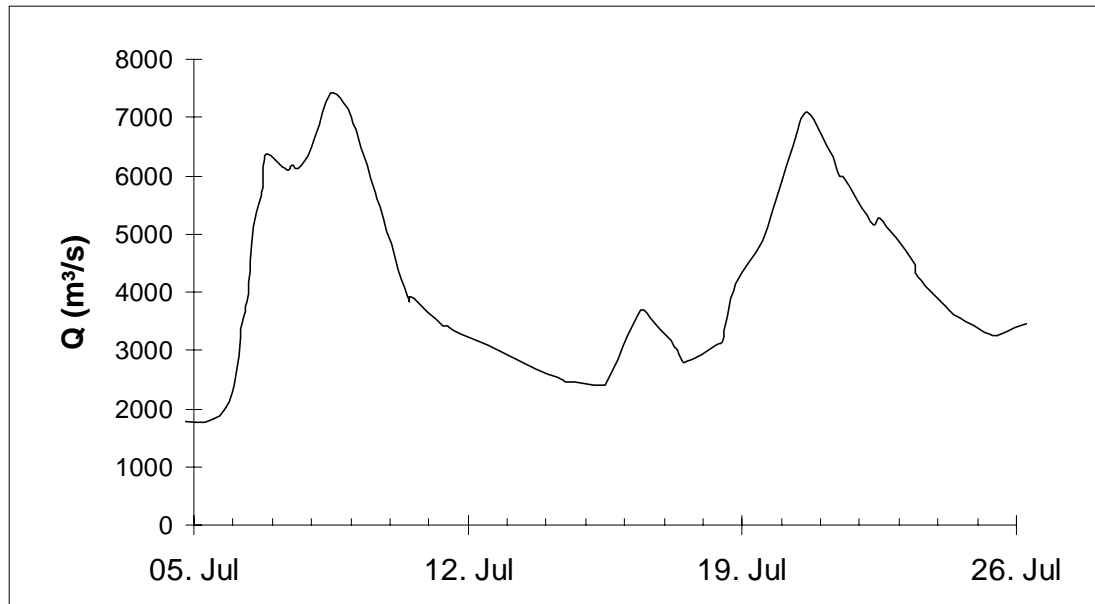


Abbildung 3-10: Hochwasserereignisse der Donau bei Wien im Juli 1997 (jeweils HQ₁₀), (Sengschmitt, 1997)

Die Abbildung 3-10 zeigt die Ganglinie der Donau bei Wien während der Hochwässer im Juli des Jahres 1997. Beide Hochwässer entsprechen etwa einem HQ₁₀. In Abbildung 3-11 sind Durchflüsse und Phosphorfrachten des 1. Hochwassers dargestellt, bei dem aus Proben des Institutes für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft die Nährstoffgehalte bestimmt werden konnten. Zum Vergleich sind auch die Messungen des Bundesamtes für Wassergüte, die in der Donau bei Deutsch Altenburg im selben Zeitraum erhoben wurden, dargestellt. Die Ergebnisse sind - von der Größenordnung der Frachten her - vergleichbar, wenn auch die Phosphorwelle nach den Messungen der Bundesamtes deutlich breiter ist, als es den Analysen aus dem Proben von Gutknecht *et al.* (1997) entsprechen würde.

An zwei Tagen dieses ersten Hochwassers wurde nach den eigenen Messungen über 1 kt Phosphor transportiert. Dies sind 13 % einer mittleren über die Dauerlinie errechneten Jahresfracht bzw. 19 % der über die Daten der Wassergütererhebungsverordnung gerechneten Jahresfracht. Zieht man die

Daten des Bundesamtes heran, so liegt die Phosphorfracht dieses Hochwassers noch höher (knapp 1,5 kt innerhalb von 2 Tagen, bzw. knapp 2 kt innerhalb von 3 Tagen). Legt man den beiden Hochwässern im Juli 1997 die Trendlinie der Beziehung zwischen Wassermengen und Phosphorfrachten zu Grunde, so wurden im Juli 1997 innerhalb von 6 Tagen fast 3 kt Phosphor in der Donau transportiert. Das sind 36 % einer mittleren über die Dauerlinie errechneten Jahresfracht bzw. 53 % der über die Daten der Wassergütererhebungsverordnung ermittelten Jahresfracht.

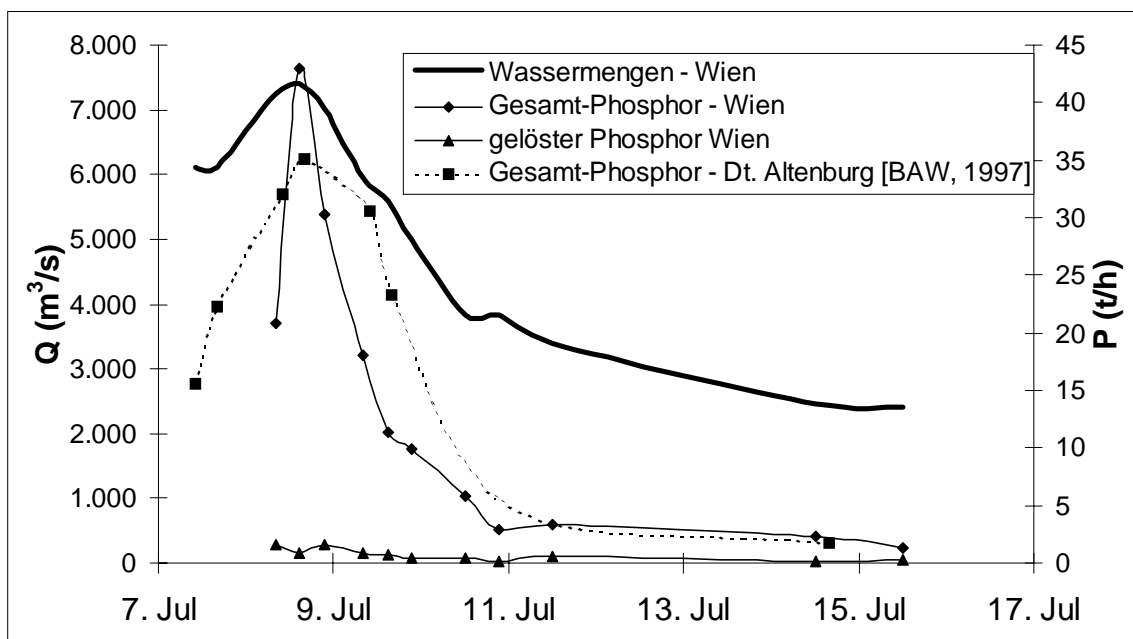


Abbildung 3-11: Phosphortransport beim 1. Hochwasser der Donau bei Wien im Juli 1997 (HQ₁₀)

Aus den oben durchgeführten Überlegungen läßt sich ableiten, daß vor allem der Transport von Gesamtphosphor im Gewässer diskontinuierlich erfolgt. Temporären Lagerbildungen kommt eine entscheidende Bedeutung zu. Die Ergebnisse der Berechnung einer Jahresfracht über mittlere Tagesfrachten können daher zu stark verfälschten Ergebnissen führen. Eine Frachtberechnung über die mittlere Dauerlinie und c/Q -Beziehung ist zur Bestimmung mittlerer Jahresfrachten vorzuziehen. Grundsätzlich kann diese Methode auch zur Berechnung der Jahresfracht eines bestimmten Jahres angewandt werden. Dafür müssen neben der Abflußdauerlinie dieses Jahres auch Meßwerte über den Schwankungsbereich der Wasserführungen des Jahres vorhanden sein, damit eine c/Q -Beziehung für das Jahr aufgestellt werden kann. In Abhängigkeit von

der Hochwassersituation kann in verschiedenen Jahren die transportierte Jahresfracht an Phosphor auch bei gleicher Emissionssituation stark unterschiedlich sein. Daten aus nur einem Jahr reichen daher auch bei täglicher Frachtbestimmung keinesfalls aus, um mittlere Jahresfrachten, zum Beispiel Exporte oder Importe über Ländergrenzen hinaus, zu errechnen. Hier sollte immer ein Mittel über mehrere Jahre zur Beurteilung herangezogen werden.

In Abbildung 3-12 ist die zeitliche Entwicklung der Stickstofffrachten in der Donau bei Wien dargestellt. Die Abbildungen zeigen Jahresfrachten. Zur Berechnung der Jahresfrachten wurde vorerst der Mittelwert aller gemessenen Tagesfrachten eines Jahres berechnet und dann ein Ausgleich entsprechend dem Verhältnis JMQ/Q_m durchgeführt (Beispiel 1a der theoretischen Überlegungen). Neben den Stickstoff-Jahresfrachten sind auch JMQ und Q_m in der Abbildung dargestellt. Die Abweichungen betragen bis rund 15 %. In diesem Umfang wirkt sich auch der Ausgleich über die Wassermengen auf die Berechnung der Jahresfrachten aus. Da die Anzahl der Messungen des Gesamt-Stickstoffes deutlich geringer ist und die Differenz zwischen Gesamt-Stickstoff und anorganischem Stickstoff zumeist gering ist, wurden für die Auswertung der Stickstofffrachten Messungen des anorganischen Stickstoffes (Summe aus Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) herangezogen. Die Stickstofffrachten weisen erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren auf. Die Extremwerte der Jahresfrachten schwanken um ca. ± 25 % um eine mittlere Jahresfracht. Dabei ist deutlich eine Beeinflussung der Jahresfrachten durch das Jahremittelwasser zu erkennen. Im zeitlichen Verlauf zeigt sich eine leicht abnehmende Tendenz der Stickstofffrachten. Allerdings ist das Bestimmtheitsmaß dieser Tendenz auf Grund der starken Schwankungen in den jährlichen Frachten gering.

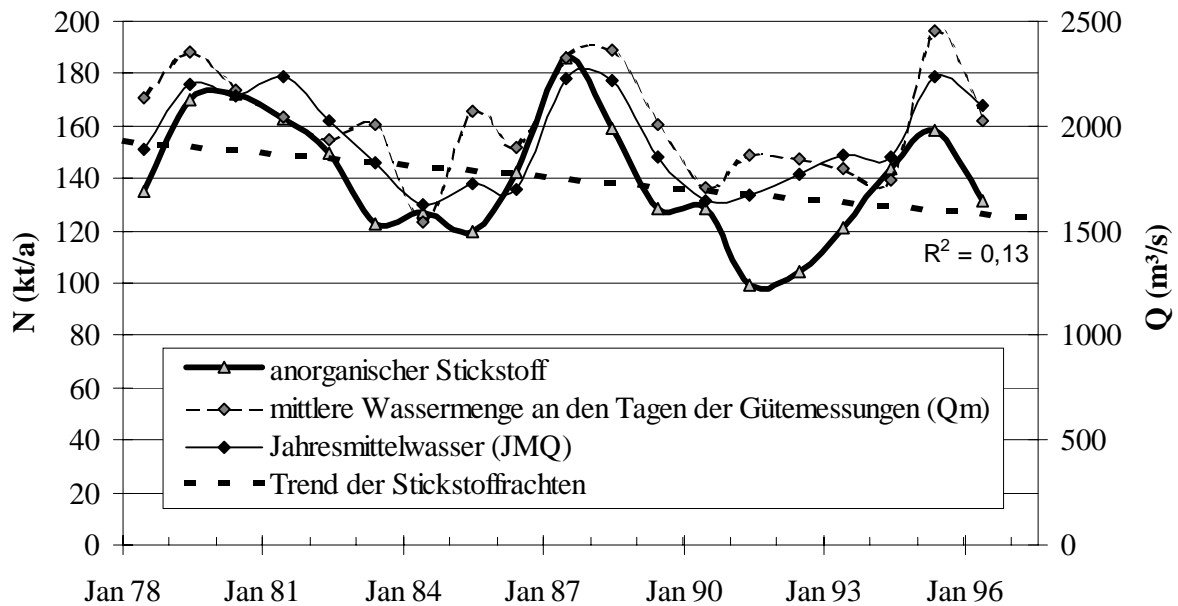


Abbildung 3-12: Zeitliche Entwicklung der Stickstofffrachten in der Donau bei Wien

Die Abbildung macht deutlich, daß die Schwankung der in der Donau transportierten Jahresfrachten an Stickstoff groß ist. Die hydrologischen Bedingungen dürften dabei eine wesentliche Rolle spielen. Die Schwankungen in den Frachten zwischen den einzelnen Jahren sind größer als die gesamten Emissionen aus dem Abwasserbereich. Sollen mittlere Jahresfrachten errechnet werden, zum Beispiel um Exporte oder Importe über Ländergrenzen hinaus zu beurteilen oder um eine Abschätzung von mittleren Emissionen Immissionen gegenüberstellen zu können und den Effekt der Reduktion von Emissionen überprüfen zu können, reichen Erhebungen über ein Jahr in keinem Fall aus. Es sollte immer ein Mittel über mehrere Jahre zur Beurteilung herangezogen werden. Dabei ist darauf zu achten, daß sowohl wasserreiche als auch wasserarme Jahre berücksichtigt werden.

Neben den dargestellten Problemen der Frachterhebung in Fließgewässern, ist auch noch die Frage einer repräsentativen Probenahme von entscheidender Bedeutung. Vor allem für den Transport des zu einem großen Teil an Partikel gebundenen Phosphors wird die Frage einer repräsentativen Probenahme zur Frachterhebung vermehrtes Augenmerk zu schenken sein. Dies gilt vor allem für langsam fließende Gewässer mit größerer Wassertiefe, wie es die Donau im Unterlauf ist.

4 Gegenüberstellung von Emissionen und Immissionen

Werden für Österreich Netto-Emissionen von Stickstoff und Phosphor an Hand von Gewässergütemessungen an den Österreichischen Grenzen errechnet (Kroiß et al., 1997; Deutsch, 1999), so ergibt sich für die österreichische Nährstoffbilanz eine recht gute Übereinstimmung zwischen den Abschätzungen der Emissionen und den in den Gewässern gefundenen Frachten. Der Überhang der Abschätzungen für die Emissionen gegenüber den Frachten im Gewässer ist gering, wenn ein zusätzlicher Transport von Phosphor während Hochwasserereignissen von 20 - 50 % berücksichtigt wird (Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Nährstoff-Emissionen und -Immissionen für Österreich

	N (kt/a)	P (kt/a)
Emissionen 1996 (Abschätzung nach Kroiß <i>et al.</i> , 1997)	88 - 115	5,1 - 9,9
Immissionen 1991 - 1995 (Kroiß <i>et al.</i> , 1997)	90 - 100	6,1 - 7,6*
Immissionen 1993 - 1997 (Deutsch, 1999)	101 - 107	6,4 - 7,9*

*Annahme Faktor 1,2 - 1,5 zusätzlichen Transport bei Hochwasserereignisse

Anders sieht es aus, wenn man den Abschätzungen von Emissionen für das Donaueinzugsgebiet Meßergebnisse von über die Donau ins Schwarze Meer transportierten Frachten gegenüber stellt (Tabelle 4-2). Die Abschätzungen von Nährstoffemissionen liegen entscheidend über den gemessenen Frachten. Neben den Unsicherheiten, die sowohl bei den Abschätzungen der Emissionen als auch bei den Messungen der Immissionen bestehen, tritt damit die Frage nach Verlusten und Rückhalt von Nährstoffen im Gewässersystem vermehrt in den Vordergrund.

Tabelle 4-2: Gegenüberstellung von Nährstoff-Emissionen und -Immissionen (im Donaueinzugsgebiet)

	N (kt/a)	P (kt/a)
Emissionen 1992 (Hochrechnung nach Institut für Wassergüte, 1997)	1.100 - 1.200	140 - 160
Immissionen 1991 - 1996 (Vituki, 1997; Mee L., 1998)	400 - 700	20 - 50

Im Folgenden soll nun versucht werden, die Bedeutung lokaler Einflüsse für den Stoffeintrag in die Gewässer und den Transport in den Gewässern auf der Ebene von Flußeinzugsgebieten unterschiedlicher Größe herauszuarbeiten. Dies soll Grundlage sein, um das Verständnis über Retention und Verluste von Nährstoffen im Gewässer zu erhöhen. Unter Retention wird dabei eine Ablagerung von Sedimenten und den daran gebunden Nährstoffen in den Gewässern, in Staubereichen von Kraftwerken oder in Überschwemmungsgebieten und Auen verstanden. Diese Retention kann temporär (innerhalb eines Jahres oder über Jahre hinweg) oder in Überschwemmungsgebieten auch langfristig erfolgen. Unter Nährstoffverlusten wird vor allem die Denitrifikation von Nitrat zu Luftstickstoff verstanden. Als Grundlage für die weiteren Überlegungen wurde für verschiedene österreichische Flußeinzugsgebiete eine Abschätzung von Einträgen von Nährstoffen in die Gewässer (Emissionen) den in den Gewässern gemessenen Stofffrachten (Immissionen) gegenübergestellt. Eine Erläuterung der Annahmen zur Berechnung von Emissionen und Immissionen, sowie Grunddaten und Ergebnisse der verschiedenen Einzugsgebiete wurden an anderer Stelle dargestellt und veröffentlicht (Zeßner, 1999).

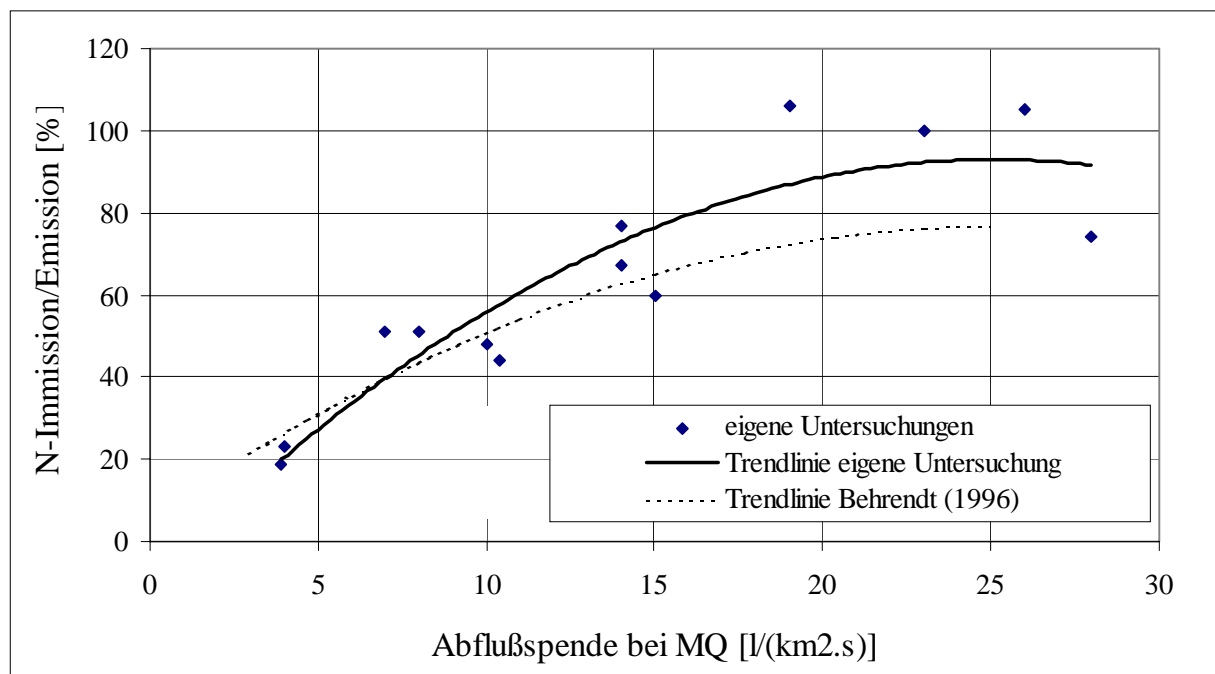


Abbildung 4-1: Abflußspende und Wiederfindungsrate der Stickstoffemissionen

Von Behrendt (1996) wurde im Zuge einer Auswertung über Nährstoffeinträge in verschiedene deutsche Gewässer eine Beziehung zwischen der mittleren Abflußspende eines Gewässers in $l/(km^2 \cdot s)$ und den Verlusten bzw. der Retention von Nährstoffen im Gewässer (ausgedrückt durch das Verhältnis Immission zu Emission) gefunden. In Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 wurde diese Erkenntnis auf die betrachteten österreichischen Gewässer angewandt (Zeßner, 1999) und den Ergebnissen von Behrendt gegenübergestellt. Obwohl auf regionale Besonderheiten nur bedingt eingegangen werden konnte und überwiegend mit vereinfachten Ansätzen gearbeitet wurde, zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Behrendt. Sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor ergibt sich ein deutlicher Trend, daß bei größeren mittleren Abflußhöhen die Verhältniszahl zwischen gemessenen Immission und geschätzter Emission größer wird. Die Abflachung diese Trends bei Abflußspenden über $15 l/(km^2 \cdot s)$ ist jedoch bei Behrendt deutlich stärker als bei den vorliegenden Ergebnissen.

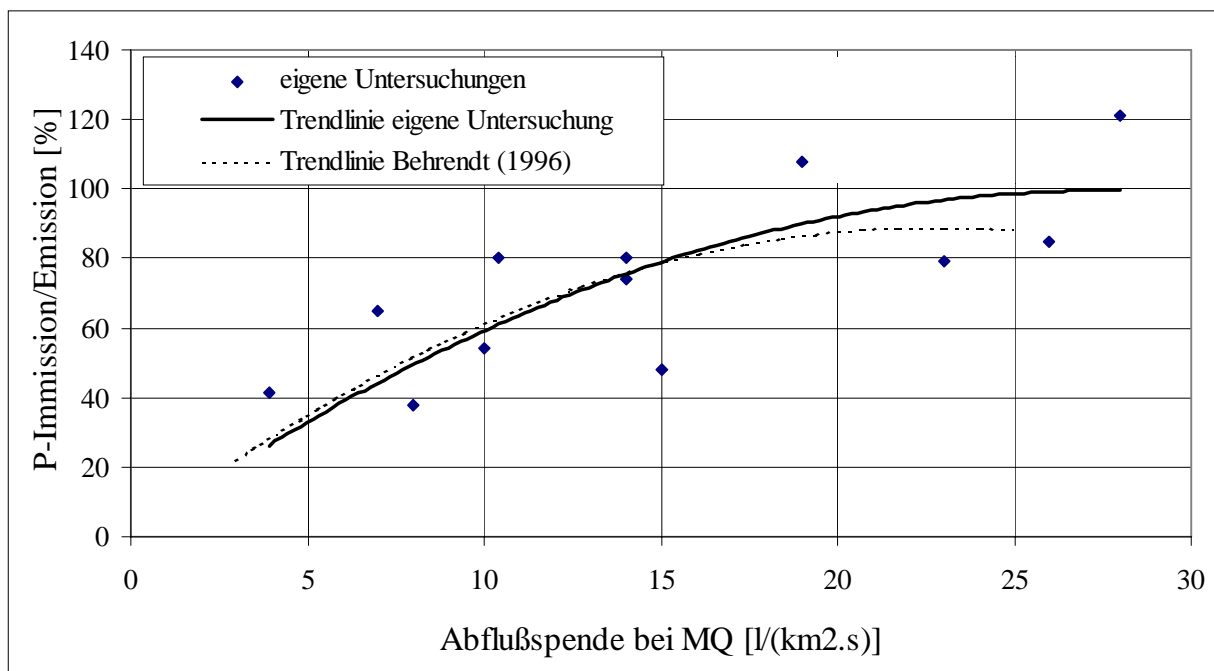


Abbildung 4-2: Abflußspende und Wiederfindungsrate der Phosphoremissionen

Behrendt (1996) schließt aus der gefundenen Beziehung, daß bei sinkender Abflußhöhe Retention und Verluste von Nährstoffen zunehmen. Hier ist für den Stickstoff vor allem die Denitrifikation von Bedeutung. Da bei der Abschätzung der Emissionen für die einzelnen Flußeinzugsgebiete in Österreich vorerst keine Denitrifikation in Untergrund und Grundwasser angesetzt wurde, könnte der

Fehlbetrag zwischen Immissionen und Emissionen auf Denitrifikation in der Passage durch Untergrund, Grundwasser und Flußsediment oder entlang der Fließstrecke zurückzuführen sein. Da in der fließenden Welle in Österreichs Fließgewässern eine ausreichende Sauerstoffversorgung herrscht, kommen für eine Denitrifikation entlang der Flußstrecke allenfalls anoxische Zonen im Sediment in Frage. Grundsätzlich ist die Annahme, daß bei sinkender Abflußhöhe die Denitrifikation tendenziell steigt, durchaus berechtigt. Geringere mittlere Abflußhöhen führen bei der Passage durch Untergrund und Grundwasser tendenziell zu längeren Aufenthaltszeiten und geringeren im Wasser gelösten Sauerstofffrachten. Außerdem steigt die Belastung der Fließgewässer und damit die Wahrscheinlichkeit des Auftretens anoxischer Zonen im Sediment tendenziell. Da bei sehr langen Aufenthaltszeiten das Grundwasser als Speicher von wesentlicher Bedeutung ist, ist auch nicht auszuschließen, daß sich Differenzen zwischen Emissionen und Immissionen zum Teil auch durch langfristige Speicheränderungen erklären läßt. Da in der Regel mit mittleren Auswaschungsraten aus der Fläche gerechnet wurde, läßt die gefundene Beziehung neben der Annahme einer steigenden Bedeutung der Denitrifikation aber auch die Interpretation zu, daß bei geringeren Abflußhöhen bereits der Austrag aus der Fläche tendenziell geringer ist. Es ist anzunehmen, daß mehreren Effekten eine Bedeutung zukommt.

Auch für den Phosphor ist eine Tendenz gegeben, daß mit steigender mittlerer Abflußspende die Verhältniszahl Immission zu Emission steigt, auch wenn hier die Streuung der Werte größer ist. Für das Verhältnis Immission zu Emission wurden die Immissionswerte mit Erhöhung um einen „Hochwasserbeitrag“ (Faktor 1,35) herangezogen. Beim Inn tritt damit ein Verhältnis von Immission zu Emission von deutlich über 1 auf. Dies kann bedeuten, daß bei großen mittleren Abflußhöhen und unbedeutenden Stauhaltungen die Berücksichtigung eines zusätzlichen „Hochwasserbeitrages“ nicht gerechtfertigt ist, da hier bereits bei geringeren Abflüssen ein Großteil des Sedimenttransportes stattfindet. Daneben wäre aber auch die Interpretation möglich, daß bei großen mittleren Abflußhöhen der Beitrag der Erosion über mittlere Erosionsraten unterschätzt wird. Grundsätzlich ist ein Verhältnis von Immission zu Emission von maximal 1 anzunehmen, da längerfristig kaum mit einer Speicherleerung in den Oberflächengewässern zu rechnen ist. Unter dieser Annahme würde sich die gefundene Trendlinie auch im Bereich größerer mittlerer Abflußhöhen wieder mehr jener von Behrendt (1996) nähern. Behrendt nimmt an, daß das geringere

Verhältnis von Immission zu Emission bei geringeren mittleren Abflußspenden auf eine erhöhte Retention von Phosphor im Gewässer zurückzuführen ist. Da bei der vorliegenden Studie mit mittleren Flächeneinträgen und einem mittleren „Hochwasserbeitrag“ unabhängig von der lokalen Situation gerechnet wurde, ist auch die Interpretation möglich, daß bereits die Flächeneinträge bei höheren mittleren Abflußspenden tendenziell größer sind, bzw. daß bei geringeren mittleren Abflußspenden einer temporären Retention größere Bedeutung zukommt und auf Grund vermehrter Sedimentation während Nieder- und Mittelwasser der Sediment- und Phosphortransport bei starken Hochwasserereignissen um so größer ist. Wiederum ist anzunehmen, daß allen drei Faktoren eine Bedeutung zukommt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß größere durchschnittliche Abflußspenden einen Ferntransport von Nährstoffen fördern, während geringe durchschnittliche Abflußspenden zu einem vergleichsweise geringen Ferntransport führen. In Hinblick auf Einträge aus der Fläche, Retention und Verluste von Nährstoffen und den Ferntransport von Nährstoffen in den Gewässern bestehen noch eine Reihe von offenen Fragen.

Phosphor wird in den betrachteten (Teil)- Einzugsgebieten zu einem wesentlich größeren Anteil über das Abwasser in die Gewässer eingetragen als Stickstoff (Zeßner, 1999). Bei Nieder- und Mittelwasserverhältnissen tritt diese Tatsache verstärkt in den Vordergrund, da der Phosphor, welcher aus der Fläche kommt, überwiegend partikulär gebunden ist und verstärkt bei Hochwasser transportiert wird. Für den Eintrag von (gelöstem) Phosphor bei Mittel- und Niederwasser in die empfangenden Fließgewässer sind daher die Emissionen über Abwassereinleitungen verstärkt von Bedeutung. Maßnahmen zur Phosphorelimination bei der Abwasserreinigung sind daher in Hinblick auf die Eutrophierung der empfangenden Fließgewässer von vorrangiger Bedeutung. Einträge von partikulär gebundenem Phosphor aus der Fläche werden erst bei Lösung des Phosphors unter anaeroben Bedingungen Eutrophierungswirksam. Diese ist jedoch in Staustufen (z.B. Eisernes Tor) oder im Schwarzen Meer nicht auszuschließen.

5 Probleme bei der Bilanzierung von Gewässersystemen

Eine große Unsicherheit der Abschätzungen der Quellen für eine Gewässerbelastung besteht im Bereich der Austräge aus der Fläche. Eine Überprüfung der über spezifische Werte abgeschätzten Flächenausträge mit Hilfe von Messungen in den Gewässern ist nur bedingt möglich, da z.B. für Stickstoff eine Denitrifikation in der Passage Untergrund - Grundwasser - Oberflächengewässer bzw. in den Oberflächengewässern selbst (Sedimentbereich) nicht außer Acht gelassen werden darf. Eine Quantifizierung dieser Denitrifikation ist jedoch mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Es kann daher sein, daß, auch wenn die im Gewässer transportierte Stickstofffracht bekannt ist, entweder die Verluste aus der Fläche in den Untergrund und die Denitrifikation überschätzt oder aber beide unterschätzt werden. Eine zweifelsfreie Überprüfung der Ergebnisse über Bilanzierung ist daher nicht möglich. Für die Beurteilung der Auswirkungen von Maßnahmen bei der Abwasserentsorgung zur Reduktion der Stickstoffbelastungen von Gewässern besteht die Schwierigkeit darin, daß, wenn die Bilanz nicht eindeutig geschlossen werden kann, bzw. Verluste über Denitrifikation nicht eindeutig zugeordnet werden können, auch eine eindeutige Aussage über die Auswirkungen von Maßnahmen zur Stickstoffreduktion nicht getroffen werden kann.

Bei einer Bilanzierung der Einträge in die Gewässer hat der Phosphor gegenüber dem Stickstoff den Vorteil, daß er nicht „denitrifiziert“ werden kann. Er hat jedoch den Nachteil, daß ein wesentlich höherer Anteil des in der Hydrosphäre transportierten Phosphors an Partikel (Sediment) gebunden ist. (Temporäre) Lagerbildungen und ein diskontinuierlicher Transport spielen daher eine wesentliche Rolle. Wie bereits beim Stickstoff kann daher die Abschätzung der Einträge in die Gewässer nicht zweifelsfrei über eine Bilanzierung mit Hilfe von Messungen in den Gewässern überprüft werden. Wie bereits gezeigt werden konnte, wird ein großer Teil des Phosphors während Hochwasserereignissen transportiert. Bei fehlenden Messungen unter Hochwasserbedingungen wird dieser Anteil nicht erfaßt. Andererseits können auch längerfristige Lagerbildungen eine wesentliche Rolle spielen. Es kann daher nicht gänzlich ausgeschlossen werden, daß entweder Einträge aus der Fläche und die Bedeutung von Hochwasserereignissen oder die Lagerbildung überschätzt bzw. die Einträge aus der Fläche und die Bedeutung von

Hochwasserereignissen bzw. die Lagerbildung unterschätzt werden. Für die Abschätzung der Auswirkungen von Maßnahmen zur Reduktion von Phosphoremissionen auf die Gewässer sind demnach wie beim Stickstoff Unsicherheiten durch die nicht gänzlich geschlossene Bilanz gegeben. Wie an anderer Stelle am Beispiel der Donau bei Wien gezeigt werden konnte, wo Reduktionen von Abwasseremissionen sehr gut in den Frachten in der Donau nachvollzogen werden konnten (Zeßner, 1999), dürften die Unsicherheiten hier vor allem den Transport von Erosionsmaterial betreffen.

6 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Soll einem Emissionssektor (z.B. „Abwasserentsorgung“) oder einer bestimmten Region (z.B. Österreich) ein Beitrag an der Belastung eines empfangenden Gewässers (z.B. Donau oder Schwarzes Meer) zugeordnet werden, so sind folgende Informationen erforderlich:

- 1.) Angaben über die Emissionen aus den verschiedenen Quellen.
- 2.) Erhebung der in den Gewässern transportierten Fracht.
- 3.) Quantifizierung von Rückhalt, Speicherung von Stoffen im und Austragen aus dem Gewässersystem.

Nur wenn alle Größen bekannt sind und die Bilanz geschlossen werden kann, ist eine eindeutige Zuordnung von Belastungen des Gewässers zu einzelnen Quellen bzw. eine Aussage, wie sich Änderungen der Emissionen auf die Gewässerbelastung auswirken werden, möglich. Wie gezeigt werden konnte, können die abgeschätzten Emissionen von Stickstoff und Phosphor für Österreich weitgehend über Erhebungen von Netto-Exportfrachten in den Gewässern wiedergefunden werden. Die Abschätzung der Emissionen und die Zuordnung zu verschiedenen Quellen sind für Österreich damit plausibel. Für das gesamte Donaueinzugsgebiet ist diese Übereinstimmung nicht gegeben (Lampert, Brunner, 1999). Abschätzungen von Emissionen liegen weit über dem was als Transport über die Donau in das Schwarze Meer gemessen wird. Neben den Unsicherheiten, die bei den Emissionsabschätzungen und den Immissionserhebungen gegeben sind, ist eine eindeutige Zuordnung dieser

Differenz zu Rückhalt, Speicherung und Austrägen von Nährstoffen im und aus dem Gewässersystem zur Zeit nicht möglich. Damit ist aber auch eine eindeutige Zuordnung des Beitrages Österreichs zur Belastung von Donau und Schwarzem Meer zur Zeit nicht möglich.

Folgende Aussagen können trotzdem auf Grund dieser Arbeit in Hinblick auf das gestellte Thema getroffen werden.

- Die Nährstoffemissionen in Österreich können im wesentlichen den Bereichen „Abwasserentsorgung“ und „landwirtschaftliche Flächen“ zugeordnet werden. Beim Stickstoff kommt auch forstwirtschaftlichen Flächen und sonstigen Flächen eine nicht unbeträchtliche Bedeutung zu. Der Eintrag von Stickstoff auf diese Flächen erfolgt durch Depositionen aus der Luft. Quellen für diese Depositionen sind vor allem die Viehhaltung (NH_3) und der Verkehr (NO_x).
- Die Anforderungen vor allem an die Nahrungsmittelversorgung (Fleischkonsum) aber auch an die Abwasserentsorgung (Kanalisationsgrad) und an die Mobilität (Verkehrsaufkommen) sind treibende Kräfte für Nährstoffbelastungen von Gewässern.
- Über Umsetzung der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser können die gesamten Stickstoffemissionen Österreichs um etwa 13 % reduziert werden, die gesamten Phosphoremissionen um etwa 20 %. Die dann noch verbleibenden Emissionen aus dem Abwasserbereich betragen sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor etwa 20 % der derzeitigen Gesamtemissionen. Weitere Reduktionen der Emissionen aus dem Bereich der Abwasserentsorgung sind möglich, weisen aber deutlich ungünstigere Kosten-Nutzen-Verhältnisse auf.
- Für die Eutrophierung der empfangenden Fließgewässer sind vor allem die kontinuierlichen Einträge an gelöstem Phosphor aus der Abwasserentsorgung von großer Bedeutung, da diese die Konzentrationen bei Mittel- und Niederwasser bestimmen. Phosphor-Einträge aus den Flächen sind dagegen zu einem großen Teil partikulär gebunden und werden überwiegend bei Hochwasser transportiert.

- Langfristig wird der landwirtschaftlichen Produktion eine wesentliche Bedeutung in Hinblick auf eine Minderung der gesamten Nährstoffemissionen (Stickstoff und Phosphor) und damit auch für die Belastung des Schwarzen Meeres zukommen. Die Nährstofflager in den landwirtschaftlichen Böden Österreichs - beim Stickstoff auch in den forstwirtschaftlich genutzten Böden - nehmen nach wie vor zu.
- Eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung könnte bei Umsetzung der Phosphorentfernung auf den Kläranlagen nicht unwesentlich zur Phosphorversorgung der Landwirtschaft beitragen. Phosphorentfernung hat im Falle einer Verwertung daher nicht nur für den Gewässerschutz sondern auch zur Ressourcenschonung Bedeutung.
- Für die Erhebung von Nährstofffrachten in Gewässern sind gezielte Meßprogramme erforderlich. Vielfach sind diese im Donaeinzugsgebiet noch nicht umgesetzt. Diese Meßprogramme müssen Messungen von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor enthalten. Weiters kommt einer repräsentativen Probenahme entscheidende Bedeutung zu. Beim Phosphor ist jedoch vor allem die Erfassung von Hochwasserereignissen wichtig. Sollen mittlere Frachten über Ländergrenzen hinweg erhoben werden, ist eine Erfassung über mehrere Jahre (5-10) erforderlich, da die Frachten in einzelnen Jahren stark von der jeweiligen hydrologischen Situation beeinflußt werden. Eine Erfassung verschiedener Abflußsituationen über mehrere Jahre hinweg ist wichtiger als eine sehr häufige Meßfrequenz.
- Zur Berechnung von Nährstofffrachten an Hand von Messungen, ist eine Berücksichtigung der Transportcharakteristik erforderlich. Zum Beispiel bietet sich für den Gesamt-Phosphor eine Berechnung über die Abflußdauerlinie und eine mittlere Beziehung zwischen Abfluß und Phosphorkonzentration (c/Q -Beziehung) an.
- Für Phosphor konnten die Emissionen in die Oberflächengewässer Österreichs durch Einführung von phosphatfreien Waschmitteln und durch Phosphorentfernung bei der Abwasserreinigung seit Mitte der 80er Jahre deutlich reduziert werden. Dieser Rückgang der Emissionen konnte auch in den Gewässern nachgewiesen werden. Bereits jetzt steht Österreich von der Emissionssituation im Vergleich zu anderen Ländern des

Donaeinzugsgebietes günstig dar. Durch vollständige Umsetzung der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser werden die Emissionen weiter deutlich abnehmen.

- Beim Stickstoff sieht die Situation für Österreich weniger günstig aus. Deutliche Reduktionen der Emissionen konnten bisher nicht nachgewiesen werden. Die Umsetzung der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser wird eine Reduktion der derzeitigen Emissionen bringen, jedoch ist deren Anteil an den derzeitigen Gesamt-Emissionen deutlich geringer als beim Phosphor. Auch im Vergleich mit der Emissionssituation in anderen Ländern des Donaeinzugsgebietes steht Österreich weniger günstig da als beim Phosphor.
- Der Transport, der Rückhalt und die Verluste von Nährstoffen in Gewässersystemen können nicht ausreichend genau quantifiziert werden. Hier ist Forschungsbedarf gegeben.
- Es gibt jedoch Hinweise darauf, daß geringe mittlere Abflußhöhen Rückhalt, Speicherung und Verluste von Nährstoffen in Gewässersystemen begünstigen, bzw. daß der Ferntransport von Nährstoffen bei hohen mittleren Abflußhöhen gefördert wird. Für Österreich wäre das in Hinblick auf den Beitrag zur Belastung des Schwarzen Meeres als Standortnachteil anzusehen. Rückhalt und Verluste (Denitrifikation) von Nährstoffen treten dann eher in den abflußärmeren Nebengewässern des Donaeinzugsgebietes östlich von Österreich auf als in Österreich oder entlang der Fließstrecke der Donau. Das heißt aber auch, daß es nicht auszuschließen ist, daß trotz vergleichsweise hohem Standard bei der Abwasserreinigung und trotz vergleichsweise moderater Intensität der landwirtschaftlichen Produktion auf Grund klimatischer und hydrologischer Gegebenheiten bezogen auf die Fläche oder bezogen auf die Anzahl der Einwohner im Vergleich mit anderen Ländern des Donaeinzugsgebietes ein relativ hoher Anteil der Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen aus Österreich kommt. Für den Phosphor könnte vor allem die Staustufe Eisernes Tor für eine gewisse Zeit eine Senke für Emissionen aus Österreich darstellen. Allerdings ist die Wirksamkeit dieser Senke zeitlich begrenzt, bis es zu einem Gleichgewicht zwischen Einträgen und Austrägen von Sedimenten bzw. Phosphor kommt.

- Auch wenn ein konkretes Ziel zur Reduktion der Nährstoffeinträge in das Schwarze Meer erst zu finden sein wird, so wird eine deutliche Reduktion der derzeitigen Einträge an Stickstoff und Phosphor jedenfalls anzustreben sein. Österreich wird dazu einen Anteil beitragen müssen. Vorerst wird dies durch die flächendeckende Umsetzung des Standes der Technik bei der Abwasserreinigung und der guten landwirtschaftlichen Praxis geschehen. Dies ist auch in den anderen Ländern des Donau- bzw. Schwarzmeereinzugsgebietes zu fordern. Es ist jedoch nicht gesichert, daß dies ausreichend sein wird. Vor allem beim Stickstoff könnte es längerfristig erforderlich werden, die Emissionen darüber hinaus zu reduzieren.

7 Literatur

- Andreottola G., Bonomo L., Poffiali L., Zaffaroni C. (1994) A methodology for the estimation of unit nutrient and organic loads from domestic and non-domestic sources. *Europ. Wat. Pollut. Control* **4 (6)**, pages 13-19.
- Baccini P., Brunner P.H. (1991) *Metabolism of the Anthroposphere*, Springer Verlag, Berlin; Heidelberg, New York
- Behrendt H. (1996) Inventories of Point and Diffuse Sources and Estimated Nutrient Loads - A Comparison for Different River Basins in Central Europe, *Wat. Sci. Tech.* Vol 33, No. 4-5, pp. 99-107
- Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte (1978 - 1996) Nährstoffmessungen an der Donau bei Wien
- Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte (1997a) Nährstoffmessungen an der Donau bei Deutsch Altenburg während zweier Hochwasserereignisse im Juli 1997
- Bundesamt für Wasserwirtschaft (1997b) Wassergüte der Donau 1996. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wassergüte Band 5, August 1997
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1996) Gewässerschutzbericht 1996, Wien
- Deutsch K. (1999) Nährstoffbelastungen der Donau - Abschätzungen des österreichischen Anteils; in: *Wassergüte in Österreich, Jahresbericht 1997*, BMLF, in Druck
- Gutknecht et. al. (1997) Kolmationsprozesse am Beispiel des Stauraumes Freudenu, Forschungsprojekt im Rahmen der Forschungsinitiative der Verbundkonzernes, Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
- Hamm A. (Hrsg) (1991) Studie über die Wirkung und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Academia Verlag Sankt Augustin

- Henseler G., Scheidegger R., Brunner P.H.: Die Bestimmung der Güter- und Stoffflüsse im regionalen Wasserhaushalt, Regionale Stoffhaushaltsstudie Unteres Bünztal (RESUB), Teilprojekt RESUB WASSER, EAWAG Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, Dübendorf, Juni 1990
- Henseler G., Scheidegger R., Brunner P.H.: Die Bestimmung von Stoffflüssen im Wasserhaushalt einer Region, Vom Wasser, 78, Seite 91-116, 1992
- Humpesch U. H. (1987 - 1996) Badewasserqualität und Nährstoffgehalte der Neuen Donau, verschiedene unveröffentlichte Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45
- Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien und Department of Water and Wastewater Engineering, Budapest University of Technology (1997) Nutrient Balances for Danube Countries - Final Report, Danube Applied Research Program, Project EU/AR102A/91
- Isermann K. (1991) Anteil der Landwirtschaft an den Stickstoff und Phosphor-Einträgen in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland (1986/87) und Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden Verminderung, 46. Fachtagung der bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung "Weitergehende Abwasserreinigung - Zielsetzung, Erfahrung und Ergebnisse", München Oktober 1991
- Köchl A. (1995) Die Stoffdrehscheibe Landwirtschaft, *Wiener Mitteilungen*, **Band 126**, Seiten 331 - 364
- Kroiß H., Zeßner M., Deutsch K., Schaar W., Kreuzinger N. (1997) Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten - Erhebungen für Österreich, Studie im Auftrag des österreichischen Bundeskanzleramtes, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Lampert Ch., Brunner P.H. (1999) Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten, *Wiener Mitteilungen*, **Band 155**
- Mee L. (1991) The Black Sea: a call for a concerted international action, Report of UNEP/IOC/IAEA mission
- Mee L. (1992) The Black Sea in crisis: a need for a concerted international action, *Ambio* 21, 278-286
- Mee L. (1998) Eutrophication in the Black Sea: Establishing the causes and effect, draft report 10-12-98 on behalf of UNDP-GEF.
- Nikolavcic B., Zeßner M., Nowak O. (1998) Maßnahmen zur Phosphorentfernung, *Wiener Mitteilungen* **145**, Seiten 205 - 259
- Nowak O. (1995a) Nährstoff- und Schwermetallgehalte von Klärschlämmen, *Wiener Mitteilungen* **125**, Seiten J-1 bis J-54
- Sengschmitt D. (1997) Institut für Hydraulik, Gewässererk. u. Wasserwirtschaft, TU-Wien, persönlichen Mitteilung
- Vadineanu et al. (1992) Phytoplankton and submerged macrophytes in the aquatic ecosystems of the Danube Delta during the last decade, *Hydrobiologia* 243/244, 141-146
- VITUKI (1997) Water Quality Targets and Objectives, Danube Applied Research Program, Project EU/AR203/91, Water Resource Research Centre Plc. VITUKI, Budapest, Hungary

- Wasserwirtschaftskataster/Umweltbundesamt (1996) Erhebungen der Wassergüte in Österreich im Rahmen der Wassergüteeerhebungsverordnung, Daten für die Jahre 1991 bis 1995, Sonderauswertung 1996
- Zessner M., Kroiss H. (1998). Retention and losses of nutrients in the hydrosphere, Proceedings to the 8th River Basin Conference, Management of large river basins, Budapest, Hungary, 13 - 16 September 1998
- Zeßner M (1999) Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers, Dissertation am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, *Wiener Mitteilungen* **Band 157**, im Druck.

Dipl.-Ing.Dr. Matthias Zeßner
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: 58801 / 22616
Fax: 58801 / 22699
Email: mzessner@iwag.tuwien.ac.at

Water protection in the Danube basin in a period of socio-economic changes

Teodor Lucian Constantinescu

Romanian Waters Authority, Bucharest

Abstract: The paper present the socio-economic conditions in Romania including the period of transition of the last decade, the main water quality problems and the main source of nutrient emissions in the country, the change of emissions, due to the economical changes in the last decade and planed activities for the abatement of nutrient emissions.

Keywords: environment, pollution, water resources, water demand, wastewater, monitoring, sewage, point source, diffuse source, load, emission, nutrient.

1 Social - economic and climatic conditions in Romania

In the last decade Romania engaged in a process to establish and consolidate a multi-party democratic system and to change from a strictly centrally planned economy to a market-oriented one. Starting in 1990, Romania introduced important legislation to create the legal framework for a new society.

The degradation of the environment resulting from the industrial strategy of the former communist regimes requires urgent remedial action. Severe hazards to human health are found, mainly in highly industrialised areas as a result of the post-World War II industrialisation strategy adopted by Romania and which focused on the development of large, energy-intensive metallurgical, chemical and machine-building industries.

The environment was severely neglected in the last decades. The rapid heavy industrialisation of several regions of Romania was conceived without consideration to the negative impact on the environment.

Rapid and significant changes are taking place in the environment over large areas as a result of hydraulic structures, the extensive use of water resources, change of forest areas (including deforestation and reforestation), the expansion of agricultural cultivation over previously bare or forested lands, the development of drainage and irrigation areas, increased use of chemicals in agriculture, and the growth of industrial complexes and urbanisation. These activities are expected to continue in the future.

The climatic conditions of Romania are characterised by:

- mean annual air temperature varies between 8÷11 °C, with mean amplitudes between summer and winter varying from 22 °C to 26 °C (maximum amplitudes can reach 83 °C);
- mean annual rainfall of 638 mm, with extreme values of 1350 mm in Carpathian Mountains and 350 mm in some regions of Dobrudja, an eastern Romanian province, close to the Black Sea;
- relative humidity varies between 63÷80 %;
- predominant winds from north in the eastern side of Romania, from south-west in the western Romania and from west and east in the Danube plain.

The water resources of Romania consists in the surface waters, (the inner rivers, the natural lakes and reservoirs), the Danube river and the groundwater.

Romania has a relatively dense hydrographic network and most of it area (97.8%) is located in the Danube river basin. The main water resource of Romania, consist in the 4,864 inner rivers of 78,905 km in length.

The water resources of Romania, assessed on the basis of the mean runoff of the inner rivers and of the Danube river, depending of the physical-geographical characteristics of the river basins and also of the hydraulic structures, are presented as follows:

Table 1: Water resources categories in Romania

Resources category	theoretical billion.m3.	usable technical resource billion.m3.
Inner rivers	40	25
Danube river	85 *	30 **
Groundwater	9	6
Total	134	61

Legend

* represents 1/2 of the annual mean runoff of the Danube river.

** includes about 5 billion m³ of resources in the natural hydrological regime.

The water resources of the Black Sea are not taken into account for the moment, due to the technical and economical difficulties of the desalinisation of the sea water.

The water demands increased from 1,4 billion m³ in 1950 to over 20 billion m³ in 1989, due to the population increase and industry and agriculture development (Figure 1).

The main tendency registered after 1989 shows the decrease of water requirements of the users up to more reduced values, representing almost 60% of the value of the water demands (Figure 1) mentioned in the permits acts for their normal operation conditions.

THE EVOLUTION OF THE WATER DEMANDS IN ROMANIA

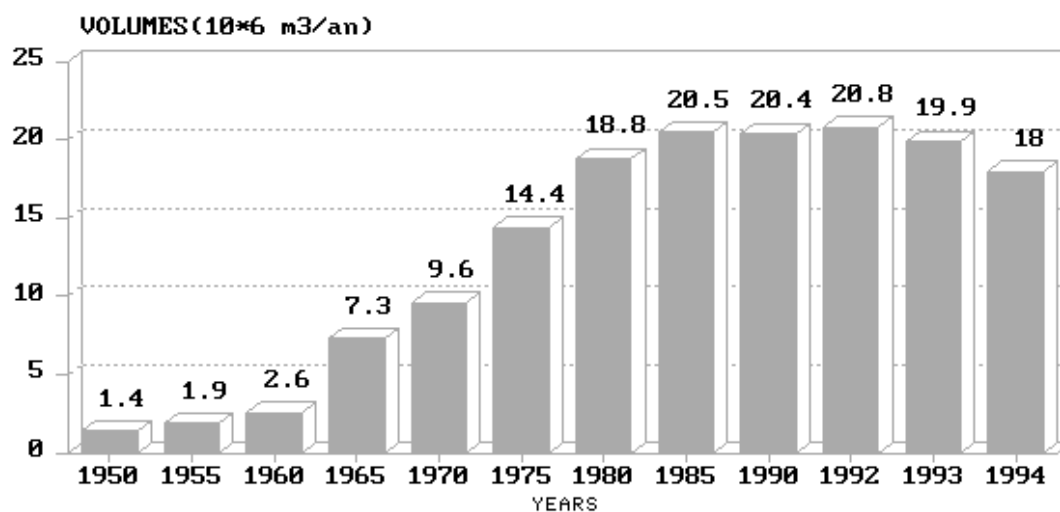


Figure 1: The evolution of the water demands in Romania

EVOLUTION OF WATER DEMANDS IN ROMANIA, FOR THE MAIN WATER USERS

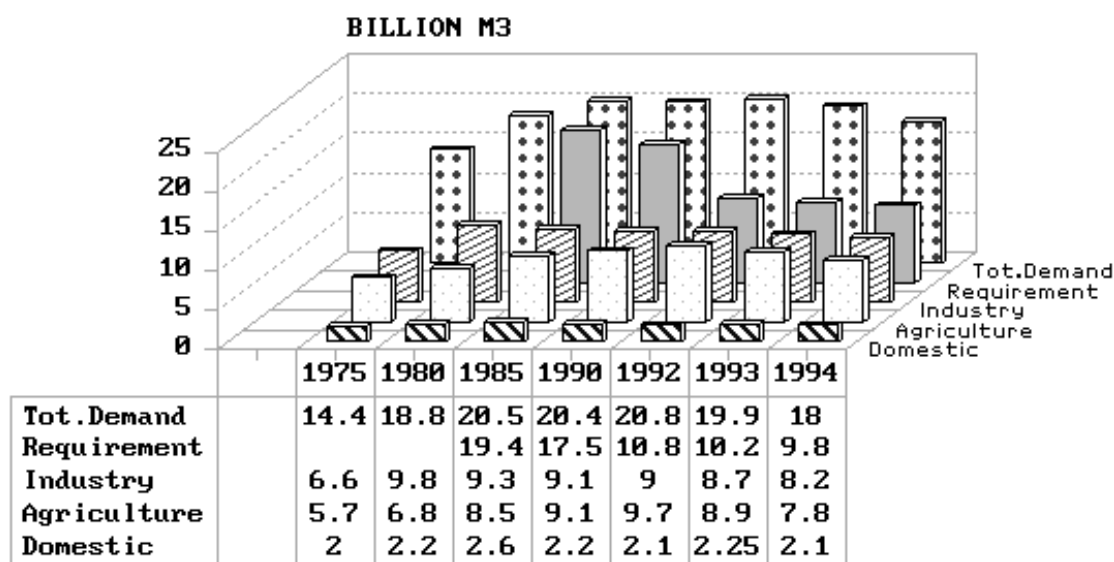


Figure 2: The evolution of water supply demands for the main users

The evolution of the water supply demand in Romania, for the main water users (industry, agriculture, domestic) is shown in Figure 2

It was also noticed that the actual water withdrawals (requirements), after they registered in 1994 the minimum value 9.84 billion m³ and during the last two years they maintain to 10.3 billion m³, representing a little over 50% of the volume withdrawn in 1989.

2 Main water quality problems in Romania

The Romanian legislation aim to control water pollution from several sources, but does not include a requirement for wastewater treatment based upon population equivalents. According to the Environmental Protection Law (EPL - No.137/1995), Water Law (WL-107/1996), Orders (Norms) NTPA-001 and NTPA-002, waste water discharges must be licensed and controlled by the competent national authorities (Ministry of Water, Forests and Environmental Protection, Romanian Waters Authority) and local water and environmental agencies.

The Romanian system is based upon a national integrated monitoring plan, with peripheral authorities being responsible for the provision of monitoring data to the competent national authorities.

The national system of water quality surveillance covers surface water, ground water and wastewater (point sources). For surface waters (receiving water body for the waste waters) the national system of monitoring of natural waters give information on water quality in order to protect natural waters as ecological systems, as well as to safe water uses and to detect irregular or illegal waste water discharges. The Water Law seeks to control discharges to waters and Norms NTPA-001 and NTPA-002 defines the permissible limits for discharges of polluting substances into surface waters (NTPA-001) and into sewage systems (NTPA-002).

There are Standards which contain water quality requirements, such for example STAS 4706/1988, classification of surface water or STAS 1342/1991 for drinking water.

For harmonization of the existing Romanian water quality standards with EU Directives, it would require the reformulation and extension of the water quality standards currently included in STAS 4706/1988. The reclassification of surface waters would result and this would affect the requirements for effluent discharge control in some instances.

Quality monitoring of waters is carried out by the Romanian Waters Authority (my employer), which is charged with the implementation of the national water management strategy.

It acts to promote the rational use of water resources, to protect them against pollution, to prevent their over-use and exhaustion, as well as to control the destructive effects of the waters.

“Romanian Waters” (C.N. “Apele Române”) is the manager of the infrastructure of the water resources system of Romania.

For the management of the water resources system, the “Romanian Waters” is responsible for monitoring of the aquatic environment and of the water users, optimum allocation of the water resources to the water users, defence against floods, protection of the water quality, prevention and control of accidental pollution.

The water quality monitoring in Romania includes the following sub-systems: surface watercourses, natural and artificial lakes, groundwater, seacoast marine waters, pollution sources (point sources).

These sub-systems are managed by the Romanian Waters Authority, through his 11 branches, one for every main catchment area in the country.

A short over-view of the general water quality situation in Romania is presented in the following:

Of the total length of the investigated rivers in 1997, of 21726 km: • 12491 km (57.5%) were included into the 1st quality category; • 6104 km (28%) in the 2nd quality category; • 1252 km (6%) in the 3rd quality category and • 1879 km (8.6 %) are outside the admitted limits established by Romanian standard no:4706/1988 (degraded category).

The most undesirable situations occurred in the river basins of Ialomitza river - about 44% and Prut river - about 21%.

One of the causes of the relative high percentage of the polluted rivers (third and degraded category) is due also to the unsatisfactory treated and/or untreated wastewater.

As compared to the year 1989 an improvement of the inner waters quality was noticed, thus, the percentage of the river reaches with a good quality water (1st and 2nd cat.) increased from 59% in 1989 to 85% in 1997, as a result of the reduction of the industrial activities, of the rehabilitation of the production processes and the application of the coercive measures to the pollutant users.

Regarding the quality of the Danube river, the very large water discharges which flow into the river ensure a corresponding dilution of the waste waters, so that the water quality is between the limits of the 1st and 2nd categories.

The limits for third (III) category were exceeded at 1÷3 parameters (without significantly influencing the overall water quality) in the sections: *Bazias, Chiciu, Reni* (P and Zn); *Turnu Severin, Gruia, Pristol* and *Giurgeni* (P); *Vilkov* (P, Zn, Cd).

Surface waters quality categories

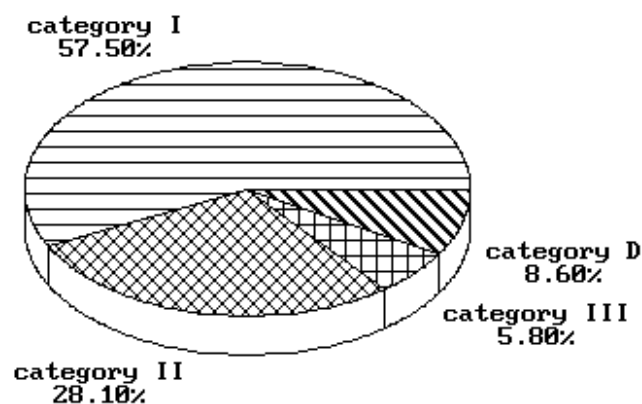


Figure 3: Percentage of surface waters quality categories

However, a systematic reduction of the quality of the Danube waters was measured, due to the discharge of a larger and larger amount of waste waters in entire basin, which results in important effects on the aquatic flora and fauna in the Danube river and Delta. The quality of the Danube River basin is under pressure from a various range of human activities performed on the up-stream and down-stream sectors of the river: industrial and urban wastes without adequate wastewater treatment, modernisation and intensification of agricultural practices. In the tributaries the environmental condition is more severe, the concentrations of pollutants exceeding acceptable standards.

The results of the carried out investigations on the main natural lakes and reservoirs lead to the conclusion that the quality of the important lakes, correspond to the limits of the 1st and 2nd categories, with a trophic characteristic specific to the oligotrophic and mezotrophic types.

As far as the groundwater are concerned, a tendency of decreasing of the water quality was noticed, as a result of both insufficient protection of the aquifer layers against the aggression of the waste waters, especially in the industrial platform areas, and of the persistence of the effects caused by the sometimes inadequate application of the fertilisers and pesticides.

The areas with a high degree of pollution are situated in the river basins of: Ialomitza - the alluvial cone of Prahova-Teleajen; Arges - Dambovnic Valley; Sasar - Baia Mare area; Jiu - downstream area of Targu Jiu; Barcau - downstream of Suplacul de Barcau.

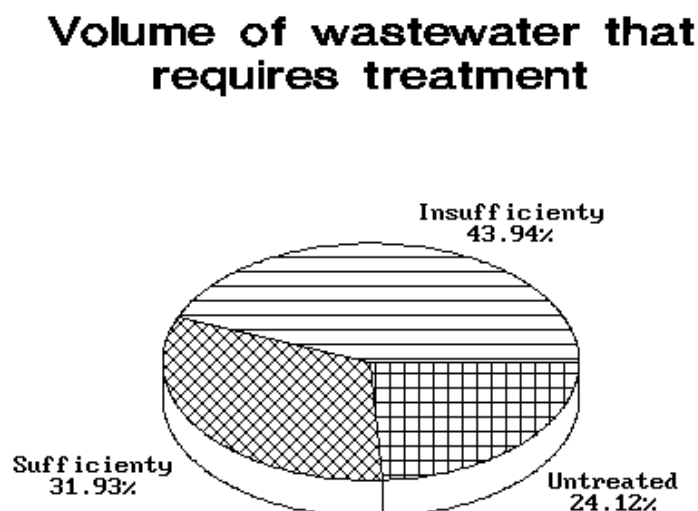


Figure 4: Volume of wastewater that requires treatment

In the year 1997, from a total waste water volume of 4.13 billion m³ which need treatment, 31.9 % were satisfactory treated, 43.9 % were insufficiently treated and 24.1 % were discharged without being treated.

Therefore in the year 1997, 68 % of the wastewater were insufficiently or not at all treated. From the total number of 1491 investigated Waste Water Treatment Plants (WWTP), 668 WWTPs (45 %) operate satisfactory and 823 WWTPs (55 %) operate unsatisfactory.

Some important localities: Bucharest, Drobeta Turnu-Severin, Braila, Galati, Abrud, Campeni, Ocna Sibiului, Busteni, do not have WWTPs.

The lack or inappropriate operation of the WWTPs is not only a pollution source of waters, but also a direct loss of some useful substances which are evacuated with the waste waters: 490,000 tones of suspended load, 181,000 tones of organic matter, 32,000 tones of oil and greases, 410 tones of metals (Pb, Cr, Cu etc.).

The wastewater volumes presented in figure 5 are in strong correlation (r=0.95) with the water requirements for the same periods of time.

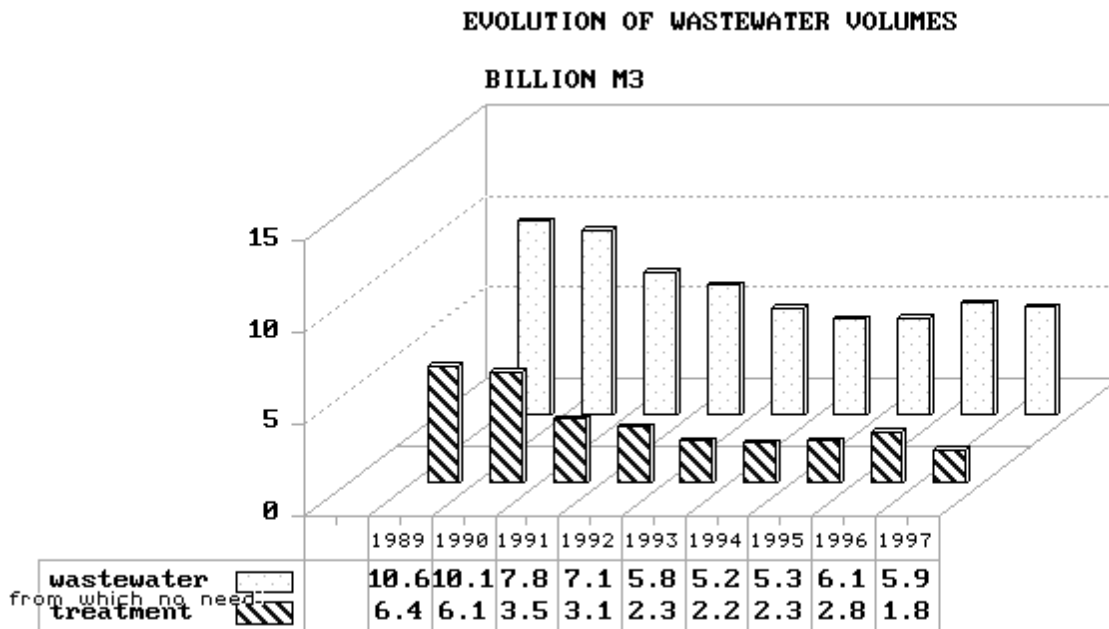


Figure 5: Evolution of the wastewater volumes

3 Main sources of nutrient emissions in Romania

It's not the intention of this paper to perform a nutrient balance for Romania. This was the task of the PHARE project EU/AR/ 102A/91, 1997 and of other technical reports associated. Some conclusions of this study, which analyses the years 1988 and 1992, will be mentioned in the following. Romania is the largest emitter country in the Danube basin (about 40 % for nitrogen and more than 40 % for phosphorous). Sources of nutrients in Romania are:

- direct and indirect inputs (i.e., via treatment plants) of animal waste products. The direct inputs of liquid manure from agriculture are around 30 % each for N and P load;
- erosion and leaching of nutrients;
- direct inflow from private households and industry (i.e., via treatment plants). Source of nutrients from private households is about 25 % of the total N and P load). The fraction originating from industry amounts to approximately 20 % each for N and P.
- diffuse inputs from forestry (erosion and percolation).

The main source of the nutrients is agriculture, representing about 50 % of the total nutrient sources (mostly of diffuse nature).

Out of the total input, about 50 % of the N and 30 % of P stem from diffuse sources.

Regarding the particular case of point sources emissions, the following industrial sectors discharge the most important quantity of nutrients: agriculture /animal production (17 %), food industry, chemical and fertilisers industry (13 %), municipal wastewater treatment plants (61 %).

80 % of the total N and P loads of surface waters which is due to manure discharges is emitted in Romania.

4 Changes of emissions, due to economic changes in the last decade. The case of nutrients emissions

The main tendency registered after 1989 shows the decrease of fresh water requirements of the users up to more reduced values, representing almost 60% of the value of the water requirements mentioned in the permits acts for their normal operation conditions. It was also noticed that the actual water requirements, after they registered in 1994 the minimum value 9.84 billion m³ and during the last two years they maintain to 10.3 billion m³, representing a little over 50% of the volume withdrawn in 1989.

On categories of users, in the period 1989-1996, the population used on the average between 15-18%, the industry 63-54% and the agriculture 18-29% of the water quantity withdrawn from sources, depending on the specific factors and climatic conditions. Among the causes that generated the serious decrease of the fresh water volumes withdrawn from the sources, are to mention the following:

- the use of water for irrigation showed an accentuated decrease, being situated at about 20-25% as compared to 1989, due mainly to the difficulties met in ensuring the good operation of the irrigation systems and also to the effects of the application of the Law of the Land;
- the industrial production showed a significant decrease which determined a corresponding decrease of the water quantities, being of about 70-75% as compared to the ones withdrawn in 1989.

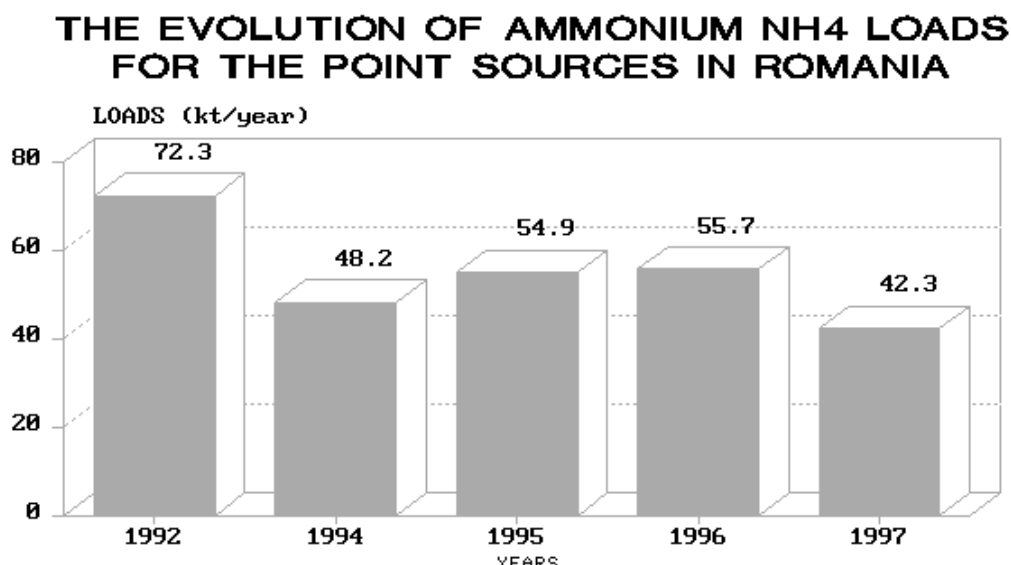


Figure 6: The evolution of the ammonium NH₄-N emission loads

The investigations of the years after 1990 (see figure 6) show that the consumption, and subsequently the emissions of most nutrient flows decreased during the economic transition in Romania (also in other Central and Eastern European countries). This decrease is also reflected in the improved quality of receiving waters.

5 Aspects of water quality monitoring

According to the results obtained through the working monitoring Programme carried out within the Bucharest Declaration, it is possible to assert that the quality of the main Danube is acceptable, but nutrient levels are high and signs of eutrophication are apparent. High ammonia levels often occur in smaller tributaries and nitrate contamination of groundwater is also a major water quality issue. After 1970 important increases were recorded in the case of ammonium ions, nitrates and phosphates. During past decades (till 1990) inorganic nutrient concentrations along the Romanian coast have increased by an order of magnitude. Loads carried by the Danube have showed that total nitrogen (TN) load increased from 50 kt/year in 1960 to close to 500 kt/y in 1988, while total phosphorus (TP) load increased roughly five times from about 14 kt/year in 1960 (consequently the N:P ratio was lifted). The 1989-1992 period showed peculiar alterations: significant fluctuations in the TN load and a gradual decrease in TP load (down to 18 kt/y), leading to further increase in the N:P ratio.

Table 2: Minimum and maximum values for the NT and PT loads (kt)
Period 1988 – 1996

Parameter	NT	PT
Vmax	460	92
Station	Reni	Gruia / Radujevac
Year	1991	1988
Vmin	90	2
Station	Jochenstein	Jochenstein
Year	1996	1996

Generally, the last years (1994 - 1996) show lower $\text{NH}_4\text{-N}$ weight in comparison with 1988 - 1990 period. This behaviour could be related to the mineral nutrients application in agriculture after 1990, especially for the countries downstream of view.

In the last 10 years nutrient loads are in continuous reduction on the main Danube, but still are seriously affecting a number of rivers and reservoirs.

The longitudinal profiles of inorganic N and P for the main Danube show a characteristic difference: while N concentrations decreases downstream, the P content increases homogeneously (see Figures 9÷12).

The immission loads presented here are about 40 % and 25 % of the TN and TP emission estimates, which demonstrates the role of “self purification”, retention and losses in the river system (sedimentation, denitrification, etc.).

Nitrogen (N) and phosphorous (P) is in flooding conditions transferred into floodplains and settles there “*permanently*”, and this may be also in the reservoir of the Iron Gate hydropower plant.

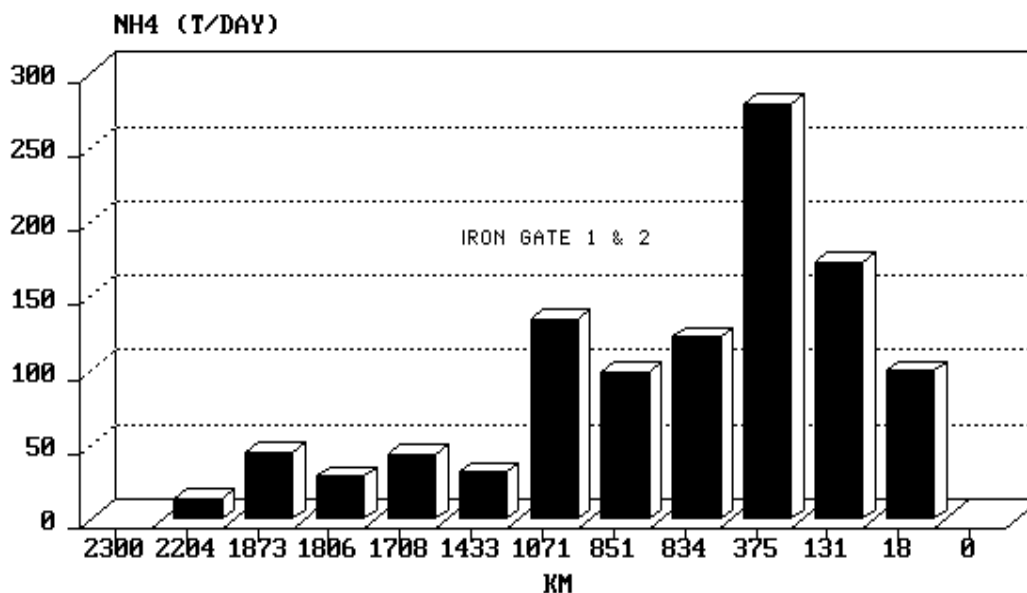
The nutrient transport for the downstream of the Iron Gate 1 and 2 reservoirs is *declining*. The reservoirs serve as a buffer zone by concentrating heavy metals from the catchment area and reducing the nitrogen and phosphorous loading.

To demonstrate this in Figure 7 are given the ammonium NH_4 loads in tonnes/day for the 1995 year, at the 11 Danube control stations. Adding the NO_3 and NO_2 loads and transforming them in $\text{T}/\text{km}^2 \cdot \text{year}$ (in the Table 3 are given the catchment surfaces for the respectively control stations) are obtained the values shown in the Figure 8.

From the obtained curve we can see that between the upstream and the downstream of the Iron Gate reservoirs (km 1071÷851) the mineral nitrogen (NH_4 , NO_3 , NO_2) load declines from $0.7 \text{ T}/\text{km}^2 \cdot \text{year}$ to $0.5 \text{ T}/\text{km}^2 \cdot \text{year}$. (115 000 T/ year).

Table 3: Danube river monitoring stations

No	Station	Country	L -km-	S -km ² -
1	Jochenstein	Germany/Austria	2203.8	77010
2	Wolfsthal/Bratislava	Austria/Slovakia	1873	104178
3	Medvedev/Medve	Slovakia/Hungary	1806.4	131000
4	Cob/Szob	Slovakia/Hungary	1708	151000
5	Mohacs/Bezdan	Hungary/Croatia	1433	208820
6	<i>Banatska Palanka/Bazias</i>	Yugoslavia/Romania	<i>1071</i>	<i>570896</i>
7	<i>Gruia/Radujevac</i>	Yugoslavia/Romania	<i>851</i>	<i>578968</i>
8	<i>Pristol/Novo Selo</i>	Yugoslavia/Romania	<i>833.6</i>	<i>584000</i>
9	<i>Chiciu/Silistra</i>	Romania/Bulgaria	<i>375</i>	<i>690093</i>
10	<i>Reni</i>	Ukraine/Romania	<i>131.5</i>	<i>763000</i>
11	<i>Vilkov/Periprava</i>	Ukraine/Romania	<i>18</i>	<i>805000</i>

**DANUBE NUTRIENT INDICATOR LOAD - NH₄
MEAN VALUES 1995****Figure 7:** Danube NH₄-N immission load

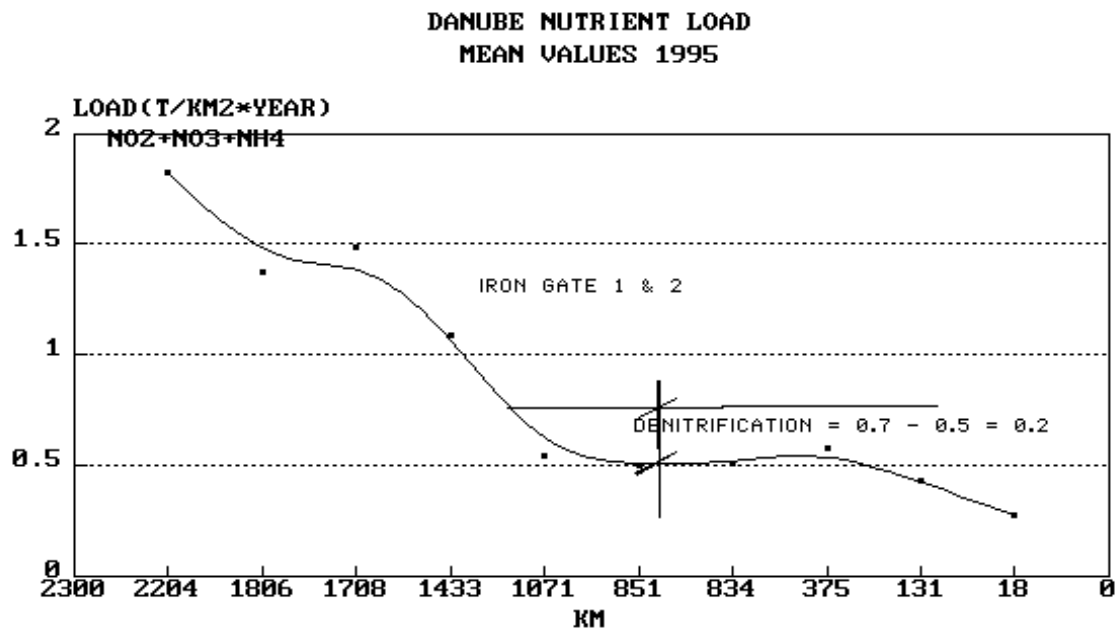


Figure 8: Danube specific mineral nitrogen immission load

6 Expected social-economical development

The overall development objective is the continuation of the “reform” (restructuring of the economy) leading to a market economy. In the short and medium term, this will require urgent remedial actions to reduce the most serious industrial environment hazards.

The reform means privatisation and restructuring of the economy, legislation to attract foreign investment, stimulation of agriculture, etc.

After the period 1992-1996 when Romania has excelled in gradualism but not in reform, many believed that after the elections from 1996, which bring the reformers to power, the situation will change and the “reform” will hurry. But too much in this sense wasn't achieved, and after two years from election the reform is still at beginning. One of the big problem is how to convince (if it's possible) the big investors to up-grade (rehabilitate) rather than close the enterprises. The unemployment rate is not so high (10 -12 %) but the closure for many companies will bring tremendous social problems (see the recent conflicts with miners). The level of life in Romania is one of the lowest in

Europe (mean salary is around 100 \$) and a part of the population isn't prepared yet for the reform. And too many alternatives for the closure of enterprises haven't been created.

Romania has a good infrastructure in the field of water resources, mainly hydraulic structures. The technicians in this field are well trained, but they lack managerial skills.

For the elaboration of the development programme of water management in short and medium term are used the strategies for development of the economical branches, the forecast of the population growth and the situation of the existing works and water demands. On this basis was determined the demand for each stage, by comparison with the usable water resources.

In the short and medium term the priority is the domestic water supply. Practically does not exist urban locality in Romania without problems in water supply for the population. This problem consists in two aspects:

- rehabilitation programme for the centralised domestic water supply systems (source, treatment, reservoirs, distribution network);
- the extension of the domestic water supply systems in urban and rural localities (including the upgrading of the sewage and waste water treatment plants).

The short term rehabilitation programme consists of several investments and actions meant to diminish the water leakage and wasting, which caused the over- consumption.

7 Planed activities for abatement of nutrient emissions. Practical examples (waste water management, agriculture)

The main source of the nutrients is agriculture, representing about 50 % of the total nutrient sources (mostly of diffuse nature).

N and P loads from municipal and industrial point sources amount to about 35 % of the total nitrogen and 43 % of the total phosphorus emissions.

Due to its significance, agriculture (and associated non-point source control) is the key of the future activities. The development of an integrated strategy would require to know what is the efficiency of the control of agricultural sources, to avoid the abuse of limited financial resources towards the control of point sources and waste water management

Table 4: Wastewater management in Romania

		Municipal.	Industries
Population in the Danube basin	Mil. cap	22.7	
Population with public water supply	Mil. Cap	14.5	
Population with public water supply	%	64	
Total water supply without losses	l / cap.d	340	
Domestic water supply	l / cap.d	200	
Water losses	%	31	
Population connected to sewer network	Mil. Cap	9.13	
Population connected to sewer network	%	40	
Waste water collected in sewer systems	l / cap.d	376	
No connection to waste water treatment	% of pe	30	5
Connection to mechanical treatment	% of pe	13	37
Connection to biological treatment with C-removal	% of pe	56	63
Connection to higher level of treatment	% of pe	0	0

As it was presented in the table 4 and as it was mentioned before, the municipal wastewater management in Romania is far from being satisfactory and needs rehabilitating and development. In Romania only 40 % of the population is connected to sewer systems.

About 30 % of wastewater is directly discharged into receiving waters, 13 % is treated only mechanically, 56 % is processed by high rate biological treatment and any wastewater connected to higher level of treatment (nitrification with, or without nutrient removal). More than 67 % of the treatment plants are older than 15 years, many sewer systems have been neglected during the last decades, and need increased repair and maintenance in order to avoid surface and groundwater pollution. Sewage sludge is mainly landfilled, which is in contradiction with modern waste management strategies. Priority should be given to upgrade treatment of the existing level of sewage. New sewerage construction is recommended to be postponed as long as economy does not allow it, unless hygienic reasons or drinking water protection require it. New sewer construction should be associated with advanced wastewater treatment

Industrial problems will have to be solved by an integrated pollution prevention strategy, based on best available technologies. A strong precautionary concept for the control of hazardous substances should be applied, beginning with newly developing industries.

The development of a basin wide integrated strategy is of crucial importance, which requires to know the efficiency of the control of agricultural sources, in comparison to that of point sources. Point source abatement can contribute to only 20 - 25 % of emissions reductions.

The activities for the abatement of nutrient emissions can be summarised in the following:

- Improving agricultural and forestry practices, including the controlled use of manure, fertilisers and pesticides, to reduce the degradation and depletion of water resources;
- Develop methods for waste water treatment and the agricultural use of waste water, taking into account the preservation of soil fertility, as well as hygienic aspects;
- Improving of the management of wastes: reduction, reuse and recycling, collection, treatment and disposal, in order to reduce water pollution;

- Using scientifically established guidelines and setting objectives for the protection of river systems and groundwater resources; definition of Source Protection Zones;
- Implementing national programmes to introduce sanitary waste disposal facilities, based on low-cost technologies and to ensure that investment in water supplying is accompanied with appropriate investment in the waste water treatment plants;
- The promotion of investment programmes for the rehabilitation of the production processes, through the use of new clean, non-pollutant technologies and the achievement of WWTPs, in view of eliminating the pollutants into the surface and groundwater;
- The reduction of the water loss in the distribution networks and in households, which represent 30-40 % of the treated waters.

8 Public awareness of the problems

The education regarding the interest in a clean water environment has to be continuous, to begin in school, obviously at higher rates than it is done nowadays, and to be continued in the working activities.

Some planned activities for the public awareness of the environment problems will be mentioned in the following items:

- Undertaking programme to promote public information and communication campaigns to understand the role of human impact activity on water resources and to stimulate behavioural change to conserve water, combat pollution and increase disaster prevention;
- Developing institutional frameworks, which bring together water utilities, non-governmental organisations, private sectors and community groups to exchange views, contribute with skills and take decisions in water management;
- Strengthening institutional capacity, especially at the local level in applying regulatory and economic instruments in order to conserve and predict water resources management.

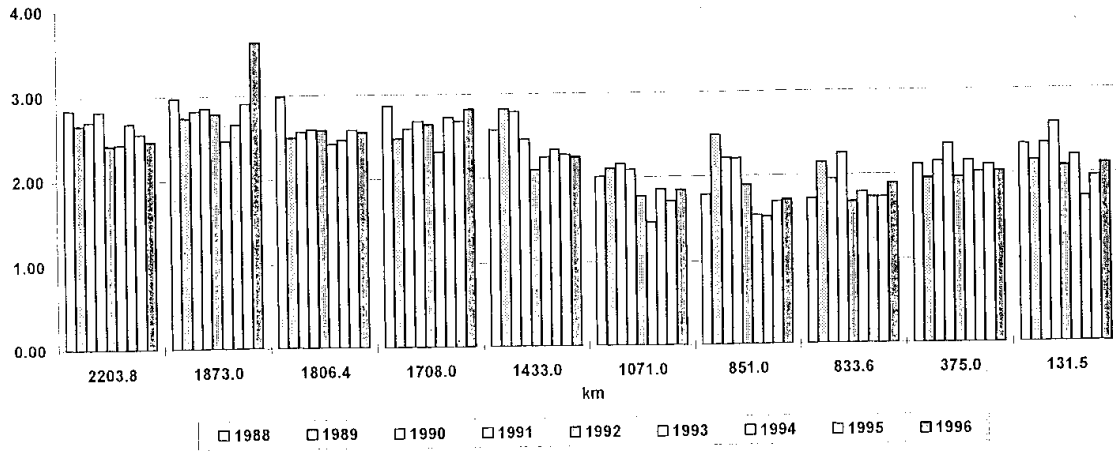


Figure 9 Danube River concentrations (yearly mean values) of N min tot (mg/l) for period 1988-1996

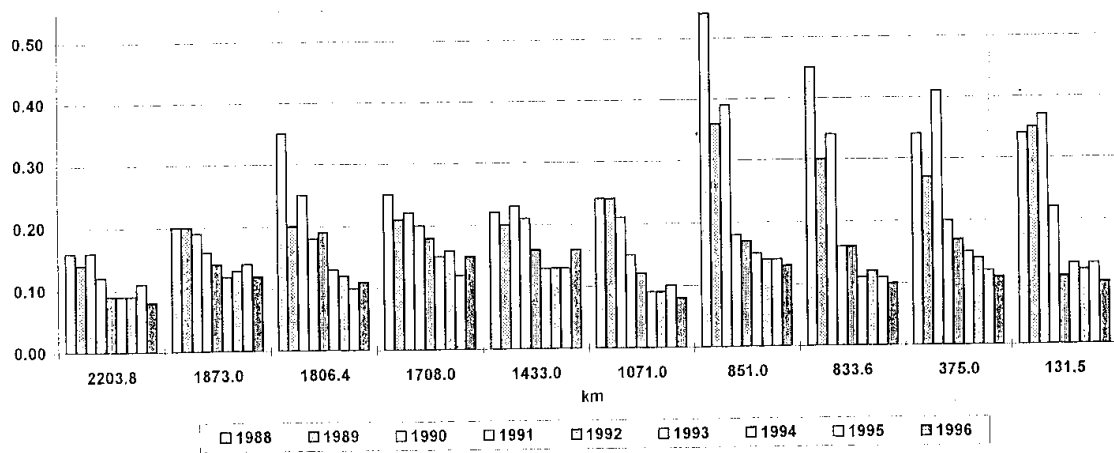


Figure 10 Danube River concentrations (yearly mean values) of P tot (mg/l) for period 1988-1996

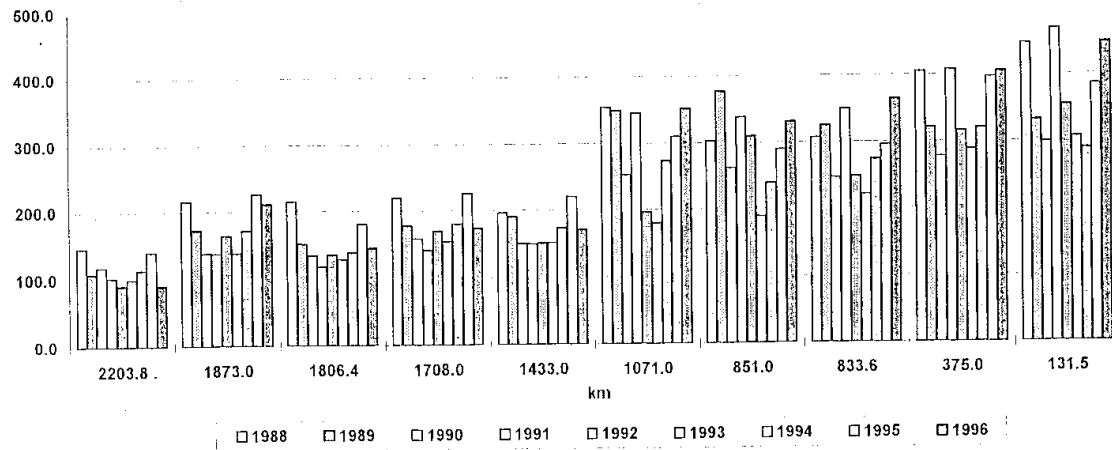


Figure 11 Danube River loads (yearly mean values) of N min tot (kt/year) for period 1988-1996

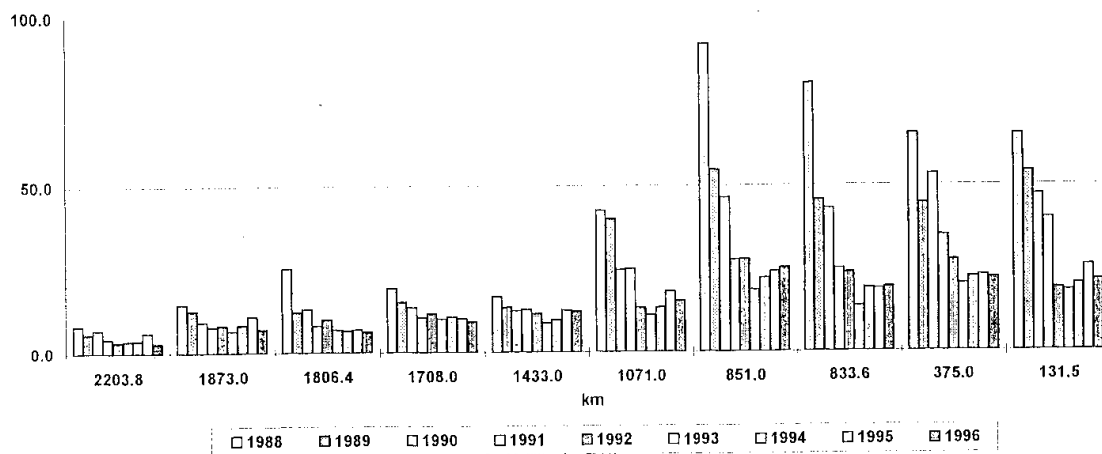
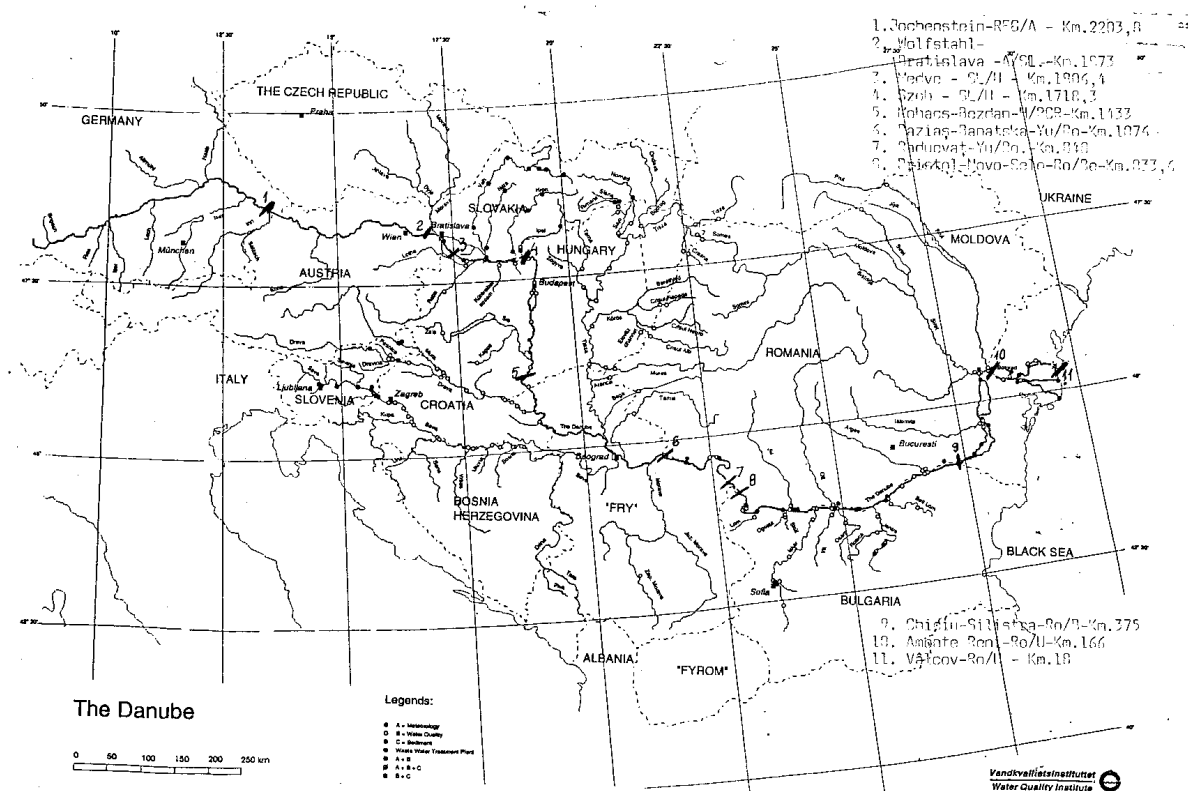


Figure 12 Danube River loads (yearly mean values) of P tot (kt/year) for period 1988-1996



9 References

1. Synthesis of the Romanian water quality in the years 1992-1997; RAAR Bucharest.
2. Synthesis of activities in the framework of Bucharest Declaration 1985-1997; ICIM and RAAR, Bucharest 1997.
3. Nutrient balances for Danube countries; Project EU/AR/102A/91.

Dipl. Eng. Teodor Lucian Constantinescu

Romanian Waters Authority

Str. Edgar Quinet 6
70106 Bucharest

Tel.: 401-311 02 98 / 143

Fax: 401- 312 21 74

E-mail: quality@ape.rowater.ro

Erfahrungen der internationalen Kommission zum Schutze des Rheins mit der Reduzierung von Nährstoffen

Marc Braun

Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR)

Kurzfassung: Die Stickstoffbelastung (insbesondere das N/P Verhältnis) ist für die für die Eutrophierung der Nordsee von großer Bedeutung. Die Nordseeanliegerstaaten und die IKSR haben, als Folge der im Laufe der 80er Jahre deutlich gewordenen Überdüngungserscheinungen beschlossen, die Stickstoffeinträge von 1985 bis 1995 um 50% zu vermindern. Die IKSR hat zunächst als Bewertungsgrundlage für vorzuschlagende Maßnahmen eine Bestandsaufnahme (1985) der punktuellen Einleitungen und diffusen Einträge der Nährstoffe durchgeführt. In allen IKSR-Mitgliedstaaten bildet die Landwirtschaft die wichtigste diffuse Stickstoffquelle. Der wichtigste diffuse Eintragsweg für Stickstoff geht über das Grundwasser/Drainage. Bei den Phosphoremissionen wurde klar, dass die punktuellen Einleitungen trotz sehr weit fortgeschrittenem Kläranlagenbau gegenüber den diffusen Einträgen dominierten. Während die Reduzierungsmaßnahmen beim vorwiegend punktuellen eingeleiteten Phosphor relativ kurzfristig gegriffen haben, kann beim vorwiegend diffus eingetragenen Stickstoff erst langfristig mit einer deutlichen Reduzierung der diffusen Einträge gerechnet werden. Dadurch klafft das für die Eutrophierung in der Nordsee wichtige N/P-Verhältnis zunehmend auseinander.

Keywords: Nährstoffe, Nährstoffbilanz, Rhein, Reduzierung, N/P-Verhältnis, Gewässerqualität

1 Eutrophierungsprobleme in der Nordsee und im Rhein

Die Stickstoffbelastung flacher Meere, wie zum Beispiel der Nordsee, ist für die Eutrophierung von großer Bedeutung. Der enorme Nährstoffeintrag des Rheins führte 1988 zu großen Algent Teppichen in Teilen der südlichen Nordsee. Die Nordseeanliegerstaaten und die IKSR haben, als Folge der im Laufe der 80er Jahre deutlich gewordenen Überdüngungserscheinungen beschlossen, die

Stickstoffeinträge von 1985 bis 1995 um 50% zu vermindern. Die Halbierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee ist ein politisches Ziel. Aufgrund der stark unterschiedlichen biologischen Bedingungen in den verschiedenen Teilen der Nordsee konnte noch kein einheitliches ökologisch orientiertes Verringerungsziel gefunden werden. Die IKSR hat deshalb einerseits das Stickstoff-Verringerungsziel im Rahmen des Aktionsprogramm Rheins übernommen, andererseits aber, im Gegensatz zu anderen Stoffen, die notwendigen Reduktionsmaßnahmen nicht an ökotoxikologischen Qualitätszielen (Zielvorgaben) orientiert.

Aufgrund mehrerer Forschungsvorhaben ist man zu der Erkenntnis gekommen, dass vor allem das Angebot an Stickstoffnährsalzen die Algenblüte begrenzen kann. Insbesondere rückte das Stickstoff-Phosphor-Verhältnis zunehmend ins Zentrum der Aufmerksamkeit. In Meeresalgenzellen liegen die Nährstoffe N und P meist in einem natürlichen Verhältnis von 16:1 vor. Besonders die winterlichen N-P-Verhältnisse, die für die Frühjahresblüten des Phytoplanktons maßgeblich sind, sind in den letzten Jahren angestiegen. Größere Abweichungen zugunsten des Stickstoffs können zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons, insbesondere zu Massentwicklung der toxischen Algen führen. Einige Arten produzieren erst bei einem N-Überschuss toxische Substanzen.

Phosphor spielt für die Eutrophierungserscheinungen des Rheins, insbesondere in den staugeregelten Teilen und für die großen, durch den Rhein gespeisten niederländische Seen, z.B. das IJsselmeer, die Hauptrolle; d.h. diese Gewässer sind, im Gegensatz zur Nordsee, P-limitiert. Eine Reduzierung des Stickstoffs vermindert im Gegensatz zu P-Verringerungen die Eutrophierungserscheinungen dieser Gewässer nicht.

2 Struktur des Rheineinzugsgebietes

Das auf 9 Staaten verteilte Rheineinzugsgebiet ist mit seinen 185.000 km² nicht das größte Flusseinzugsgebiet Europas. In seinem Gesamtverlauf über mehr als 1200 km haben fünf Staaten, die Schweiz, Frankreich, Deutschland, Luxemburg und die Niederlande, den Hauptanteil am Einzugsgebiet. Aus hydrologischer Sicht ist der Rhein ein mittelgroßer Fluss. In diesem Gebiet leben aber immerhin ca. 50 Mio. Menschen; es weist intensive Bodennutzung und eine hohe

Industriekonzentration auf. Kein anderes Flusssystem der Welt kennt einen gleich hohen Besitz an Chemiewerken. Das Rheinwasser wird intensiv genutzt: zur Energieerzeugung, zur industriellen Produktion, zu Kühlzwecken für thermische Kraftwerke, für die Landwirtschaft, insbesondere während Trockenzeiten; die Rheinwasserwerke versorgen ca. 20 Mio. Menschen und die Industrie mit Trinkwasser. Der Rhein von Basel bis Rotterdam gehört zu den weltweit dichtest befahrenen Binnenschiffahrtsstraßen. Rotterdam ist der größte Seehafen, Duisburg der größte Binnenhafen der Welt.

Der Anteil jedes Anrainerstaates an der Verunreinigung des Rheins aus diffusen Quellen muss auf der Basis der Größe der nationalen Einzugsgebiete und der Anteile der jeweiligen Bodennutzung beurteilt werden. Die Tabelle 1 enthält dazu einige spezifische Angaben:

Tabelle 1: Struktur des Rheineinzugsgebietes

Land		CH ¹	D	L	F	NL	Insgesamt
Flächenanteile	km ²	9.500	99.740	2.552	22.000	6.490	140.282
	%	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
Überbaute Flächen inkl. Siedlung	km ²	825	22.200	306	1.347	2.000	26.678
	%	9 %	22 %	12 %	6 %	31 %	19 %
Wald/Forst	km ²	3.113	38.430	884	8.822	600	51.849
	%	33 %	39 %	35 %	40 %	9 %	37 %
Landwirtschaftliche Nutzfläche (gesamt)	km ²	5.371	38.580	1.244	10.900	3.390	59.485
	%	56 %	39 %	48 %	50 %	52 %	43 %
Acker	km ²	1.406	25.770	543	5.910	1.020	34.649
	%	15 %	26 %	21 %	27 %	16 %	25 %
Grünland	km ²	3.965	12.810	701	4.990	2.370	24.836
	%	41 %	13 %	27 %	23 %	36 %	18 %
Ödland/ Unland	km ²	124	530 0	103	628	180	2.270
	%	1 %		4 %	3 %	3 %	
Wasserflächen	km ²	67	%	15	303	320	1 %
	%	1 %		1 %	1 %	5 %	

(1) nur Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen

3 Bestandsaufnahme der Emissionen von Nährstoffen

3.1 Methode der Bestandsaufnahme

Die IKSR hat zunächst als Bewertungsgrundlage für vorzuschlagende Maßnahmen, die zu einer Verringerung der Einträge führen sollten, eine Bestandsaufnahme der punktuellen Einleitungen und diffusen Einträge der Nährstoffe durchgeführt. Die Bestandsaufnahme wurde rückwirkend für das Jahr 1985 erstellt. Dieses Jahr sowie die Jahre 1990, 1995 und 2000 sind Referenzjahre in denen Bestandsaufnahmen der Einleitungen und intensivierte Messprogramme in der Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentphase des Rheins sowie für Organismen durchgeführt werden. Eine Abschätzung der Wirksamkeit der empfohlenen Maßnahmen führte zu einer Vorausschau über mögliche Nährstoffreduzierungen bis zum Jahr 1995 bzw. 2000. Da die abflußbedingten jährlichen Änderungen bei den Einleitungen aus Punktquellen der Industrie und der kommunalen Kläranlagen vergleichsweise gering waren, mussten die großen Unterschiede in der Gesamtstickstofffracht des Rheins vor allem auf den Einfluss der abfließenden Wassermenge auf die Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen zurückzuführen sein. Aus diesem Grund wurde bei der ersten Bestandsaufnahme auf die Ermittlung der punktuellen Stickstoffquellen verzichtet. In jedem Staat wurden die punktuellen Einleitungen entweder aufgrund direkter Einleitungsmessungen oder, wo diese fehlten, aufgrund von Schätzungen ermittelt. Die Quantifizierung der „diffusen“ N- und P-Einträge in die Gewässer erfolgte unter Zuhilfenahme von durchschnittlichen Nährstoffkonzentrationen in den betrachteten Nährstoffträgern (z.B. Niederschlag, Drän- und Grundwasser, Boden, wirtschaftseigene Düngemittel, Sickersäfte) sowie den Zahlen aus den amtlichen Statistiken. Die eigentliche Eintragsabschätzung wurde unter anderem aus Versuchsergebnissen (Erosionsmessungen, Run-off-Experimenten, Abfluss- und Konzentrationsmessungen in definierten Fließgewässern) abgeleitet, wobei die Hauptkriterien (Nährstoffbilanz, Bodennutzung, Topographie) des Nährstoffeintrages berücksichtigt wurden. Die Quantifizierung erfolgte vereinbarungsgemäß nicht nur für die reinen „diffusen Quellen“ (non point sources), sondern auch für weit verstreut liegende, jeweils kleine punktuelle Belastungsquellen, z.B. Hauskläranlagen, Straßenabläufe, landwirtschaftliche Hofstellen usw; die eigentlich die Nährstoffe punktuell in die Gewässer abgeben, durchgeführt. Undichte Abwasserkanäle und defekte Hausanschlüsse wurden dagegen wegen mangelnder Datenlage nicht berücksichtigt.

3.2 Diffuse Stickstoffeinträge

Die in den IKSR-Mitgliedstaaten durchgeführten Berechnungen zur diffusen Stickstoffbelastung der Grund- und Oberflächengewässer im Rheineinzugsgebiet - getrennt nach unterschiedlichen Eintragspfaden führten zu folgender tabellarischer Übersicht (Tabelle 2):

Tabelle 2: Diffuse Stickstoffeinträge; Angaben in Tonnen N/Jahr und Prozent (in Klammern)

Quelle	CH ^{1,2}	D	L	F ³	NL
Eintrag über Dränage	1.955 (9)	15.000 (8)	30 (1)		1.070 (3)
Eintrag über das Grundwasser	8.167 (39)	83.000 (47)	1.700 (58)	5.500 (21)	19.850 (60)
Direkteintrag					
Düngung	5 (0)	500 (0)	1 (0)		1.500 (5)
Weide	16 (0)	1.000 (1)	50 (2)		
Gülleeinleitung, Silage, Gewächshäuser, Spülwasser	75 (0)	7.000 (4)	120 (4)		1.830 (6)
Oberflächenabfluss und Erosion				21.100 (79)	
Wegenetz	40 (0)	2.000 (1)	39 (1)		
Abschwemmung in gelöster Form	265 (1)	7.000 (4)	380 (13)		470 (1)
Erosion partikulär	279 (1)	9.000 (5)	80 (3)		
Landwirtschaft (gesamt)	10.802 (50)	124.500 (70)	2.400 (82)	26.600 (100)	24.720 (75)
Atmosphärische Deposition	206(1)	4.500 (2)	70 (3)		1.630 (5)
Überbaute Flächen inkl. Siedlung	604 (3)	8.000 (5)			1.030(3)
Hintergrundbelastung					
Ödland/Unland	184 (1)	40.000 (23)	240 (8)		190 (1)
Wald	3.097 (15)		200 (7)		640 (2)
Landwirtschaftliche Fläche	6.445 (30)				4.720 (14)
Gesamtsumme 260.778	21.338 (100)	177.000 (100)	2.910 (100)	26.600 (100)	32.930 (100)

(1) nur im Rheineinzugsgebiet unterhalb der Seen

(2) unter Annahme der aktuellen Luftbelastung

(3) Einträge sind mit einer anderen Schätzmethode berechnet worden

Die Angaben zu den diffusen Stickstoffeinträgen (Tabelle 2) werden durch einige Abbildungen veranschaulicht. In Abbildung 1 sind die verschiedenen diffusen Stickstoffquellen dargestellt. Dabei wurde zwischen den Anteilen der Landwirtschaft, der Deposition, der Hintergrundbelastung und übrige Quellen unterschieden.

In allen IKS-R-Mitgliedstaaten bildet die Landwirtschaft die wichtigste diffuse Stickstoffquelle. Am höchsten ist der Anteil, der aus der Landwirtschaft kommt, in Luxemburg (82 %) und am niedrigsten in der Schweiz (50 %).

Der Anteil an der direkten Deposition (Ablagerung von Luftinhaltsstoffen über Regen, Tau, Nebel, Stäube und Gase) auf die Gewässer ist unter anderem vom Flächenanteil der Gewässer an der Gesamtfläche und von der deponierten Stickstoffmenge abhängig. In den Niederlanden ist der Flächenanteil der Gewässer gegenüber den anderen Staaten relativ hoch (5 %), und somit ist auch die Bedeutung der Deposition als diffuse Stickstoffquelle etwas größer.

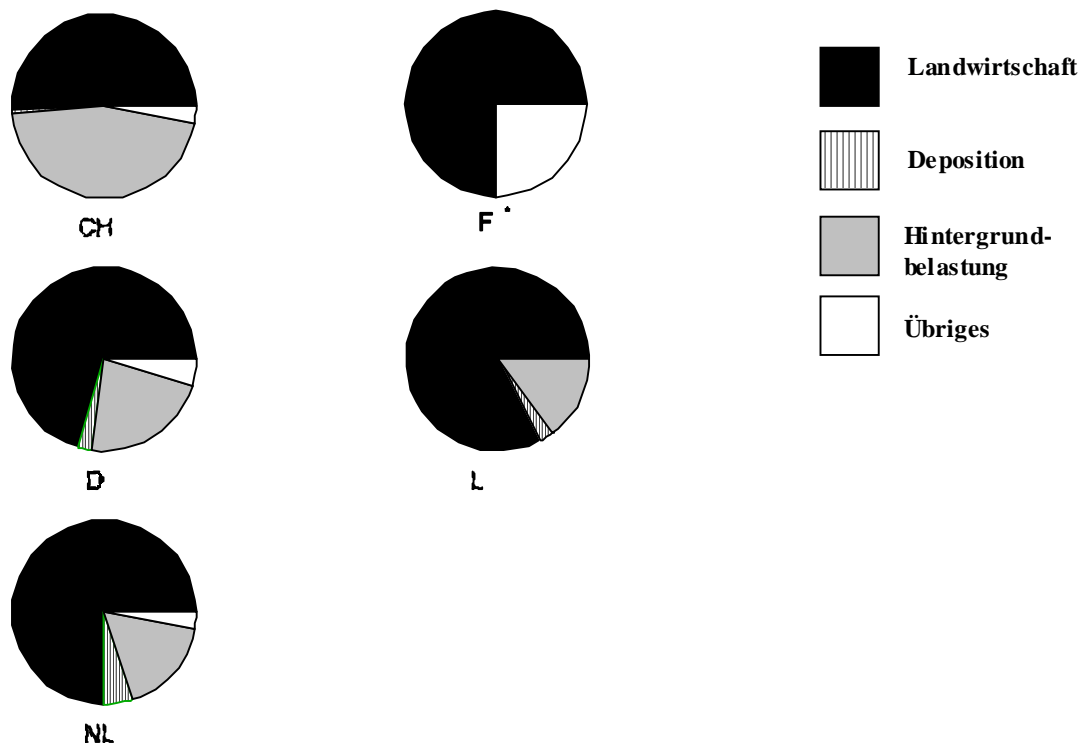


Abbildung 1: Anteile der diffusen Stickstoffquellen in den Rheinanliegerstaaten (1985) in Prozent

* Andere Schätzmethode: Für Frankreich umfasst die Stickstoffquelle Landwirtschaft auch die aus landwirtschaftlicher Nutzfläche stammende Hintergrundbelastung.

Die Hintergrundbelastung (Nährstoffflüsse, die ohne Beeinflussung durch den Menschen in die Gewässer gelangen; Urzustand) ist in der Schweiz wegen der hohen Niederschläge im alpinen Bereich von wesentlicher Bedeutung. In den anderen Staaten mit Ausnahme von Frankreich* (Hintergrundbelastung nicht gesondert angegeben) gibt es fast keinen Unterschied im Anteil der Hintergrundbelastung.

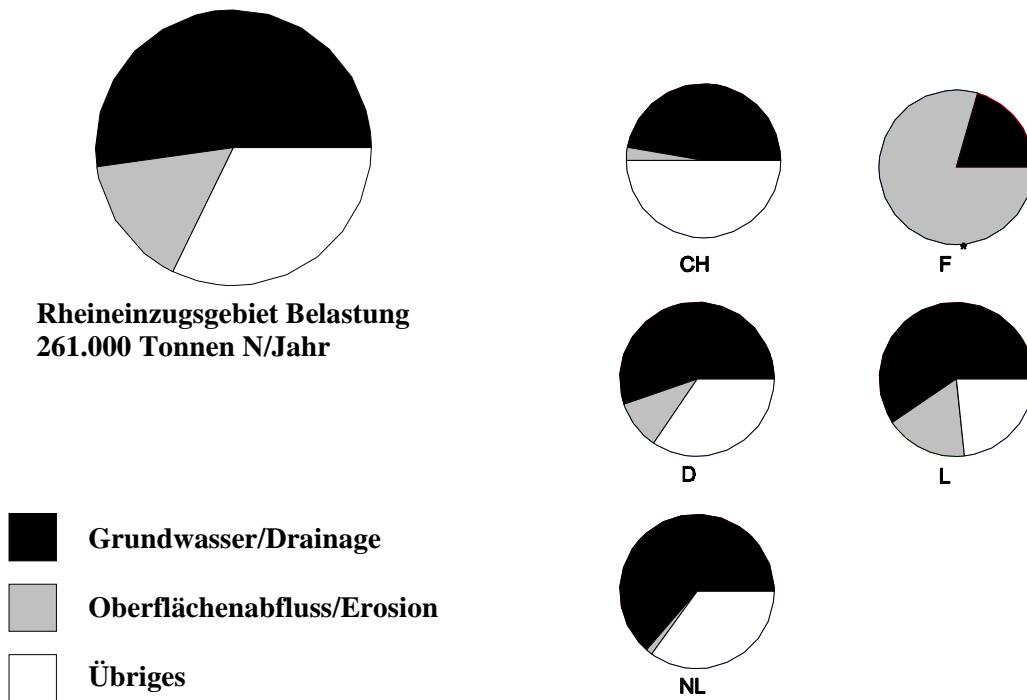


Abbildung 2: Anteile der verschiedenen Eintragswege für Stickstoff in den Rheinanliegerstaaten (1985) in Prozent

* andere Schätzmethode in Frankreich

Abbildung 2 gibt eine Übersicht über die wichtigsten Eintragswege für Stickstoff in Gewässer. Es wird hier zwischen den Stickstoffeinträgen über Grundwasser/Drainage (landwirtschaftlichen Ursprungs), Oberflächenabfluss-/Erosion und anderen Quellen unterschieden. „Übriges“ umfasst auch die wichtige Hintergrundbelastung.

Der wichtigste diffuse Eintragsweg für Stickstoff geht über das Grundwasser-/Drainage. Im Vergleich mit den Phosphoreinträgen spielt Stickstoff im Oberflächenabfluss eine geringe Rolle. Die Angaben für Frankreich* unterscheiden sich infolge eines anderen Verfahrens deutlich von denen der anderen Staaten.

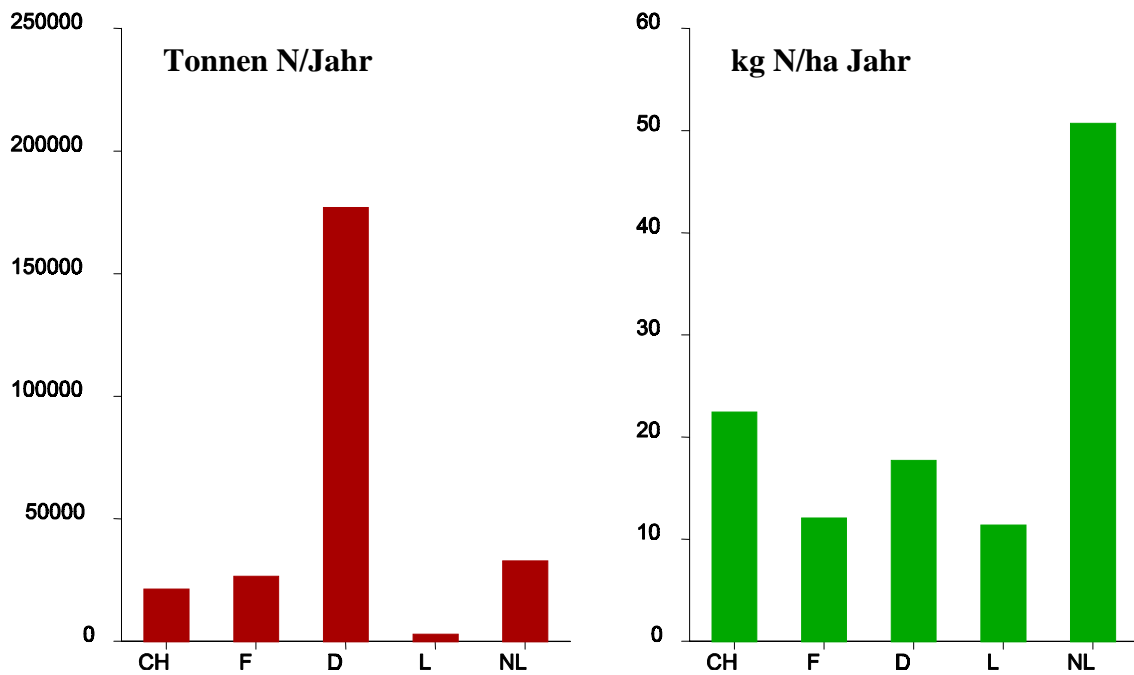


Abbildung 3: Gesamte und relative spezifische Stickstoffeinträge der Rheinanliegerstaaten (1985)

In Abbildung 3 sind die gesamten diffusen und die relativen spezifischen Stickstoffeinträge dargestellt. Die relativen spezifischen Einträge sind durch Teilung der absoluten Einträge durch die Gesamtoberfläche der verschiedenen Rheinanliegerstaaten bestimmt worden.

Aufgrund des höchsten Flächenanteils sind die diffusen Stickstoffeinträge für Deutschland die höchsten. Der relative spezifische Eintrag in den Niederlanden ist aber deutlich höher (>50 kg N/ha x Jahr) als der entsprechende Eintrag in den anderen Staaten (10-23 kg N/ha x Jahr). Dieser hohe Eintrag in den Niederlanden wird durch die verhältnismäßig intensive Viehhaltung verursacht.

Die Landwirtschaft ist in allen IKSR-Staaten die wichtigste diffuse Stickstoffquelle. Somit ist den Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft für die Reduzierung der diffusen Stickstoffeinträge die größte Aufmerksamkeit beizumessen.

3.3 Punktuelle Phosphoreinleitungen und diffuse Phosphoreinträge

Bei den Phosphoremmissionen wurde klar, dass die punktuellen Einleitungen trotz sehr weit fortgeschrittenem Kläranlagenbau gegenüber den diffusen Einträgen dominierten.

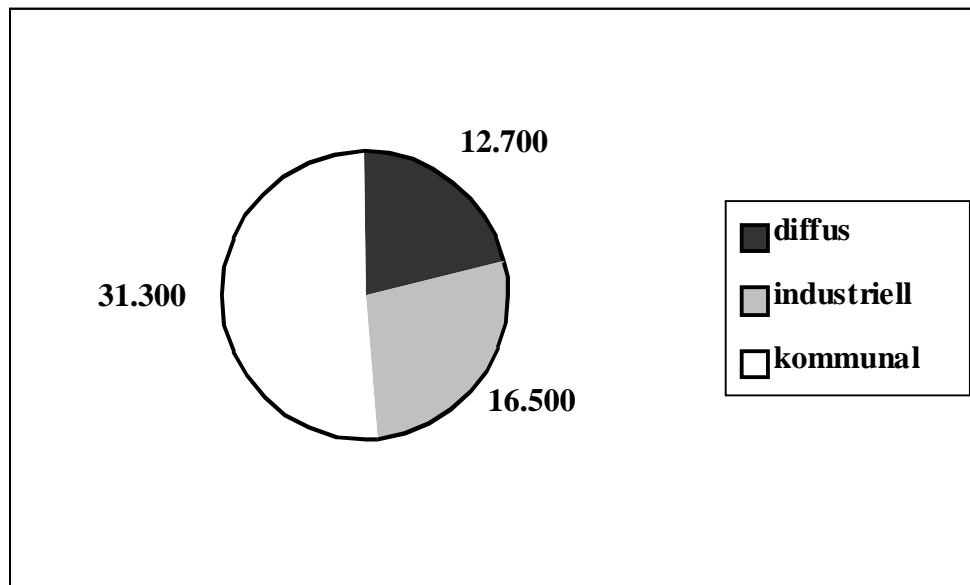


Abbildung 4: Phosphoremissionen 1985 in Tonnen pro Jahr

In Abbildung 5 sind für Phosphor die in den Rheinanliegerstaaten wichtigsten diffusen Eintragswege abgebildet. Es wird hier zwischen den Phosphoreinträgen über Grundwasser, Drainage (landwirtschaftlichen Ursprungs), Oberflächenabfluß/Erosion und andere Eintragspfade unterschieden. Der Begriff „Übriges“ umfasst auch die wichtige Hintergrundbelastung.

In den stärker hügeligen Rheinanliegerstaaten (CH, D, L und F) ist der Oberflächenabfluß/Erosion der wichtigste Eintragsweg für Phosphor. Dieser hat in den genannten Staaten einen Anteil von rund 70 %. In den flachen Niederlanden hat der Oberflächenabfluss keine Bedeutung. Hier sind andere Eintragswege wichtiger. Eine hohe Hintergrundbelastung und einige spezifische, landwirtschaftliche Ursachen (Direkteintrag) unter „Übriges“ führen für die Niederlande zu einem deutlich unterschiedlichen Bild. Infolge einer anderen Schätzmethode in Frankreich* war es nicht möglich, auf gleiche Weise zwischen Eintragspfaden zu unterscheiden.

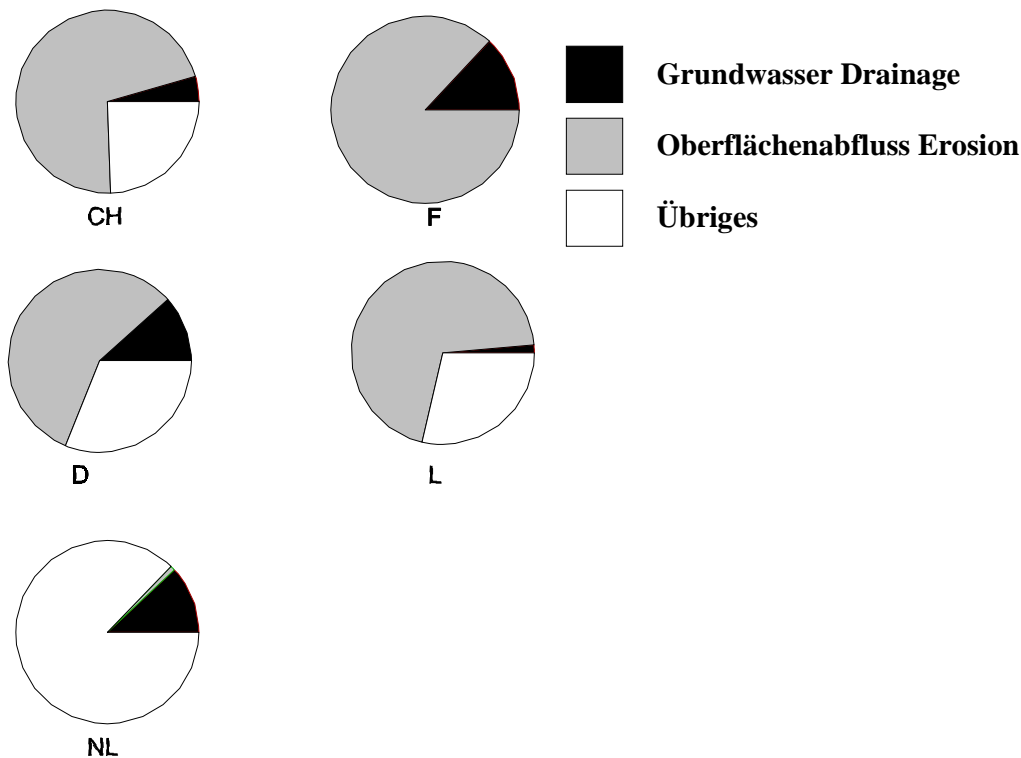


Abbildung 5: Anteile der verschiedenen Eintragswege für Phosphor in den Rheinanliegerstaaten (1985) in Prozent

* Andere Schätzmethode: Für Frankreich bezieht sich der Anteil von 13 % ausschließlich auf das Grundwasser (Drainage nicht eingeschlossen).

4 Wichtigste Reduzierungsmaßnahmen

Die Bestandsaufnahme der Phosphor- und Stickstoffemissionen für das Jahr 1985 zeigte auf, dass im Rheineinzugsgebiet unterhalb der schweizerischen Seen im Mittel jährlich etwa 13.000 t Phosphor diffus und 48.000 t punktuell sowie 261.000 t Stickstoff - inklusive Hintergrundbelastung – diffus in den Rhein eingetragen werden. Es handelt sich hierbei um eine grobe Schätzung, die lediglich Größenordnungen der unterschiedlichen Belastungsgrößen wiedergibt.

Es lagen weder genaue Messungen über die verschiedenen Quellen und Pfade aller diffusen Stoffflüsse in Boden und Gewässer vor, noch konnten zuverlässige Nährstoffbilanzen für große Wassereinzugsgebiete wie den Rhein aufgestellt werden. Andererseits konnten daraus gewisse Schlüsse über die zu ergreifenden Maßnahmen gezogen werden.

So mussten Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffverluste aus allen Quellen in erster Linie bei den Eintragswegen ansetzen, die qualitativ zu höchsten Belastung führen. Diese ergeben sich deutlich aus der Tabelle 2.

In der Schweiz, in Deutschland, Luxemburg und Frankreich mussten Maßnahmen zur Verminderung von Phosphoreinträgen in erster Linie bei dem Ausbau der Kläranlagen mit der Phosphatfällungsstufe und für die diffuse Einträge bei der Verminderung von Erosion und Abschwemmung ansetzen. Stickstoff wurde hauptsächlich über Grund- und Dränwasser in die Oberflächengewässer eingetragen. Maßnahmen zur Reduzierung des diffusen Stickstoffeintrags mussten deshalb vorrangig bei der Verminderung des Nitrateintrages in das Grundwasser ansetzen. In den Niederlanden wurde die Situation aufgrund wesentlich anderer Bodenverhältnisse anders bewertet.

Als wichtigste Reduzierungsmaßnahmen zur Verminderung von Erosion, Abschwemmung, Auswaschung und Direkteinträgen von Nährstoffen wurde den Rheinanliegerstaaten empfohlen:

- flächendeckende Realisierung der guten fachlichen Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln (anorganisch und organisch), d.h. pflanzen-, standort- und zeitgerechte Düngung, fachgerechte Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülleüberschussproblem). Dabei kommt der Beratung, guter Ausbildung und Weiterbildung nach neuestem wissenschaftlichen Stand eine Schlüsselrolle zu. Umfangreiches Feldversuchswesen, Bodenuntersuchungen etc. sind dafür unbedingte Voraussetzung.
- Anpassung der Gesetzgebung im Bereich der Tierhaltung, des Pflanzenbaus einschließlich der Bodenbearbeitung
- Entschädigung für besondere ökologische Leistungen (z.B. Extensivierung, Flächenstilllegung, Gewässerrandstreifen, spezielle Auflagen in empfindlichen Gebieten)
- Weitere Entwicklung und Einführung neuer Fütterungstechniken (Phasenfütterung) mit stickstoffangepassten, stickstoffärmeren Futtermitteln
- Verringerung der in Tabelle 2 aufgeführten Direkteinträge (z.B. bei der Düngung, aus Gewächshäusern), sodass schon mittelfristig aus dieser Quelle fast keine Einträge mehr erfolgen werden.

Während in der Schweiz, in Deutschland, Luxemburg und Frankreich die flächendeckende Realisierung der guten fachlichen Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln (anorganischen und organischen), d.h. pflanzen-, standort- und zeitgerechte Düngung, als wichtigste Reduktionsmaßnahme für diffuse Einträge angesehen wird, liegt in den Niederlanden der Schwerpunkt auf Einhaltung, Anwendung bzw. Verschärfung von Düngeranwendungsnormen.

5 Langzeitentwicklung der Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Rhein

5.1 Ammonium-N

Da die organische Belastung mit sauerstoffzehrenden Substanzen (BSB₅) durch den Bau von Kläranlagen weitestgehend reduziert wurde, hat die Sauerstoffzehrung durch Nitrifizierung eine besondere Bedeutung bekommen. Durch die Verlagerung des Nitrifikationsvorganges aus dem Gewässer in die Kläranlage findet eine Entlastung der Sauerstoffzehrung im Gewässer statt. Eine Gesamtstickstoffreduzierung wird dadurch jedoch nicht erreicht. Diese geschieht erst durch Umwandlung des Nitrat-Stickstoffes in gasförmigen Stickstoff (Denitrifikation).

Ammonium stammte überwiegend aus kommunalen Abwässern. Der Ausbau der Kläranlagen seit den 70er hat seit 1971 zu einer drastischen Reduzierung (Abbildung 6) der Ammoniumkonzentrationen im Rhein geführt. Die Ammoniumkonzentrationen an der Messstation Bimmen/Lobith an der deutsch/niederländischen Grenze sind seit 1990 weiterhin gesunken. So waren z.B. die an der Messstelle Bimmen/Lobith gemessenen Ammoniumkonzentrationen 1990 um das Fünffache und 1995 nur noch um das Dreifache höher als die der kaum belasteten Messstelle Rekingen am Hochrhein. Außerdem konnte 1995 erstmalig nur noch ein sehr niedriger Anstieg der Konzentrationen von der Quelle zur Mündung des Rheins festgestellt werden.

5.2 Nitrat-N

Die leichtlöslichen Nitrate gelangen heute diffus überwiegend durch Auswaschungen oder Ausspülungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen, über das Grundwasser in den Rhein. Auch die stark ammoniumhaltige Gülle trägt auf diesem Weg zur Nitratbelastung der Gewässer bei, da das Ammonium in den obersten Bodenschichten sehr schnell durch Bakterien in Nitrat umgewandelt (Nitrifizierung) wird. Ammonium wird auch im Gewässer und vor allem im Sommer unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrat oxidiert. Stickstoff liegt somit im Rhein überwiegend als Nitrat vor (über 80% des Gesamtstickstoffs).

Parallel zum starken Abfall der Ammoniumkonzentrationen stiegen die Nitratstickstoffgehalte bis Anfang der 90er kontinuierlich an (Abbildung 6).

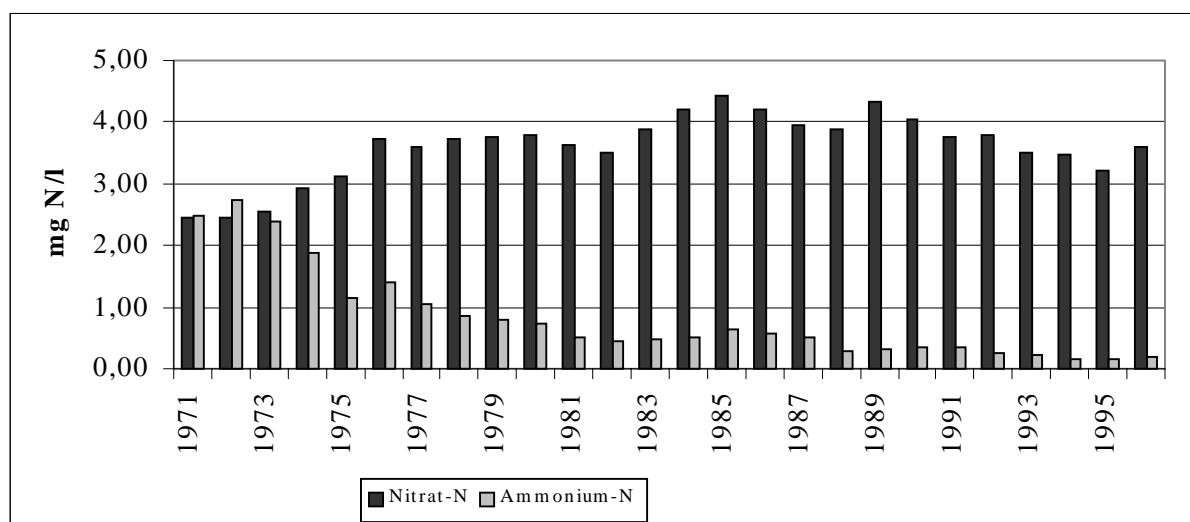


Abbildung 6: Entwicklung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Niederrhein

Dies ist einerseits auf die zunehmende Nitrifizierung in den Kläranlagen, andererseits auf die erhöhte Nitratauswaschung aus intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen. Vor allem durch die zunehmende Ausstattung der Kläranlagen mit der Denitrifizierung konnte dieser Trend mittlerweile an allen Messstationen am Rhein gestoppt werden. Ein Vergleich der Jahresganglinie von Ammonium und Nitratstickstoff 1985, 1990 und 1995 zeigt neben dem typischen Jahresgang eine deutliche Reduzierung. Auch die Konzentrationsschwankungen sind 1995 deutlich geringer ausgeprägt als 1985. Dies ist wahrscheinlich auf das Gülleausbringungsverbot in den Wintermonaten

zurückzuführen. Der Konzentrationsrückgang in den Sommermonaten ist durch eine erhöhte Aktivität stickstoffabbauender Mikroorganismen bei höheren Wassertemperaturen bedingt.

5.3 Gesamtstickstoff-N

Während die von der IKSR empfohlenen Reduzierungsmaßnahmen beim vorwiegend punktuelle eingeleiteten Phosphor relativ kurzfristig gegriffen haben, kann beim Stickstoff erst langfristig mit einer deutlichen Reduzierung der diffusen Einträge gerechnet werden, da ein großer Anteil auf diffusem Weg über das Grundwasser in den Rhein gelangte. Die Nitratbelastung der Grundwasserströme infolge der intensiven Düngung in den 60er und 70er Jahren hat erst mit deutlicher Verzögerung eingesetzt. Wegen der langsamen Grundwasserströmung hat ein beträchtlicher Teil dieser Belastung den Rhein noch nicht erreicht. Der Anteil dieses Pfades an der Gesamtstickstoffbelastung des Rheins wird deshalb zukünftig auch dann ständig steigen, wenn die Düngung ganz eingestellt würde, was aber nicht zu erwarten ist.

Die IKSR hat Gesamtstickstoff erst 1991 infolge der Nordseebeschlüsse ins internationale Meßprogramm aufgenommen. Die gesammelten Daten reichen noch nicht aus, um einen Konzentrationstrend sicher zu belegen. Die Frachten, die entscheidend für Belastung der Nordsee sind, sind aber infolge des seit 1991 jährlichen Anstieges der Abflüsse an allen Meßstationen ständig angestiegen. Auch dies ist ein Hinweis auf den vorwiegend diffusen Eintrag von Gesamtstickstoff.

5.4 Phosphate

Phosphate stammten zur Zeit der ersten Bestandsaufnahme von 1985 überwiegend aus kommunalen Abwässern und dabei hauptsächlich aus Fäkalien. Der Anteil aus Wasch-, Spül- und Reinigungsmitteln ist zunächst durch Verwendung von Phosphatersatzstoffen NTA, EDTA, Nonylphenole oder Kreolithe und durch die Phosphatfällung in den Kläranlagen stark zurückgegangen. Die Phosphatanteile durch Düngemittel werden im Erdreich relativ fest gebunden und können nur wenig durch Niederschlagswasser ausgewaschen oder ausgespült werden. Bei Hochwasserereignissen ist jedoch

immer wieder ein erhöhter Eintrag durch Abspülung von Ackerboden, festzustellen.

Im Gegensatz zu den Stickstoffkonzentrationen verlaufen die Phosphorgehalte im Jahresgang relativ gleichförmig. Konzentrationsspitzen treten nur bei höheren Abflüssen auf, wenn durch Niederschläge und Hochwasser Phosphate aus Einzugs- und Überschwemmungsgebieten abgetragen werden.

Die rasante Abnahme der Gesamtphosphor- und ortho-Phosphat-Konzentrationen seit Mitte der 80er, hat sich seit Anfang der neunziger Jahre stark verlangsamt. Trotzdem wurde im Zeitraum 1985/95 durch den weiteren zügigen Ausbau der Kläranlagen mit der Phosphatfällungsstufe, eine Reduzierung der Einleitungen und Frachten im Rhein erreicht (Abbildung 7).

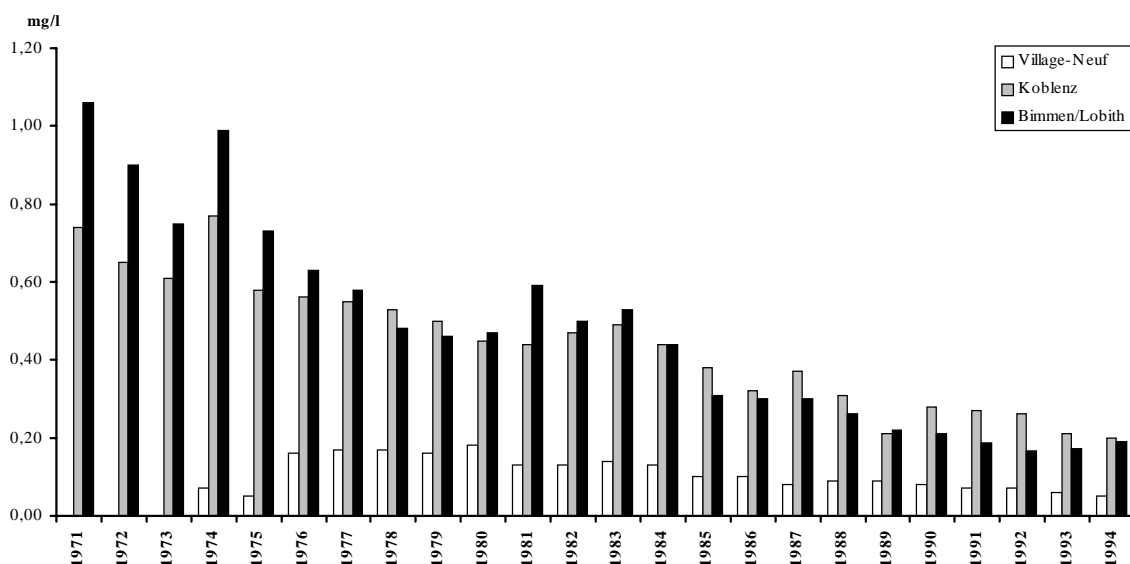


Abbildung 7: Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen im Rhein

Eine leichte Abnahme ist aber noch an allen Messstationen deutlich. Die 1985 noch sehr ausgeprägte Zunahme der ortho-Phosphat- und Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Längsprofil des Rheins fällt 1995 viel geringer aus .

Die Entwicklung der N/P Verhältnisse der Messstelle Bimmen/Lobith kann anhand der Nitrat-N- und der Gesamt-P-Konzentrationen abgeschätzt werden (Abbildung 8).

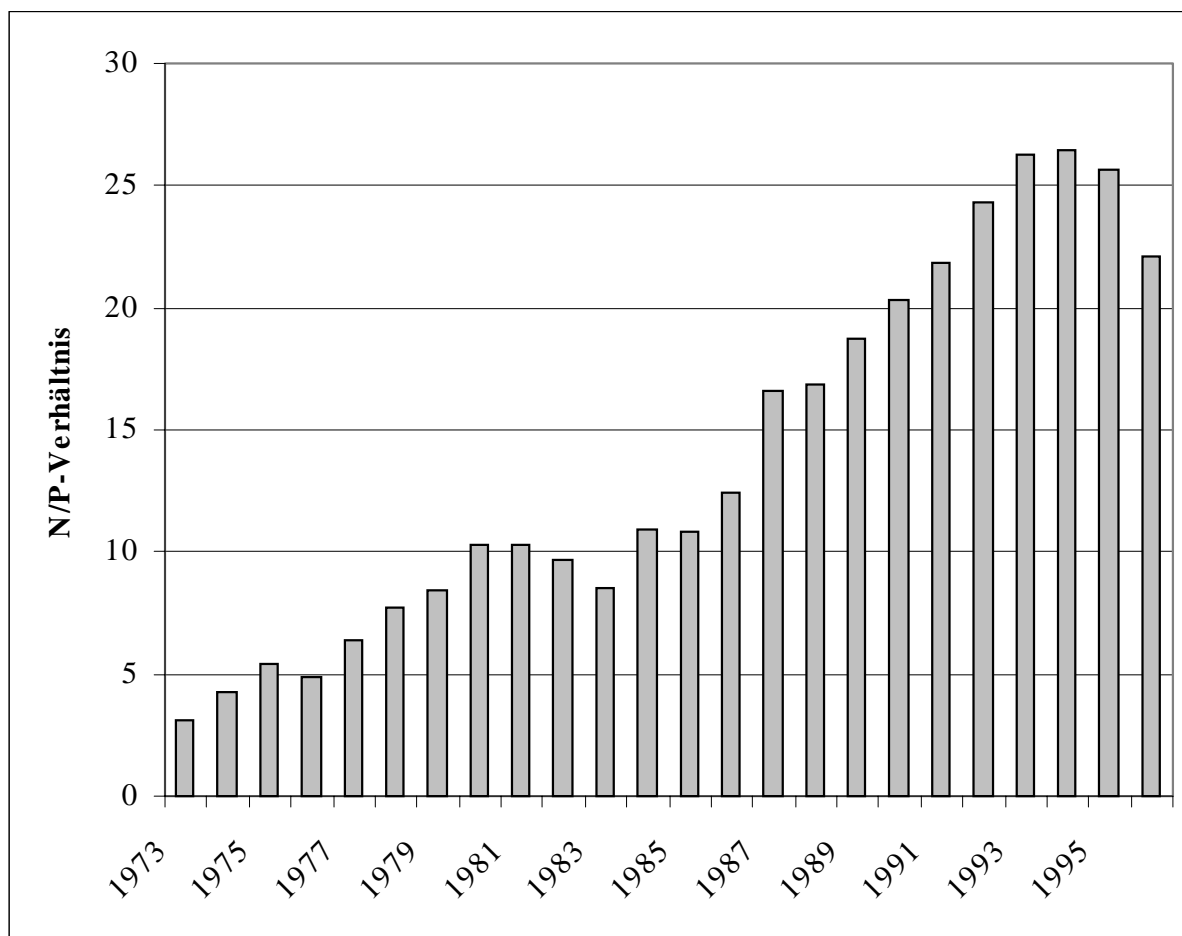


Abbildung 8: Entwicklung der N/P Verhältnisse im Niederrhein

Angesichts der stark rückgängigen Phosphorkonzentrationen klappt das N/P-Verhältnis zunehmend auseinander. Dieser für die Eutrophierung in der südlichen Nordsee negative Effekt ist vor allem auf die schnelle Reduzierung der punktuellen Phosphorquellen und durch die viel langsamer verlaufende Reduzierung der diffusen Stickstoffeinträge zurückzuführen.

Dr. Marc Braun
Internationale Kommission zum Schutze des Rheins

Postfach 309
D-56003 Koblenz

Tel: + 49 (0)261 12495

Elemente eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes im Donau- und Schwarzmeerraum

Helmut Kroiß

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien

1 Einleitung

Durch massiven Eingriff des Menschen in den natürlichen Stoffhaushalt einerseits und durch die historische Entwicklung im ehemaligen Ostblock andererseits, hat sich im Donaauraum und im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres eine Situation ergeben, die weder vom politischen noch vom ökologischen Standpunkt her als stabil und wünschenswert bezeichnet werden kann. Während der letzten 3 – 4 Dezenien hat sich die Biozönose des Schwarzen Meeres dramatisch verändert. Diese Entwicklung ist sehr gut in dem Bericht über die Situation des Schwarzen Meeres vom Leiter des Schwarzmeer-Institutes in Istanbul, (Mee 1998), dokumentiert. Der Höhepunkt der Verschlechterung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Schwarzen Meeres fällt etwa mit dem Höhepunkt der politischen Veränderungen im Osten Europas zusammen. Seitdem sind die wirtschaftlichen und politischen Verhältnisse in den nun in Eigenverantwortung entlassenen Staaten zwar am Wege der Besserung aber immer noch instabil. Insbesondere die wirtschaftliche Entwicklung ist in den letzten 10 Jahren dramatisch ungünstiger geworden. Dies hat zu einer deutlich merkbaren Verbesserung der ökologischen Situation des Schwarzen Meeres geführt, die jedoch eng gekoppelt ist mit einem weitgehenden Verlust an industrieller und landwirtschaftlicher Kapazität in den betroffenen Ländern.

Ein zukunftsweisender Gewässerschutz muß also die ökologische Funktionsfähigkeit des gesamten Gewässersystems, das zum Schwarzen Meer

hin entwässert, mit den technischen und organisatorischen Problemlösungen verbinden, die auch eine Erlangung der Prosperität der betroffenen Gesellschaften mit einschließt und zuläßt. Die dazu erforderlichen Änderungen im Verhalten der Menschen und den daraus abgeleiteten Konsequenzen muß man in einem großen Zusammenhang erfassen, damit sie langfristig wirksam sind. Wie das folgende Schema zeigt, muß auch der Gewässerschutz eingebettet werden in das Spannungsfeld zwischen der wissenschaftlichen Erkenntnis über die Zusammenhänge, dem Wandel der Wertsysteme in den Gesellschaften und der Umsetzung der Erkenntnisse und der Wertvorstellung in praktisches Handeln durch gesetzliche und organisatorische Maßnahmen.

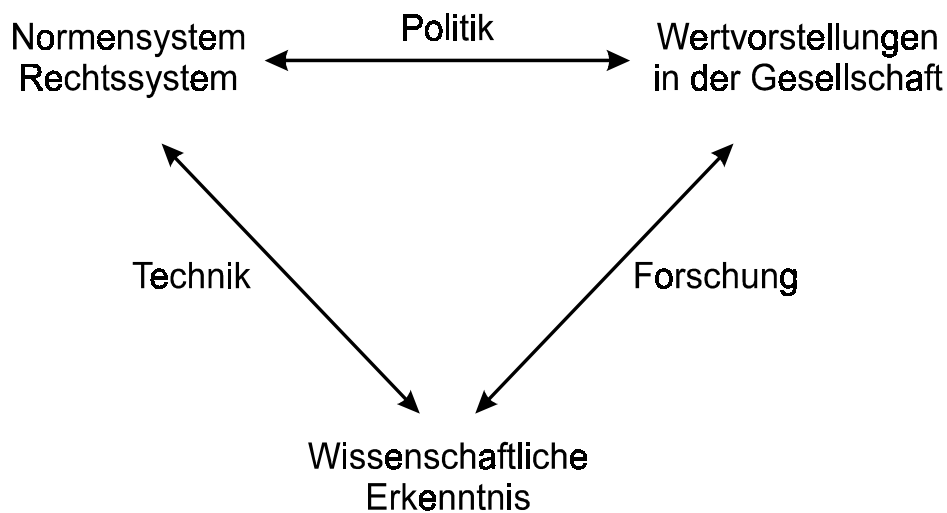


Abbildung 1: WECHSELSPIEL zwischen Wertvorstellung, Rechtssystem und Wissenschaft

Aus dem Wechselspiel zwischen der Erkenntnis der Zusammenhänge zwischen menschlichem Handeln und den Auswirkungen der Umwelt einerseits und den Zielvorstellungen, die in den Gesetzen formuliert werden andererseits, ergibt sich ein Spannungsfeld für die Entwicklung neuer technischer Maßnahmen, um die Anforderungen zu erfüllen.

Der folgende Beitrag soll sich selbstverständlich primär mit den technischen und den organisatorischen Elementen des Gewässerschutzes auseinandersetzen, dennoch erscheint es notwendig, über die Zielvorstellungen und den Wertewandel einige grundlegende Sätze voranzustellen. Es erscheint wichtig, sich den Wandel der Wertvorstellungen in den letzten Jahrzehnten bezüglich der Umwelt bewußt zu machen, damit nicht alte Vorstellungen sich unbewußt in eine neue Regelungsstrategie einschleichen.

2 Wertvorstellungen eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes

Bedingt durch die klassische Nationalökonomie einerseits, in der Wasser und Luft als freie Güter bezeichnet werden, und durch die Entwicklung der Naturwissenschaften andererseits, hat man die Umwelt oder die Natur vielfach nur als Ressource nicht aber als integralen Teil des menschlichen Wesens empfunden. Dies wurde im ausgehenden 18. und beginnenden 19. Jahrhundert durch Künstler, wie z.B. Rousseau stark gemildert, weil dort der Natur ein hoher Wert zugeordnet wurde. (Der Ruf „Zurück zur Natur,“ blieb nicht ohne Konsequenzen.) Im Zuge des technischen und wirtschaftlichen Fortschritts im ausgehenden 19. und beginnenden 20. Jahrhundert hat sich die Kluft zwischen der Natur, unserer Umwelt und der Wirtschaft stark verschärft. Die Möglichkeiten des Menschen in den natürlichen Stoffhaushalt einzugreifen, sind dramatisch angestiegen. Diese Entwicklung betraf, wenn auch relativ spät, die Landwirtschaft. Es sollte in diesem Zusammenhang nicht vergessen werden, daß natürlich das Seßhaftwerden und der Beginn des Ackerbaues schon seit vielen Jahrtausenden zu dramatischen irreversiblen Veränderungen der Natur geführt haben, die sich jedoch meist weitgehend verträglich mit der Natur des Menschen herausgestellt haben. Auch große irreversible Veränderungen in der Natur müssen also nicht notwendigerweise zu einem instabilen Gleichgewicht führen. Veränderungen darf man daher nicht prinzipiell negativ beurteilen. Veränderung ist eine wesentliche Kategorie alles Lebendigen, was sich nicht mehr verändert, muß zugrunde gehen.

Die Entwicklung des Umweltschutzgedankens hat dazu geführt, daß die Umwelt nicht mehr als etwas außen Liegendes, d.h. also als ein Widersacher des Menschen oder als Ausbeutungsgegenstand für den Menschen empfunden wird, sondern daß man die Abhängigkeit zwischen Mensch und Umwelt soweit verinnerlicht, daß offensichtliche Schäden, die der Mensch in der Natur anrichtet, eine starke Betroffenheit des Menschen selbst verursachen. Ein schmutziger Fluß ist also nicht mehr ausschließlich ein Problem derer, die mit dem Wasser und dem Fluß zu Rande kommen müssen, sondern diese Situation wird zusehends als Einbuße der Lebensqualität aller Verursacher und Betroffenen empfunden. In dem Maße, in dem der Mensch nicht mehr außerhalb der Umwelt steht, sondern sich als integralen Bestandteil der Umwelt

empfindet, wird die Grundlage geschaffen für ein Umdenken auch in der Politik, weil es nicht mehr darum geht, einen objektiven Tatbestand alleine zu verbessern, sondern den Schutz der Umwelt als Schutz des Menschen vor langfristiger Beeinträchtigung seiner Lebensqualität zu vertreten. Die Menschen müssen also damit leben lernen, daß auf der einen Seite eine Nutzung der Natur für unsere Zwecke unumgänglich notwendig ist, daß er aber auf der anderen Seite die Ausnutzung der Natur nur so weit treiben darf, daß er selbst langfristig keinen Schaden davon nimmt. In gewisser Beziehung kann man diese Entwicklung vergleichen mit der Abschaffung der Sklaverei und der Erkenntnis, daß die menschliche Arbeitskraft nicht unbedacht ausgenutzt werden darf, wenn man langfristig menschliche Konflikte vermeiden will.

In diesem Zusammenhang ist der Begriff „natürlich“ eben auch neu zu interpretieren. „Natürlich“ im Sinne von gesetzlichen Forderungen darf nicht heißen, daß dies ein Zustand sei, in dem der Einfluß des Menschen nicht vorhanden ist. Dies würde wiederum zu einer Trennung von Mensch und Umwelt führen. „Natürlich“ wird man eine Lebensweise und Handlungsweise des Menschen bezeichnen, die zwar dauernd auch irreversible Veränderungen zuläßt, aber das Gesamtgefüge der Menschen in der Umwelt möglichst arm an Konflikten und Bedrohungen für beide Seiten sich entwickeln läßt. Diese Denkungsweise bereitet vielen Wissenschaftlern Probleme, weil der einzelne Mensch als Subjekt, nicht in die Analyse von Vorgängen eingeschlossen werden soll. Das Ziel ist ja die sogenannte „objektive“ Erkenntnis, also jene, die vom Subjekt des Untersuchenden unabhängig ist. Diese sehr erfolgreiche Trennung des menschlichen Subjekts von dem Gegenstand der Untersuchung verleitet sehr leicht dazu, einen Idealzustand für die Umwelt zu formulieren, bei dem der Einfluß des Menschen auf die Umwelt minimiert wird oder gänzlich verschwunden ist. Diese Forderung ist aber erstens nicht durchhaltbar und zweitens führt sie wieder zu einer Spaltung einer menschlichen Sphäre und einer objektiven Umwelt, die aber beide nicht voneinander unabhängig, sondern nur aufs Engste verschränkt existieren. Es gilt also ein Maß für die menschliche Tätigkeit zu finden, bei der die Umwelt für den Menschen langfristig die Grundlage seiner Lebensumstände erhält. Sie muß also alle Funktionen erfüllen, die für ein dauerndes Überleben des Menschen erforderlich sind. Das Wasser spielt in diesem Zusammenhang natürlich eine ganz zentrale Rolle, weil ohne gutes Wasser kein gedeihliches Leben und ohne Wasser überhaupt kein Leben möglich ist.

3 Der Wassergütekreislauf

In der folgenden Abbildung 2 ist das Schema des Wassergütekreislaufes dargestellt.

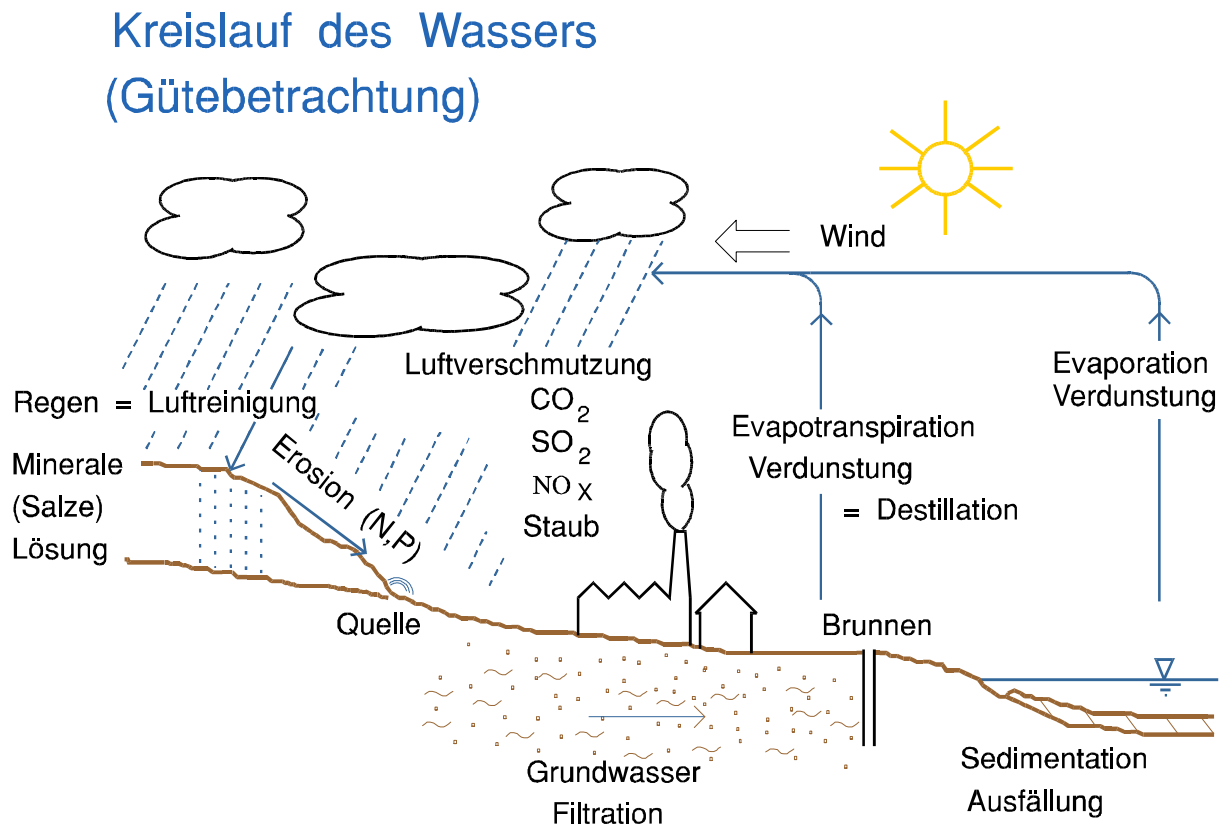


Abbildung 2: Schema des Wassergütekreislaufes

Um den oben dargestellten Kreislauf zu beschreiben, muß man an einer Stelle einen willkürlich festgelegten Anfang der Beschreibung festlegen. Hier wird also die Beschreibung mit der Verdunstung des Wassers begonnen. Bei der Evaporation von Wasserflächen bzw. der Evapotranspiration über die Pflanzen wird Wasser zu Wasserdampf umgewandelt. Dies stellt für den Wassergütekreislauf einen der entscheidendsten Reinigungsschritte dar, weil damit aus Wasser mit einer schier unendlichen Zahl von Inhaltsstoffen ein chemisch weitgehend reiner Wasserdampf entsteht. Bei diesem Reinigungsschritt, dessen Motor die Sonne ist, werden z.B. alle Salze in der flüssigen Phase bleiben. Wenn nun dieser Wasserdampf kondensiert und

schließlich über Wolkenbildung auch zu Niederschlag führt, enthält jeder Wassertropfen sofort wieder alle Stoffe aus seiner Umgebung. Ein Wassertropfen, der auf die Erde fällt, enthält alle gasförmigen und auch partikulären Stoffe, die sich in der Luft befinden. Es ist anzunehmen, daß die Aufnahme der Stoffe in der Atmosphäre in das Wasser auch einen entscheidenden Beitrag zur Reinhaltung der Luft darstellt. Von Natur aus kommt in der Atmosphäre auf jeden Fall Sauerstoff, Stickstoff und Kohlendioxyd vor, sodaß das Regenwasser, wenn es den Boden erreicht, immer sauer ist. Für die Betrachtung des Donaeinzugsgebietes ist vor allem von Interesse, daß durch die menschliche Tätigkeit auch große Mengen an Stickstoffverbindungen an die Luft abgegeben werden, insbesondere die Stickoxyde NO_x, aber auch Ammoniak, der überwiegend aus dem landwirtschaftlichen Bereich in die Atmosphäre entweicht. Die NO_x Belastung stammt überwiegend aus Verbrennungsprozessen, sowohl vom Verkehr als auch aus industriellen Verbrennungsanlagen. Diese Verschmutzung der Luft ist ein kontinentales, teilweise sogar ein weltumspannendes Problem, wegen der weiten Verfrachtung riesiger Luftmassen im Zuge des Klimageschehens. Wenn das Niederschlagswasser auf die Erde fällt, nimmt es sofort aus dem Boden alle Stoffe, die dort vorhanden sind, entsprechend ihrer Löslichkeit auf. Erst durch die Aufnahme vieler dieser Stoffe aus dem Boden gewinnt das Wasser jene Qualität, die es zum Elixier des Lebens macht. Reinstes Wasser ist also nicht lebensfreundlich. Die Biozöosen in den Gewässern sind darauf angewiesen, daß alle für die Entwicklung der Organismen notwendigen Stoffe über Bodenfiltration oder Bodenabschwemmung in die Gewässer gebracht werden. Wenn der Mensch großflächig in der Landwirtschaft die natürlichen Stoffströme stark verändert, z.B. durch den Einsatz von Handelsdünger und Pestiziden, dann wird sich dies sehr wesentlich in einer Veränderung dieser Stoffströme in den Gewässern niederschlagen.

Nachdem der Mensch Wasser sowohl für seine Ernährung unbedingt braucht, als auch zum Abtransport der Reststoffe, vor allem der Salze benötigt, gelangen über das Trinkwasser viele Stoffe in das daraus entstehende Abwasser. Die Einleitung des Wassers und der Abfälle aus der menschlichen Ernährung in die Gewässer konnte so lang hygienisch ohne Probleme über den Boden erfolgen, als die Besiedlungsdichte gering war. Mit der „Erfindung“ der geschlossenen Siedlungsgebiete, die auch ökonomisch große Vorteile bieten, mußte sich eine andere Art der Abwasserentsorgung entwickeln. Mit der starken gewerblichen

und industriellen Entwicklung hat sich ein zusätzliches Problem dadurch ergeben, daß nun Stoffströme in großem Ausmaß in das Abwasser gelangt sind, die in der Natur in dieser Form nicht vorhanden sind. Das Ziel eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes muß es daher sein, die anthropogenen Stoffströme soweit zu verändern und zu vermindern, daß dies zu keinen langfristigen Anpassungsschwierigkeiten in der Natur führt, weil dies wiederum zu einer Verschlechterung unserer Lebensbedingungen führen würde. So eine Verhaltensweise, die prinzipiell nicht konservativ sein muß, zu erreichen, muß das Ziel eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes auch für die Donau und das Schwarze Meer sein.

Eine Grundproblematik der weiteren Ausführungen besteht darin, daß für die Donau und für das Schwarze Meer unterschiedliche Schwerpunkte der Belastung bestehen. Für die Donau ist in erster Linie die Verunreinigung mit organischen Verbindungen bzw. toxischen und nicht abbaubaren Verbindungen ein Problem, während für das Schwarze Meer in erster Linie die Elemente Stickstoff und Phosphor die Güte bestimmen.

In dem Gewässergütekreislauf spielt der Boden eine ganz entscheidende Rolle, die nur teilweise in ihren Auswirkungen auf die Gewässergüte als bekannt bezeichnet werden kann. Der Boden wirkt einerseits durch die Geologie des Grundgebirges auf das Grundwasser, andererseits verändert die landwirtschaftliche Praxis sowie die diffuse Belastung über die Atmosphäre die Biozönose im Boden selbst. Je nach der vorhandenen örtlichen geologischen Formation verhalten sich die Böden äußerst unterschiedlich in Hinblick auf jene Stoffe, die für den Gewässerschutz entscheidend sind, also in Hinblick auf Phosphor, Stickstoff, allenfalls auch Silizium. Der Boden muß als ein biochemischer Reaktor angesehen werden, in dem vor allem große Umsetzungen an Stickstoffverbindungen möglich sind. Insbesondere stellt der Boden einen großen potentiellen Speicher für Nährstoffe dar. Sowohl die Speicherkapazität als auch die Stoffumsätze spielen im Stoffstrommanagement eines großen Einzugsgebietes oder eines Meeresinzugsgebietes eine entscheidende Rolle. Wie in den bereits vorangegangenen Vorträgen angerissen, können wir zur Zeit feststellen, daß vor allem beim Stickstoff die Differenz zwischen den von Menschen in die Umwelt gebrachten Stickstoffmengen und jenen, die etwa in der Donau wiedergefunden werden, sehr groß sein kann. Diese Differenz im Detail aufzuklären, wird noch

erheblichen Forschungsaufwand benötigen. Dabei spielt die mittlere Aufenthaltszeit des Grundwassers und die Veränderung seiner Konzentration bezüglich der Stickstoffverbindungen über lange Zeiträume eine wichtige Rolle. Auch die Wechselwirkung zwischen den Fließgewässern und dem Grundwasser ist vor allem im Hinblick auf die Nährstoffproblematik (Stickstoff, Phosphor) bisher nicht im Detail bekannt.

4 Auswirkung anthropogener Stoffströme auf die Gewässer und ihre Biozönosen

Es ist unmöglich, im Rahmen dieses Beitrages die sehr komplexe Beziehung zwischen den von Menschen verursachten Stoffströmen und den Vorgängen in den Gewässern darzustellen, dennoch soll versucht werden, einige der grundlegenden Zusammenhänge für das Grundwasser, für die Fließgewässer und für die empfangenden Meere darzustellen, um einen Einblick zu bekommen, wie man organisatorisch und technisch auf solche Zusammenhänge reagieren kann. Die Darstellung muß sich auf wenige entscheidende Stoffströme beschränken. Im einzelnen soll auf die Stoffströme von Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Phosphor (P), Sauerstoff (O) und Silizium (Si) eingegangen werden. Die Diskussion der anderen vielen anorganischen oder organischen Stoffe, deren Wirkungsweise teilweise nicht einmal bekannt ist, muß hier ausgeklammert werden. Diese Beschränkung erscheint gerechtfertigt, weil fast alle anthropogenen Stoffströme direkt an der Anfallstelle zurückgehalten werden müssen, wenn man das aquatische System nicht mit ihnen belasten möchte. Diese übergeordnete Aufgabe hat wenig zu tun mit einer Strategie zur Beherrschung der großen Stoffströme der vorher genannten Elemente .

4.1 Kohlenstoff (C)

Einen der größten Stoffströme, den der Mensch, vor allem durch seine moderne Form der Siedlungstätigkeit in Ballungsräumen verursacht, sind jene für den organischen Kohlenstoff. Häusliche, industrielle und gewerbliche Abwässer enthalten relativ große Mengen an biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen, die aus den Siedlungsgebieten abgeleitet werden müssen, um hygienisch einwandfreie Verhältnisse zu schaffen zumindest beim

häuslichen, weil sie im Abwasser immer zugleich mit pathogenen Keimen auftreten. Als Maß für die organische Verunreinigung mit Kohlenstoff verwenden wir heute überwiegend den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB, 120 g/EW/d) oder historisch noch wichtiger den BSB₅ (60 g/EW/d). In Österreich entspricht diese organische Schmutzfracht im Rohabwasser inklusive Industrie derzeit ca. 10. bis 12 Mio EW. Die organischen Kohlenstoffverbindungen werden im Gewässer durch Bakterientätigkeit einem biologischen Abbau unterzogen. Dies führt zum Entzug von Sauerstoff aus der fließenden Welle in den Fließgewässern, was soweit gehen kann, daß zuerst die Edelfische nicht mehr überlebensfähig sind und schließlich Fischsterben durch O₂-Mangel auftreten. Die weniger sichtbare, doch entscheidende zweite Wirkung von eingeleiteten Kohlenstoffverbindungen ist die Ausbildung von Bakterienbelegen auf dem Sediment der Fließgewässer. Diese Bakterienbelege verhindern den Sauerstofftransport in das Sediment, wo für einen Großteil der für die Freßkette erforderlichen Lebewesen die Reproduktion stattfindet. Die Einleitung von leicht abbaubarem Kohlenstoff führt also einerseits zu einem Sauerstoffverbrauch im Gewässer und andererseits zu einer gestörten Biozönose, was zu einer Verschleppung der Verschmutzung über lange Fließstrecken führt. In Österreich und im Donaustrom auch bis ins Schwarze Meer ist die Sauerstoffproblematik heute nicht mehr von großer Bedeutung, allerdings gibt es im Osten von Österreich eine Reihe von Flüssen, wo zufolge der Einleitung ungereinigten Abwassers auch die Sauerstoffverhältnisse noch besorgniserregend sind. Für das Schwarze Meer sind die Einträge an biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen über das Abwasser relativ von geringer Bedeutung, weil sie eben schon im Gewässer weitgehend abgebaut werden. Welche Rolle die Einleitung von ungereinigtem Abwasser im Donaeinzugsgebiet unterhalb von Österreich spielt, läßt sich schwer abschätzen. Es muß angenommen werden, daß ein Teil der Stickstoffentfernung aus den Gewässern über Denitrifikation mit der Einleitung von ungereinigtem Abwasser zusammenhängt.

4.2 Stickstoff (N)

Die Stickstoffströme, die von Menschen verursacht werden, stellen nach den Kohlenstoffverbindungen den zweitgrößten Stoffstrom dar. Stickstoff ein essentielles Element für alle Lebensvorgänge, von der ganzen Pflanzenproduktion durch Photosynthese bis zur Eiweißsynthese, kommt in

verschiedensten Formen in der Umwelt vor. In der Atmosphäre haben wir einen schier unerschöpflichen Vorrat an Stickstoff zur Verfügung. Es ist bekannt, daß Mikroorganismen in der Lage sind, den Stickstoff aus der Luft zu verwenden, um ihre Biomasse aufzubauen und auch um Stickstoff im Boden zu fixieren. Diese Fähigkeit von Mikroorganismen in Symbiose mit Pflanzen hat sich die Landwirtschaft in der Fruchtfolgewirtschaft schon in der Vergangenheit zu nutze gemacht. Stickstoffverbindungen werden im Boden, wenn sie nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, zu Nitrat oxidiert und da dieses besonders mobil ist, bei der Bodenpassage des Regenwassers häufig in das Grundwasser ausgewaschen. Der vermehrte Einsatz von Stickstoffhandelsdüngern zur Verbesserung der Ernteerträge in der Landwirtschaft hat vor allem in den Ländern mit hohem Niederschlagsabfluß und hoher Grundwasserneubildungsrate dazu geführt, daß die Stickstofffrachten, die in die Gewässer abgeschwemmt oder über das Grundwasser in die Gewässer eingebracht werden, in den letzten Jahrzehnten dramatisch angestiegen sind. Wenn Rohabwasser, das auch erhebliche Mengen an Stickstoff enthält (etwa 11 g/EW/d) in ein Gewässer eingeleitet wird, kommt es dort zur Nitrifikation, also der Umwandlung von Ammonium in Nitrat durch Bakterientätigkeit unter Sauerstoffverbrauch. Diese Oxidation von Ammonium entzieht dem Gewässer wiederum Sauerstoff. Auch die nitrifizierenden Bakterien siedeln gerne am Boden der Gewässer und führen wiederum zu einer Verringerung des Sauerstofftransports in das Sediment. Diese Erkenntnis hat dazu geführt, daß heute in Deutschland und in Österreich die Abwasserreinigung bis zur vollständigen Nitrifikation gefordert wird. Damit wird einerseits sichergestellt, daß kein leicht abbaubarer Kohlenstoff mehr in die Gewässer gelangt und andererseits wird auch der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation bereits in die Kläranlage verlegt. Mit diesen Maßnahmen ist dem Schutz der Fließgewässer in unseren Ländern weitgehend Rechnung getragen.

Wie die historischen Daten zeigen, ist die in das Schwarze Meer über die Donau eingetragene Stickstofffracht in den letzten 30 Jahren auf das ca 5 bis 10-fache angestiegen. Welche Auswirkungen dies langfristig auf die Donau und das Schwarze Meer haben wird, ist zwar wissenschaftlich nicht vollends geklärt, aber es kann davon ausgegangen werden, daß zumindest die Donau davon wenig betroffen ist, während das Schwarze Meer dadurch beeinträchtigt wird.

Seit langem bekannt sind die Auswirkungen des Einsatzes von Handelsdünger bzw. auch von übermäßiger Düngung mit Hofdünger und Gülle auf das Grundwasser. Hohe Gaben von Stickstoffdünger führen zu einem Anstieg der Nitratkonzentrationen, was die Verwendung des Grundwassers als Trinkwasser einschränkt und andererseits auch einen Weg des Stickstoffs in die Fließgewässer darstellt. Die Auswirkung der Denitrifikation in den Böden, also die Freisetzung des Stickstoffs aus dem Wasser in Gasform (N_2) an die Atmosphäre, spielt nach bisherigen Erkenntnissen in vielen Bereichen des Donaoraumes eine entscheidende Rolle, es ist jedoch noch nicht eindeutig geklärt, wo diese Umsetzungen stattfinden. Es ist bekannt, daß neben der Denitrifikation bis zum molekularen Stickstoff (N_2) auch Denitrifikation auftritt, die beim Lachgas (N_2O) stehen bleibt. Lachgas ist ein klimarelevantes Gas. Der Großteil des Lachgases in der Umwelt wird in landwirtschaftlich genutzten Böden freigesetzt. Beide Vorgänge, die Denitrifikation bis zum molekularem Stickstoff und jene bis zum Lachgas, führen zu einer deutlichen Verringerung jener Stickstofffrachten, die schließlich in die Donau und ins Schwarze Meer gelangen. Es erscheint wichtig, daß durch Forschung eindeutig geklärt wird, wovon diese Denitrifikationsvorgänge gesteuert werden und welche Auswirkungen Änderungen, wie z.B. jene der landwirtschaftlichen Praxis oder der Abwasserreinigung auf diese Vorgänge haben.

4.3 Phosphor (P)

Phosphor gehört zu den in der Umwelt oft beschränkt verfügbaren, aber ganz essentiellen Elementen für jedes organische Wachstum. Phosphor war daher in der Vergangenheit häufig einer der wachstumsbegrenzenden Faktoren in der Landwirtschaft. In der Natur liegt der Phosphor fast ausschließlich in schwer löslicher und an Feststoffe gebundener Form vor, und muß erst über Bakterientätigkeit im Boden für das Pflanzenwachstum mobilisiert werden. Um die Erträge in der Landwirtschaft zu steigern, hat der Mensch nun mit dem Einsatz von Phosphorhandelsdüngern einen relativ großen neuen Phosphorstrom in Bewegung gesetzt. Die Folge davon ist, daß derzeit schon die meisten Böden mit Phosphor deutlich überversorgt sind und daß auch Maßnahmen zur Reduktion der Phosphordüngung erst langfristig in den Gewässern wirksam werden können. Aus der Landwirtschaft gelangt Phosphor überwiegend über Erosion und Windverfrachtung in die Gewässer.

Der Mensch selber hat einen relativ großen Phosphorbedarf (ca. 1,5 – 1,7 g P/EW/d), der daher in seinen Ausscheidungen zu finden ist. Im häuslichen Abwasser liegt ein großer Teil des Phosphors in leicht löslicher und daher sofort für Pflanzenwachstum verfügbarer Form vor. Wenn man also die Abwässer ungereinigt in die Gewässer einleitet, ergibt sich ein deutlich erhöhtes Potential für das Algenwachstum. Dieses kann je nach der Art und Tiefe des Flusses und seiner Beschattung, vor allem bei kleinen Flüssen, durch Licht oder durch Phosphor begrenzt sein. Wie neuere Messungen in der Donau gezeigt haben, ist zumindestens im Sommer heute bereits von Regensburg bis etwa Budapest der Phosphorgehalt der limitierende Faktor für das Algenwachstum. Bei der Photosynthese (siehe Abbildung 3) wird unter Verwendung von den anorganischen Stickstoff- und Phosphorverbindungen sowie unter Einwirkung von Licht aus anorganischem Kohlenstoff (CO_2) organischer Kohlenstoff (Algenmasse) gebildet.

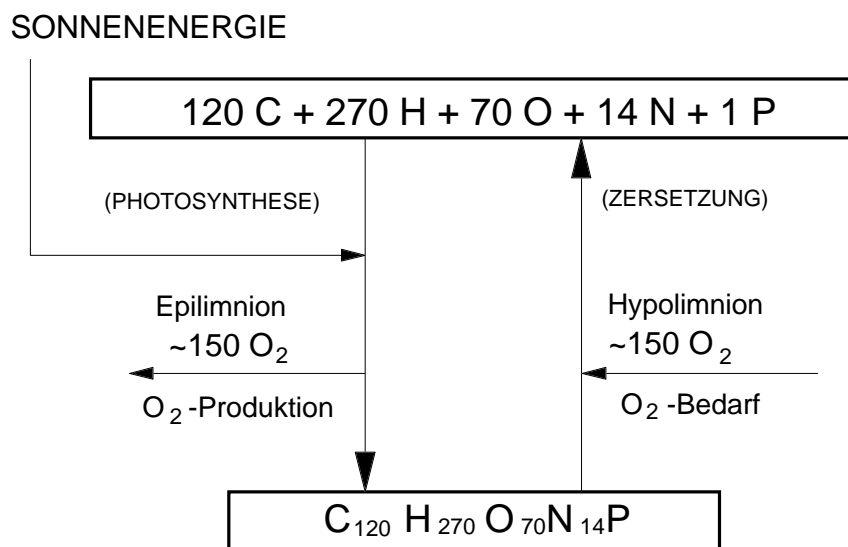


Abbildung 3: Ungefäher stöchiometrischer Zusammenhang zwischen Auf- und Abbau von Biomasse durch Photosynthese und Bakterien

Wenn man die Stöchiometrie der Abbildung 3 zugrunde legt, ergibt sich, daß aus 1 g Phosphor ca. 88 g Algentrockenmasse entstehen können, während aus 1 g Stickstoff nur etwa 16 g. Wegen der hohen Verfügbarkeit von Stickstoff in der Umwelt ist in den Fließgewässern dennoch meist der Phosphor oder das Licht limitierend.

Wenn der Abbau der gebildeten Algenmasse durch Bakterien unter aeroben Bedingungen erfolgt, wie das in den Fließgewässern meistens der Fall ist, dann wird der Phosphor meist irreversibel im Sediment festgelegt, und damit Algenbildung im Gewässer auf Dauer entzogen. Wie dieses mit Phosphat angereicherte Sediment im Fließgewässersystem weiter transportiert wird und in welcher Form und in welchem Ausmaß es auch das Schwarze Meer erreicht, ist derzeit im einzelnen nicht bekannt. Das Problem des Sedimenttransports wird sicher durch die Stauhaltungen (Kraftwerke) in den Fließgewässern deutlich beeinflusst. Dies ist einerseits für die Staustufen in Österreich einigermaßen gut nachgewiesen, für den großen Stauraum des Eisernen Tores sind die diesbezüglichen Daten derzeit noch nicht ausreichend, um hier endgültige quantitative Schlüsse zu ziehen.

In jedem Fall spielen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor die wahrscheinlich entscheidende Rolle für die Verschmutzungsprobleme im Schwarzen Meer. Durch das starke Ansteigen der eingeleiteten Phosphor- und Stickstofffracht in den letzten 30 Jahren hat sich in der Folge ein starkes Algenwachstum entwickelt. Wenn dieses Algenwachstum ein gewisses Maß übersteigt, kommt es beim Abbau der abgestorbenen Algenmasse am Boden des Meeres zu anaeroben Zuständen, wo der Phosphor nicht mehr in mineralischer Form festgelegt wird, sondern wieder in Lösung geht. Bei bestimmten klimatischen Verhältnissen kann es zu einer Rückführung von großen Phosphormengen in dem Bereich der Photosynthese, also in die obersten Schichten des Meeres kommen. Es gibt eine Reihe von Messungen, die belegen, daß auch im Schwarzen Meer das Algenwachstum vorwiegend durch Mangel an Phosphor begrenzt ist. Meeresbiologen weisen allerdings auch darauf hin, daß die Meere häufig durch das Angebot an Stickstoffverbindungen in ihrer Produktivität begrenzt sind. Übereinstimmung herrscht lediglich dahingehend, daß ein übermäßiges Algenwachstum zu einer folgenreichen Verschlechterung der Lebensbedingungen für die stabilen artenreichen Biozönosen im Meer führt.

Für die einzuschlagende Strategie der Abwasserbehandlung und der sonstigen Maßnahmen zur Verringerung des Nährstoffeintrages in die Fließgewässer, ist es jedoch entscheidend zu wissen, ob durch eine Verringerung des Phosphoreintrages rascher ein Erfolg erwartet werden kann als durch eine solche der Stickstoffeinträge. Übermäßiges Algenwachstum im Meer führt auch zu einer deutlichen Verschlechterung der Voraussetzungen für Tourismus im

Bereich der Meeresküsten am Schwarzen Meer. Eine Überdüngung des Meeres mit N und P führt also auch zu großen wirtschaftlichen Konsequenzen für die Schwarzmeeranrainerstaaten.

4.4 Sauerstoff (O₂)

Bei Sauerstoff haben wir in der Umwelt ein großes Reservoir in der Atmosphäre vorhanden. Die großen Mengen an Sauerstoff, die bei der Photosynthese freigesetzt werden, entweichen überwiegend über die Oberfläche der Gewässer wieder in die Atmosphäre. Sie gelangen häufig nicht an jene Stellen (Sedimentbereich), wo der Abbau, der durch Photosynthese produzierten Biomasse durch Bakterien erfolgt. Während an der Oberfläche ein dauernder Diffusionsvorgang den Sauerstoff in das Wasser einbringt, kann der Sauerstoff in den Bodenbereich der Gewässer überwiegend nur durch Mischungsvorgänge gelangen. Dies führt, wie schon oben erwähnt, bei den Fließgewässern dazu, daß das Sediment anaerob wird, auch wenn im Wasserkörper genügend Sauerstoff vorhanden ist, und das kann bei den stehenden Gewässern, inklusive der Meere, zu dem bekannten Phänomen der Phosphorrücklösung führen. Dieses wiederum ist Ausgangspunkt des Vorganges, den wir unter Eutrophierung verstehen und der sich im Laufe der Zeit selbst verstärkt, wenn nicht die Frachten meist an Phosphor und Stickstoff deutlich reduziert werden können.

Dort, wo in den Fließgewässern Probleme durch Sauerstoffmangel auftreten, hat sich in fast allen Fällen eine gute Reinigung aller Abwässer bis zur Nitrifikation als Abhilfemaßnahme hervorragend bewährt. Sauerstoffmangel ist daher in erster Linie als Symptom für eine Fehlentwicklung. Die Interpretation von Sauerstoffgehalten ist also daran gebunden, daß man weiß, wo und zu welcher Zeit und zu welchen Bedingungen diese Sauerstoffgehalte gemessen wurden.

4.5 Silizium (Si)

Silizium ist ein essentielles Element für das Wachstum der Kieselalgen. Die Kieselalgen spielen in der Biozönose des Schwarzen Meeres und auch der Donau eine wichtige Rolle. Es gibt Hinweise darauf, daß durch den Bau der Talsperren ein starker Rückhalt von kieselsäurehaltigen Sand erfolgt. Die Folge davon ist auch, daß die in das Meer transportierten Siliziumfrachten dadurch

zurückgegangen sind. Insbesondere der Bau der Talsperre mit dem Kraftwerk am Eisernen Tor hat dazu geführt, daß sehr viel weniger Sediment bis zum Donaudelta transportiert wird. Eine weitere Folge davon ist auch ein Verlust an Schwemmland im Bereich des Deltas durch das fehlende Geschiebe. Es gibt eine Untersuchung, die davon ausgeht, daß der Mangel an Silizium deutlich wichtigere Auswirkungen auf die Population der Algen im Schwarzen Meer hat als das Verhältnis Stickstoff zu Phosphor, das ebenfalls die Populationsausbildung beeinflusst. Auch diesbezüglich ist die Forschung noch nicht zu einer einheitlichen Auffassung gelangt.

5 Ziele des Gewässerschutzes

Wenig belastete Gewässer, die auch in ihrer Morphologie nicht von Menschen stark negativ beeinflusst wurden, haben die Eigenschaft, daß sie sich selbst sauber halten. Dies geschieht durch eine artenreiche stabile Biozönose, die gekoppelt ist mit einer Freßkette und die ein Gleichgewicht zwischen Nahrungsangebot, Aufbau von Biomasse und Abbau von Biomasse darstellt. Die Folge davon ist, daß das Wasser in seiner Güte erhalten wird. Es erscheint heute sinnvoll, im Gewässerschutz zwei Ziele voneinander zu unterscheiden:

- Erhaltung einer guten Wasserqualität
- Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit (Gewässergüte)

Die Erhaltung einer guten Wasserqualität ist stark bestimmt von der Frage der Nutzung des Wassers für verschiedenste Zwecke. An erster Stelle steht hier die Nutzung des Wassers als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung bzw. für die Bewässerung in der Landwirtschaft. Für beide Zwecke ist vor allem die Abwesenheit von vielen Stoffen oder die Unterschreitung gewisser Grenzkonzentrationen an Stoffen von großer Bedeutung. Die Wasserqualität kann durch chemische Analytik bestimmt werden. Der große Vorteil dieser Bestimmung ist, daß man unter weitgehender Standardisierung von Probenahme, Probebehandlung und Analytik Veränderungen sehr rasch und zweifelsfrei erkennen kann. Also z.B. die Einleitung von nicht erlaubten Stoffen oder von Stoffen in nicht erlaubter Menge sehr rasch diagnostizieren kann. Der große Nachteil der Wassergüteüberwachung über chemische Parameter ist, daß

die Stoffströme damit nur dann ausreichend gut erfaßt werden, wenn sehr häufig und bei sehr unterschiedlichen Wasserführungen der Flüsse Proben genommen werden. Sehr häufige Probenahme und Analytik führt jedoch zu großen Kosten und zu allen Problemen, die mit einer sehr großen Datenfülle gegeben sind.

Die Bestimmung der ökologischen Funktionsfähigkeit (ÖNORM M 6232, 1996) hat zum Ziel, das Gewässer als Ganzes, also inklusive der Einbindung des Gewässers in die Landschaft und die Wechselbeziehung zwischen Flußlandschaft und Fluß in einen Maßstab für die Gewässergüte zu bringen. Die entscheidenden Parameter sind hier die Untersuchungen durch Limnologen (z.B. Saprobien-system) und der Gewässermorphologie. In die Beurteilung der Güte eines Gewässers geht also auch der anthropogene Eingriff in den Fließquerschnitt der Gewässer mit ein. Diese Bestimmung der ökologischen Funktionsfähigkeit ist vor allem für die Donauzubringer von ganz großer Bedeutung. Für das Schwarze Meer gibt es derzeit noch keine solche quantitative Wertskala für die Güte, etwa der Küstenstreifen. Eine solche würde vielleicht erlauben, den Einfluß von Phosphor, Stickstoff und Silizium in der Gesamtheit besser zu beurteilen als dies derzeit der Fall ist.

Gute ökologische Funktionsfähigkeit zeichnet sich dadurch aus, daß die Gewässer gegenüber Störungen von außen sehr stabil bleiben und damit auch die Wassergüte praktisch selbsttätig aufrechterhalten. Durch die Vielfalt der Lebewesen wird eine hohe Redundanz der Funktionen erreicht, sodaß auch bei Ausfall einzelner Arten das Gesamtsystem nicht gefährdet ist. So ein System zeichnet sich in der Regel dadurch aus, daß viele Stoffe das Wachstum begrenzen. Damit sind alle ökologischen Nischen weitgehend besetzt.

Die Wassermengenwirtschaft ist mit der Wassergütewirtschaft in mehrerer Hinsicht verknüpft. Der Hochwasserschutz durch Überflutungsräume und Feuchtbiotop e hilft auch der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers sehr, weil sich in diesen Bereichen auch Nährstoffsinken befinden, wo vor allem Stickstoff und Phosphor zurückgehalten werden können. Darüber hinaus sind solche Überflutungsräume auch wertvolle Rückzugsräume für die Vielfalt der Arten. Die Landwirtschaft spielt bei der Wassermengenwirtschaft eine ebenso bedeutende Rolle wie bei der Wassergütewirtschaft. Durch entsprechende Bewirtschaftung kann der Rückhalt des Wassers im Boden sehr stark beeinflußt werden und damit kann der

Hochwasserabfluß deutlich verringert werden und die Niedrigwasserabflüsse aufgehört. Niedrigwasseraufhöhung ist wiederum von Bedeutung, um die Konzentration von Stoffen unter gewissen Grenzwerten zu halten. Dies ist vor allem für die Trinkwasserversorgung und für die Bewässerung mit Flußwasser von entscheidender Bedeutung. Es wird in Zukunft also notwendig sein, daß die Wassermengenwirtschaft und die Wassergütwirtschaft noch mehr als bisher zusammenarbeiten. Mit Hilfe eines Stoffstrommanagements lassen sich die Daten der beiden verknüpfen und nur aus der Verknüpfung der Wassermengen mit den entsprechenden Konzentrationen lassen sich Veränderungen in den Stoffströmen überhaupt zweifelsfrei erkennen. Im Zuge der Entwicklung eines Donaugütemodells hat sich dann herausgestellt, wie schwierig es ist, aus den vorhandenen Daten zu richtigen Frachtberechnungen zu kommen (Danube Water Quality Model 1999).

6 Maßnahmen zum Gewässerschutz

Die Maßnahmen zum Gewässerschutz kann man aus zwei Gesichtspunkten heraus begründen:

- Vorsorgeprinzip
- Immissionsprinzip

Vorsorglicher Gewässerschutz bedeutet, daß in allen Menschen die Maxime verankert wird, daß die Nutzung von Wasser zwar einen Rechtsbestand darstellt, daß aber die Rückgabe des genutzten Wassers so erfolgen muß, daß die anderen Nutzer und auch die Umwelt, die über vielfältige Weise auf den Menschen zurückwirkt, nicht wesentlich eingeschränkt werden. Dieses Vorsorgeprinzip ist z.B. sehr stark im österreichischen Wasserrechtsgesetz verankert. Das Maß der Vorsorgepflicht muß an Bedingungen geknüpft werden, wie z.B. wirtschaftlich tragbar, technisch möglich, überprüf- und einklagbar. Man hat daher das Vorsorgeprinzip im österreichischen Wasserrechtsgesetz an die Anwendung des Standes der Technik gebunden. Dies stellt in gewisser Beziehung eine soziale Gesetzgebung für die Umwelt dar, die auch zu einer einigermaßen gleichmäßigen Verteilung der Lasten führt. Der große Nachteil dieses Prinzips liegt darin, daß daraus kein Prioritätenkatalog für Maßnahmen

abgeleitet werden kann. Dies ist vor allem für die Staaten im Ostblock von großer Bedeutung, weil dort die Ressourcen in Folge der wirtschaftlichen Gegebenheiten sehr knapp sind. In Österreich hat sich dieses Vorsorgeprinzip bisher sehr gut bewährt und kann auch als zukunftssträchtig bezeichnet werden. Man hat bei der Festlegung des Standes der Technik bereits auf die Fernwirkung österreichischer Nährstofffrachten auf das Schwarze Meer Rücksicht genommen.

Das Immissionsprinzip hat es sich zum Ziel gesetzt, in allen Gewässern eine gewisse Mindestgüte zu erreichen bzw. zu erhalten. Die Emissionen in ein Gewässer werden also nach der Leistungsfähigkeit des Gewässers (Aufnahmefähigkeit für Schmutzfrachten) festgelegt. Der große Vorteil des Immissionsprinzips ist es zweifellos, daß an jenen Gewässerstrecken, wo die Immissionssituation besonders schlecht ist, zuerst gehandelt werden muß, und daß man die sogenannte Selbstreinigungskraft der Gewässer in Rechnung stellen kann. Ein entscheidender Nachteil dabei ist, daß es einen prinzipiellen Konflikt um Verschmutzungsrechte gibt, insbesondere an kleinen Gewässern. Es gibt Modelle, die diesen Wettbewerb um Einleitungsrechte, die dann käuflich sind, zu einem funktionierenden Markt bringen. Wie weit solche Marktmechanismen (Verkauf von Schmutzzertifikaten) langfristig zu einer guten Wasser- und Gewässersituation führen, ist in der Praxis noch nicht endgültig überprüft.

Die EU hat sich in ihrer Rahmenrichtlinie für das Wasserrecht darauf festgelegt, einen kombinierten Ansatz festzuschreiben. Dieser kombinierte Ansatz sieht vor, daß sowohl ein Vorsorgeprinzip als auch ein Immissionsprinzip zum Tragen kommen und immer die strengeren Anforderungen umzusetzen sind. Das heißt, die Mindestanforderungen an die Reinigung von Abwässern müssen immer eingehalten werden. Wenn mit diesen die angestrebte Gewässergüte des betroffenen Vorfluters nicht erreicht werden kann, muß z.B. eine höhere Reinigungsleistung der Kläranlage gefordert werden. Wie man letzten Endes mit der diffusen Belastung der Gewässer, die uns in bezug auf das Schwarze Meer die größten Sorgen bereitet, umgehend wird, ist noch nicht so geregelt, daß eine einfache Umsetzung in die Praxis möglich wäre.

Nachdem die Untersuchungen ergeben haben, daß ca. 50 % der an Kanalsysteme angeschlossenen Bevölkerung im Donaueinzugsgebiet östlich

von Österreich an kleinen Vorflutern liegen, bei denen das Immissionsprinzip maßgebend ist, kann man davon ausgehen, daß ein strenges Vorsorgeprinzip sowohl für die Fließgewässer als auch für das Schwarze Meer eine gute Grundlage für einen zukunftsweisenden Gewässerschutz darstellen. Nachdem die Umsetzung der Gewässerschutzziele in die Praxis auch sehr stark an der wirtschaftlichen Verträglichkeit der Maßnahmen hängt, wird man sich vor allem in der Frage der Terminfestlegung bis zur vollständigen Umsetzung eines Vorsorgeprinzips entsprechend überlegen müssen. Eine wichtige Grundlage für einen konsequenten Ausbau der Kläranlagen ist es, daß die Differenz zwischen dem gesetzlichen Anspruch und der Verwirklichung der gesetzlichen Vorschriften nicht zu groß wird. Als Zielvorstellung auch für den Donaauraum können die 1. Emissionsverordnungen für kommunale Abwässer, aber auch ein Großteil der Emissionsverordnungen für Industrie und Gewerbe in Österreich als Vorbild dienen. Sie berücksichtigen bereits die Anforderungen an die Abwasserreinigung, die sich aus dem Schutz des Schwarzen Meeres ergeben.

7 Technische Konsequenzen

Die Verminderung der Belastung der Fließgewässer des Schwarzen Meeres kann man im Prinzip mit zwei unterschiedlichen Methoden erreichen, die einander ergänzen:

- Maßnahmen zur Vermeidung von Stoffströmen, die in die Gewässer gelangen
- Maßnahmen zur Entfernung von Stoffen aus dem Abwasser, bevor es in die Gewässer gelangt

Wie schon erwähnt, kann man eine große Zahl von meist kleinen Stoffströmen, die vielfach auch potentielle Schadstoffe darstellen, am wirkungsvollsten dadurch bekämpfen, daß man ihren Einsatz minimiert, Stoffe überhaupt von der Verwendung ausschließt oder an der Anfallstelle selbst zurückhält. Diese Maßnahmen sind ganz besonders wichtig für die industrielle Abwasserseite. Ein großer Fortschritt in dieser Richtung war auch der Einsatz phosphatfreier Waschmittel, wodurch die in die häuslichen Abwässer eingeleitete Phosphorfracht auf unter die Hälfte gesunken ist gegenüber dem Zustand vor

etwa 20 Jahren. Auch zur Verringerung der diffusen Belastungen werden vorwiegend solche Maßnahmen zielführend sein.

Die Sammlung und Ableitung des häuslichen Abwassers und eines Teiles des gewerblichen und industriellen Abwassers wird man nicht vermeiden können, solange die Menschen überwiegend in dichten Siedlungsgebieten wohnen. Hier sind Maßnahmen zur Abwasserreinigung erforderlich, um die Gewässerschutzziele zu erreichen. Die Festlegung von Emissionsgrenzwerten nach dem Vorsorgeprinzip (z.B. 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser, EU-Richtlinie für komm. Abwasser 271/91: Emissionsgrenzwerte für empfindliche Gewässer) bietet sich hier an.

Im Wechselspiel zwischen Vorsorge- und Immissionsprinzip könnte man sagen, daß der Immissionsschutz natürlich das Ziel aller Maßnahmen ist, während das Vorsorgeprinzip als sehr gut geeignetes Werkzeug zur Erreichung dieses Zieles angesehen werden kann. Ein strenges Emissions- und damit Vorsorgeprinzip hat neben seiner unzweifelhaften Effizienz für den Gewässerschutz eine deutlich größere Breitenwirkung in der Bewußtseinsbildung in der Gesellschaft als das Immissionsprinzip und es hat auch den großen Vorteil, daß es in vielen Bereichen vorbeugend gegen Verunreinigung wirkt, wo unser Wissen über die Zusammenhänge im Gewässer noch nicht ausreichend gesichert oder vorhanden ist. Es muß jedoch immer auch an Kosten/Nutzen-Überlegungen gemessen werden.

Das heutige Wissen zur Verminderung der Nährstoffströme aus dem Abwasser mit Hilfe biologischer, chemischer und physikalischer Verfahren reicht aus, um eine weitgehende Entfernung dieser Stoffe aus dem Abwasser technisch sicher zu stellen und dies mit wirtschaftlich vertretbaren Mitteln. Es ist bekannt, daß die Kosten für die Entfernung von Nährstoffen aus dem Abwasser mit steigenden Anforderungen (über etwa 80 % Wirkungsgrad) deutlich ansteigen, während der Beitrag darüber hinaus gehender Entfernungsgrade an der Verringerung der Gesamtemission ins Schwarze Meer sinkt. Die Vielfalt der in der Zwischenzeit auf dem Markt befindlichen und auch in der Praxis erprobten Verfahren erlaubt es, für jeden Anwendungsfall eine oder mehrere günstige Lösungen zu finden. Nachdem das Rückgrat der Abwasserreinigung immer noch der biologische Abbauprozess ist, und im wesentlichen die Bakterien bei allen biologischen Verfahren die gleichen sind, kann man davon ausgehen, daß

in allen biologischen Verfahren ähnliche Reinigungsleistungen erzielbar sind. Besonders wichtig ist jedoch, daß man erkennt, daß mit dem Bau von Abwasserreinigungsanlagen nur dann ein wesentlicher Beitrag zum Gewässerschutz geleistet wird, wenn auch der Betrieb dieser Anlagen, die beachtliche Investitionen darstellen, durch geschultes Personal optimiert werden kann. Es kann empfohlen werden, die Ausbildung des Betriebspersonals an der Vorgangsweise der Industrie bei ähnlichen Investitionen in verfahrenstechnische Anlagen zu orientieren.

In den westlichen Industriestaaten hat sich in den letzten Jahren bei der Entwicklung neuer Produktionstechniken in Industrie und Gewerbe gezeigt, daß es unter Einsatz von Forschung und Entwicklung möglich ist, die an die Umwelt abgegebenen Stoffströme deutlich zu reduzieren. Die Erfolg hat unter anderem dazu geführt, daß die Stoffeinträge auch in die kommunalen Abwasseranlagen aus Industrie und Gewerbe eher rückläufig als ansteigend sind. In den Staaten östlich von Österreich im Donaauraum hat der wirtschaftliche Wandel dazu geführt, daß heute ein Großteil der alten Industriebetriebe nicht mehr oder nur eingeschränkt produziert. Beim Wiederaufbau der industriellen und gewerblichen Infrastruktur muß sehr darauf geachtet werden, daß dabei nicht wieder ein starker Anstieg der Verschmutzung von Donau und Schwarzem Meer auftritt.

Bezüglich der Landwirtschaft, die heute auch als sehr stark technisch orientierter Wirtschaftszweig angesehen werden muß, kann hier nur auf die anderen Vorträge im Rahmen dieses Seminars hingewiesen werden. Im Gesamtzusammenhang des Gewässerschutzes wird die Landwirtschaft jedenfalls eine ganz entscheidende Rolle zu spielen haben. Dies gilt für die Oberliegerstaaten an der Donau genauso wie für jene die östlich von Österreich liegen.

8 Werkzeuge für die Entwicklung einer Strategie zum Schutze von Donau und Schwarzem Meer

Für die Entwicklung einer Strategie für die zukünftigen Gewässerschutzmaßnahmen im Einzugsbereich der Donau und des Schwarzen Meeres werden zwei Werkzeuge sicher eine bedeutende Rolle spielen:

- die Stoffstromanalyse
- Gütemodelle

Sowohl die politische Durchsetzung von Gewässerschutzstrategien als auch ihre Finanzierung wird davon abhängen, wie weit diese Strategien auf der Basis wissenschaftlich einwandfreier und durch Daten abgesicherter Grundlagen für die Entscheidungen vorbereitet werden konnten.

Die Stoffstromanalyse geht von dem Massenerhaltungssatz aus und verfolgt die Wege der von Menschen verursachten Stoffströme und ihrer Umsetzungen (Prozesse) für einen jeweils definierten dreidimensionalen, abgeschlossenen Raum und für einen definierten Zeitabschnitt. Für einen solchen Raum muß gelten, daß die Importe und die Exporte eines Stoffes (Element) über den Zeitraum gleich groß sein müssen, wenn sich die „Lager“ dieser Elemente im System nicht ändern. Diese von Baccini und Brunner (1991) entwickelte Methode liefert bei entsprechend gutem Datenmaterial ein Ergebnis, das auf seine Richtigkeit oder zumindestens seine Zuverlässigkeit geprüft werden kann. Die österreichische Bilanz für die Nährstoffe (Zessner 1999) konnte weitgehend „geschlossen“ werden, d.h. es gibt keinen Hinweis auf große unbekannte Stoffströme oder Lagerveränderungen in unserem Lande. Für die Staaten des östlichen Donauraums wurde ebenso eine Studie erstellt (Nutrient Balance 1997), doch ist die Datenlage dort deutlich schlechter und es bleiben die Bilanzen „offen“, was bedeutet, daß entweder Stoffströme nicht richtig erfaßt wurden (z.B: die Denitrifikation im Boden oder in den Gewässern) und/oder das große Lagerveränderungen von Stickstoff und Phosphor auftreten, die ebenfalls nicht durch Meßdaten belegt werden konnten. Dennoch hat die Bilanzierung zu einer sehr guten Übersicht über die Quellen der Stoffströme und über ihre Größenordnung geliefert. Damit stellt sie immer noch eine sehr gute Grundlage

für die politischen Entscheidungen der nächsten Jahre dar, zeigt aber auch den künftigen Forschungsbedarf auf.

Parallel zu der Erstellung der Nährstoffbilanzen mit Hilfe der Stoffstromanalyse für den Donaauraum wurde zum Schutz des Schwarzen Meeres auch ein Donaugütemodell entwickelt (Danube Water Quality Modell 1999). Das Ziel dieses Modells ist es vorerst, den Zusammenhang zwischen den Belastungsgrößen aus der Stoffstromanalyse und den Gütekriterien (Konzentrationen der Nährstoffe im Längsverlauf der Donau) herzustellen. Die Arbeit an diesem Gütemodell hat gezeigt, daß die derzeitige Datenlage nicht ohne weiteres für eine widerspruchslöse Modellierung der Meßdaten ausreicht. Auch hier ergeben sich wichtige Hinweise auf den künftigen Forschungsbedarf bzw. auf die Anpassung der Analytik im ganzen Donaauraum an die Bedürfnisse der Strategieentwicklung zur Durchsetzung eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes. Die Lücken in unserem Wissen über das Schicksal der von uns verursachten Stoffströme bis hin zu ihrer Auswirkung auf die Güte des Schwarzen Meeres sind noch groß und es wird noch harter Arbeit bedürfen, das Verständnis so weit zu treiben, daß letzten Endes ein langfristiges Konzept für den Gewässerschutz im Schwarzmeerraum gefunden werden kann. Nachdem jedoch Maßnahmen zur Verbesserung der Situation nur langsam umgesetzt werden, ist noch genügend Zeit für die Verbesserung der Modellvorstellungen. Nachdem z.B. klar ist, daß die Nährstoffbelastung des Schwarzen Meeres in jedem Falle deutlich gesenkt werden muß, kann man vorerst auch mit dem vorhandenen Datenmaterial und Modellen eine richtige Entwicklung in Gang setzen. Als besonders wichtig wird angesehen, daß die Modellvorstellungen und die Verarbeitung von Daten als Einheit gesehen wird, weil sonst eine wissenschaftlich gesicherte Modellbildung und Kalibrierung der Modelle an der Wirklichkeit nicht erfolgreich sein wird. Die Aufgabe, diesen schwierigen Prozeß der Strategieentwicklung voran zu treiben, kommt in erster Linie den Internationalen Kommissionen für die Donau und das Schwarze Meer zu.

Eine erste Grundlage für eine Strategie auf dem Gebiete der Abwasserableitung und Abwasserreinigung wurde vom Institut im Rahmen eines EU-Forschungsprogrammes gemeinsam mit der Erstellung der Nährstoffbilanzen für den Donaauraum ausgearbeitet (Nutrient Balance 1997). Diese Strategie fußt im wesentlichen auf den vorher erwähnten Grundlagen über das Zusammenspiel von Vorsorge- und Emissionsprinzip.

9 Organisatorische Konsequenzen

Bezüglich der organisatorischen Konsequenzen soll hier nur kurz überlegt werden, auf welcher Ebene der Organisation welche Probleme behandelt werden müssen. Die Donau mit einem Einzugsgebiet, das sich über 15 Anrainerstaaten erstreckt, hat selbstverständlich organisatorisch ganz andere Probleme als etwa die Wassergütewirtschaft in England, wo alle Gewässer durch eine nationale Gewässerschutzpolitik erfaßt werden können. Es ist eine seit langem anerkannte Tatsache, daß Gewässerschutzpolitik sich primär am gesamten Einzugsgebiet orientieren sollte und daß die nationalen Grenzen hier keine geeignete Grenzziehung für Entscheidungen darstellen. Diese an und für sich richtige Erkenntnis darf nicht darüber hinweg täuschen, daß sehr viele Gewässerschutzprobleme durchaus auf Ebene der nationalen Organisationen gelöst werden können. So kann z.B. die Verunreinigung des Grundwassers sowie aller Nebenflüsse der Donau auf nationaler, allenfalls auf bilateraler Ebene gelöst werden, solange ein Konsens darüber besteht, welche übergeordneten Schutzziele für das Schwarze Meer dabei zu berücksichtigen sind. Es ist auch klar, daß die Verschmutzung über die Luft eine Komponente besitzt, die selbst über den Donauraum hinausgeht und zumindestens ganz Europa umfaßt. Man muß weiter berücksichtigen, daß im Bereich der Landwirtschaft die politischen und wirtschaftlichen Gegebenheiten einen ganz entscheidenden Einfluß auf den Spielraum haben, den die nationale Landwirtschaftspolitik überhaupt ausschöpfen kann. Die weltweite Verflechtung und die starke Position der freien Marktwirtschaft haben jedenfalls dazu geführt, daß die Probleme der Landwirtschaft neben den zweifellos klimatischen Bedingungen von internationalen, ja weltweiten Wirtschaftsbedingungen mit abhängig ist. Das darf bei der Durchsetzung von Gewässerschutzzielen zur Verringerung der diffusen Einträge nicht aus den Augen verloren werden.

Aus der Erfahrung von Österreich, wo auch die Gewässerschutzziele für das gesamte Land einheitlich festgelegt sind, die Vollziehung und damit auch die Strategie der Umsetzung jedoch bei den Ländern liegt, kann man ableiten, daß die Bedeutung der nationalen Souveränität im Bereich des Gewässerschutzes respektiert werden kann, ohne damit den Gewässerschutz im Donauraum zu gefährden. Es wird also eines klugen Kompromisses bedürfen, wie weit die internationalen Organisationen, wie die Donaukommission und die

Schwarzmeerkommission, allgemein verpflichtende Ziele und Maßnahmen vorschreiben, die dann in den einzelnen Staaten umgesetzt werden müssen. Eine der wesentlichsten Voraussetzungen für das Gelingen der Gewässerschutzmaßnahmen ist die Förderung der Vertrauensbasis zwischen den Fachleuten der verschiedenen Länder auf allen Ebenen. Die Politik kann diesen Prozeß der Vertrauensbildung vor allem auf der Ebene der nationalen Verwaltungen forcieren. Es erscheint jedoch genauso wichtig, daß die nationalen Fachorganisationen, die in der Regel als Fachvereine existieren, den Prozeß ebenfalls als ihre Aufgabe ansehen. In diesem Zusammenhang kommt den internationalen Verbänden, die einen Zusammenschluß der nationalen Organisationen zum Ziel haben, eine große Bedeutung zu (z.B. EWPCA, IAWQ). Es muß darauf hingewiesen werden, daß der Prozeß der Vereinheitlichung der Denkungsweise im Donaauraum eben auch einen kulturellen Aspekt besitzt, d.h. über diesen Weg kann auch die Förderung des kulturellen Verständnisses zwischen den Völkern vorangetrieben werden. Man kann davon ausgehen, daß die gemeinsame Lösung der Wassergüteprobleme auch ein wichtiger Baustein in der Osterweiterung der EU darstellen wird.

10 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Zukunftsweisende Strategien des Gewässerschutzes bedürfen der Koordination verschiedenster Elemente, die sich auch methodisch unterscheiden. Die Strategien müssen zumindest in drei Bereichen entwickelt werden:

- Bewußts- und Vertrauensbildung
- Wissenschaftlich gesicherte Erkenntnis der Zusammenhänge zwischen unseren Handlungen und den Gewässern
- Schaffung rechtlicher, wirtschaftlicher und organisatorischer Voraussetzungen für die Umsetzung von Maßnahmen

Die Natur- und Ingenieurwissenschaften sind gefordert, die offenen Fragen bezüglich der Zusammenhänge zu ergründen und technische Lösungskonzepte zu entwickeln, die wirtschaftlich tragbar sind. Die Entwicklung der Lösungskonzepte ist eng verbunden mit den Wertvorstellungen und

Bedürfnissen der Menschen, die sich ändern bzw. änderbar sind. Man muß erkennen, daß zukunftsweisende Strategien nicht als Herstellung eines gewünschten Zustandes durch technische Maßnahmen in einem gegebenen Zeitrahmen begriffen werden dürfen, sondern als ein Ingangsetzen eines Wandlungsprozesses in unserem Denken und Verhalten, also eines Prozesses der von der Wechselwirkung zwischen Wissen, Vorstellung und Machbarkeit gesteuert wird.

Wegen der Komplexität der Problemstellung lassen sich die Lösungen nur durch Zusammenarbeit vieler Fachleute lösen, die aus vielen verschiedenen Disziplinen kommen. Eine solche Zusammenarbeit kann nur dann erfolgreich sein, wenn die Kompetenz und Wahrhaftigkeit der Mitstreiter um die Lösung gesichert sind. Nur unter solchen Bedingungen entsteht Vertrauen und Verständnis. Mensch und Natur verhalten sich in vielfacher Weise ähnlich oder komplementär, beide sind anpassungsfähig und jede Maßnahme an einer Stelle verändert das Gesamtsystem.

Für Österreich können die folgenden Schlüsse gezogen werden:

Die Wassergütewirtschaft hat einen hohen Stellenwert in der Politik und hat einen hohen, auch international anerkannten, Standard. Auf dem schwierigen Weg bis dahin konnte viel Wissen und Erfahrung gesammelt werden, die auch für andere als Vorbild dienen kann. Wir besitzen dabei jedoch keine Monopolstellung.

Die Österreichische Gewässerschutzpolitik hat schon seit geraumer Zeit die Anforderungen an den Schutz des Schwarzen Meeres in seiner Gesetzgebung bezüglich Abwasserentsorgung aufgenommen. Dennoch bleibt vor allem auf dem Gebiet der Verminderung des Nährstoffeintrages in das Schwarze Meer noch viel zu tun, bei der Abwasserentsorgung wie bei der Landwirtschaft. Wenn Österreich in der Gewässerschutzpolitik für den Donauraum und das Schwarze Meer eine seinen Möglichkeiten angepaßte Rolle spielen will, müssen auf allen Ebenen Arbeit und Ideen eingebracht werden, die allerdings umso erfolgreicher sein werden, je mehr sie die vielfältigen Zusammenhänge berücksichtigen.

Wasser- und Landwirtschaft sind aufeinander angewiesen, die vor uns liegenden Probleme nun gemeinsam zu lösen. Lösen heißt immer auch die Verteilung der Lasten, der Chancen und Risiken der Beteiligten und Betroffenen

im Blickfeld zu halten. Ausreichend gesunde Nahrung zu haben, ist schließlich ebenso lebenswichtig wie saubere Gewässer und gesundes Trinkwasser – alle sind auch Elemente eines zukunftsweisenden Gewässerschutzes für Österreich, den Donaauraum und für das Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres.

11 Literatur

- Baccini P., Brunner P.H. (1991) *Metabolism of the Anthroposphere*, Springer Verlag, Berlin; Heidelberg, New York
- Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien und Department of Water and Wastewater Engineering, Budapest University of Technology (1997) *Nutrient Balances for Danube Countries - Final Report*, Danube Applied Research Program, Project EU/AR102A/91
- Mee L. (1998) *Eutrication in the Black Sea: Establishing the causes and effect*, draft report 10-12-98 on behalf of UNDP-GEF
- ÖNORM M 6232 (1996) *Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern*, Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- Van Gils J. (1999) *Danube Water Quality Model*, draft working paper in the framework of the Danube Pollution Reduction Programme on behalf of UNDP-GEF
- Zeßner M (1999) *Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers*, Dissertation am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, *Wiener Mitteilungen Band 157*

Univ.Prof. Dipl.Ing.Dr. Helmut Kroiß

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel: 58801 / 22610

Fax: 58801 / 22699

Email: hkroiss@iwag.tuwien.ac.at

Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft als Bestandteile integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung

Klaus Isermann

Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur

Kurzfassung: Die hier u.a. auf der Grundlage der Agenda 21 von Rio (1992) dargestellten nachhaltigen Lösungsansätze zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung von Gewässern als Bestandteile des integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung beinhalten im untrennbaren Komplexbereich „Landwirtschaft/Humanernährung, Abwasser- und Abfallwirtschaft“ in erster Linie struktur- und systemverändernde Maßnahmen. In Anbetracht der notwendigen Minderungen zugleich aller Emissionen an reaktiven Verbindungen vornehmlich der Nährstoffe C, N, P und S von -80% bis spätestens 2015 wird so, gemessen an der Ausgangssituation von 1990/97 in Deutschland, der EU (15) aber auch in Polen (EU Ost-Erweiterung), auf der Grundlage eines bedarfsorientierten, einwohnerspezifischen Tierbesatzes von 0,1 GV/E*a eine Minderung des Verzehrs an tierischen Nahrungsmitteln von -40 bis -50% erforderlich mit einer demzufolge viel gesünderen Ernährung als heute. Infolgedessen ergibt sich eine notwendige Einschränkung der Tierproduktion in Deutschland von -49 (je nach Bundesland: 0 bis -77) %, in der EU (15) von -58 (länderspezifisch: -32 bis -93) % und in Polen von -50%. Nahezu allein das (tolerierbare) Niveau und Verhältnis von Tier- und Pflanzenproduktion der Landwirtschaft und die entsprechende Konsumtion durch die Humanernährung bestimmt den tolerierbaren Nährstoffüberschuß (besonders bei N) des o.e. Komplexbereiches, nachrangig erst die Nährstoffrückführung aus dem Abwasser- und Abfallbereich in die Landwirtschaft und nur unwesentlich seine Nährstoff-Effizienz. Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung (wie z.B. emissionsärmere Gewinnung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, Maßnahmen der Tierernährung, Tierzucht und der Pflanzenproduktion zur Effizienz-Steigerung etc.) haben, gemessen an diesen

struktur- und systemverändernden Maßnahmen, nur noch flankierenden Charakter. Im Rahmen der gesamtwirtschaftlich notwendigen, nachhaltigen Entwicklung sind entsprechende einschneidende Maßnahmen auch in anderen Wirtschaftsbereichen (z.B. Energie einschl. Verkehr) ebenso einschneidend. Im Gegensatz zu bisher ist also für die nachhaltige Gestaltung des Komplexbereiches „Landwirtschaft /Humanernährung/ Abwasser- und Abfallwirtschaft“ eine ebenso nachhaltige nationale und internationale (bes. EU, WTO) Agrar- und Umweltgesetzgebung sowie -Politik erforderlich, integriert innerhalb einer alle Wirtschaftsbereiche erfassenden nachhaltigen Marktwirtschaft mit einerseits einer möglichst weitgehender Regionalisierung von Produktion und Konsumtion und andererseits einer ebenso möglichst weitgehenden Globalisierung zur Übernahme von notwendigen Verpflichtungen zum Schutz der Versorgungs- und Umwelt-Ressourcen für die Nachwelt (Nachweltschutz) entsprechend den bereits eingegangenen Verpflichtungen mit der Agenda 21 von Rio (1992).

Diesen nichtnachhaltigen Lösungsansätzen stehen weiterhin nichtnachhaltige Lösungsaussichten der entsprechenden (inter-)nationalen Agrar- und Umweltgesetzgebung sowie -Politik gegenüber. Hierzu zählen z.B. aus internationaler Sicht die Nitratrichtlinie (1991), die IPPCC/IVVA-Richtlinie zum integrierten Umweltschutz (1996) und in Vorbereitung der (GATT=>) WTO-Verhandlungen zur Globalisierung und (Neo-)Liberalisierung auch der Agrarmärkte die Agenda 2000 (1998/99) jeweils der EU. Aus nationaler Sicht gehören hierzu z.B. von Deutschland die Düngeverordnung (1996) auch als untergesetzliches Regelwerk und Selbstnachweis sog. „guter fachlicher Praxis „ der Landwirtschaft nunmehr auch das ebenso umweltunverträgliche Bundesbodenschutzgesetz (1998) und Bundesnaturschutzgesetz (1998) sowie in Anpassung der Agenda 2000 der EU (1998/99) die Novellierung des BIMSCHG (1997) und des Gesetzes zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (1998). Ebenso umweltunverträglich bzw. nicht umsetzungsfähig erweisen sich länderspezifisch z.B. die SchALVO von Baden-Württemberg (1987/92) und ihre geplante Novellierung (1998/99) sowie das Stickstoff-Programm 2000 von Bayern (1996/2000). Demzufolge werden hinsichtlich der Emissionen an reaktiven Verbindungen der Nährstoffe C, N, P und S der Landwirtschaft deren Baldlasten ihren Gegenwarts- und Altlasten entsprechen. Erst der durch diese nichtnachhaltigen Lösungsaussichten bewirkte ökologische, soziale und deshalb auch ökonomische Kollaps dieser Globalisierung und dieses Neoliberalismus wird mittel- bis längerfristig den o.e. nachhaltigen Lösungsansätzen zum Durchbruch verhelfen.

Keywords: Nährstoffbelastung von Gewässern, Integrierter Umweltschutz, Nachhaltige Landwirtschaft/Landnutzung, Agrar- und Umweltgesetzgebung, Globalisierung, Regionalisierung

1 Einleitung

Entsprechend der Darstellung von Abbildung 1 bewirken nichtnachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweisen nur des Menschen mit den Verursacherbereichen:

- Landwirtschaft, Humanernährung, Abwasser- und Abfallbereich,
- Energiewirtschaft einschließlich Verkehr,
- sowie Industrie und Gewerbe

mit den entsprechenden Emissionen an reaktiven Verbindungen des C, N, P und S erst seit Mitte der 60er Jahre dieses Jahrhunderts die sich rasch ausbreitenden und meist sich selbststeigernden grenzüberschreitenden und deshalb „neuartigen“ Umweltbeeinträchtigungen, nicht nur wie die:

- hier im Vordergrund stehende Eutrophierung (Hypertrophierung) von naturnahen aquatischen, aber auch terrestrischen Ökosystemen,
- sondern auch deren Versauerung und Beeinträchtigung durch Luftschadstoffe,
- langfristige Klimaveränderungen (Treibhauseffekt, stratosphärische Ozonzerstörung) sowie u.a. demzufolge
- auch die Gefährdung der Biosphäre (Biodiversivität) durch Artenrückgang und Verarmung bei Flora und Fauna.

Angesichts dieser vielgestaltigen Umweltproblematik müssen im Rahmen des integrierten Umweltschutzes zugleich und nach Maßgabe der Ökobilanzierung hinreichende und ursachenorientierte Lösungsansätze für die einzelnen o.e. Verursacherbereiche dargestellt und vollzogen werden. Zwar unter besonderer Berücksichtigung des Gewässerschutzes, jedoch stets vor dem Hintergrund o.e. integrierten Umweltschutzes und einer nicht nur aus ökologischer, sondern auch ökonomischer und sozialer Sicht insgesamt nachhaltigen Landwirtschaft / Landnutzung werden nachfolgend unter dem Blickwinkel des Nährstoffhaushaltes entsprechende Lösungsansätze dargestellt. Diese werden den (nicht-)nachhaltigen Lösungsaussichten der gegenwärtigen Agrar- und Umwelt-Gesetzgebung sowie -Politik gegenübergestellt.

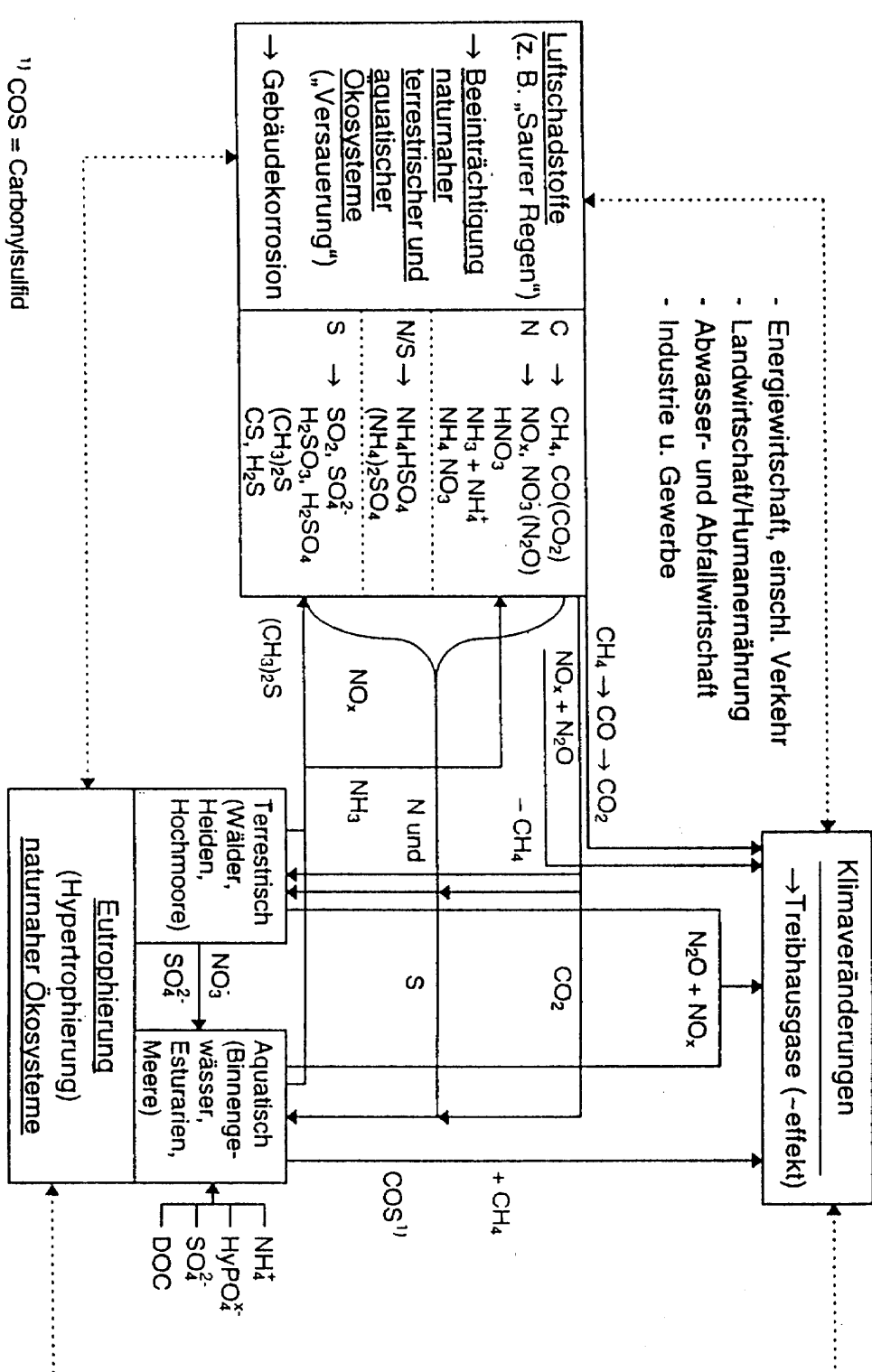


Abbildung 1: Interaktion grenzüberschreitender kontinentaler und globaler Umweltbeeinträchtigungen verursacht durch Schadstoffe der Elemente C, N, P und S anthropogen vornehmlich herrührend aus den Wirtschaftsbereichen der Energiewirtschaft, einschl. Verkehr; Landwirtschaft/Humanernährung; Abwasser- und Abfallwirtschaft; Industrie und Gewerbe (Isermann, 1991)

2 Ergebnisse, Diskussion und Schlußfolgerungen

2.1 Nachhaltige Lösungsansätze

Hinreichende Merkmale einer nachhaltigen Landwirtschaft /Landnutzung sind dadurch gekennzeichnet, daß diese bei Wahrung einer ihr erstrebenswerten Agrikultur sich hinsichtlich einer einzelbetrieblich weitestgehenden integrierten Tier- und Pflanzenproduktion sowie Landschaftsmitgestaltung möglichst nur noch am Bedarf der einheimischen Bevölkerung (und nicht wie bisher in den entwickelten Ländern an deren weitaus überhöhter Nachfrage) orientiert (soziale Komponente), dabei die natürlichen (nicht) erneuerbaren Ressourcen bei ihrer eigenen Versorgung (= Versorgungsressourcen, z.B. mit Nährstoffen, Energie) und insbesondere auch Entsorgung (Emission in naturnahe Ökosysteme = Umweltressourcen) für nachfolgende Generationen dauerhaft erhält (ökologische Komponente) und dafür von der Bevölkerung nicht wie bisher billig sondern preiswert entgolten wird (ökonomische Komponente). Demgemäß wird hinsichtlich der ökologischen Erfordernisse der tolerierbare Umfang der nachhaltigen Pflanzen- und Tierproduktion bestimmt von der Einhaltung vorwiegend der kritischen Eintragsfrachten (critical loads) und weniger bedeutsam der kritischen Eintragskonzentrationen (critical levels) in die naturnahen terrestrischen, aquatischen und atmosphärischen Ökosysteme bzgl. ihrer Emissionen an reaktiven Verbindungen des C (CH_4 , CO_2 bzw. Energieverluste, org. C), N (NH_3 , N_2O , NO_3^- , org. N), P ($\text{H}_y\text{PO}_4^{x-}$, org. P, gelöster und partikulärer P) und S (SO_4^{2-} , H_2S) unter Einschluß auch der nachgeordneten Bereiche einer ebensolchen nachhaltigen Humanernährung sowie (kommunaler) Abwasser- und Abfallwirtschaft (Isermann 1993; Isermann und Isermann 1994 bis 1999).

Hauptansatzpunkt zur nachhaltigen Entwicklung ist bei den sog. Entwicklungsländern mit ihrer am Bedarf gemessenen weit überhöhten Konsumtion und Produktion deren Rückführung, d.h. die Optimierung der sozialen Komponente und demzufolge im wesentlichen dann auch der ökologischen und ökonomischen Komponente. Diese Zielsetzungen und Vorgehensweisen wie hier der nachhaltigen Konsumtion und Produktion von Biomasse entspricht jenen der WCED und dem Brundtland-Report von 1987 sowie den Inhalten der Agenda 21 von Rio (1992), welche -um Fehlauselegungen zu vermeiden- in Tabelle 1 im englischen Ursprungstext wiedergegeben sind.

Tabelle 1: Sustainable resp. Clean(er) production and use of biomass products according to WCED (1987 Brundland report); Smit and Smithers 1994; Yunlong and Smit 1994 (Isermann and Isermann 1996a)

Biomass Spheres	P R O D U C T I O N				U S E		Waste(water)-Management => recovery => recycling
	Providing services (industries)	plant production	Agriculture with animal production	Processing Transport, Storage, Sales Preparation	Consumption		
Products: 1. Foods	(X) = less important	X	X (also Fishery)	Human nutrition		=> nutrients, energy	
2. Feeds	X = important	X	X (also Fishery)	Animal nutrition		=> nutrients, energy	
3. Raw materials (like fibre etc.)	-- = not important	X (also Forestry)	X	X	X	=> nutrients, energy	
4. Energy	(X)	X (also Forestry)	---	X	X	=> nutrients	
Demands to Sustainability: Clean(er) production and use of biomass products	<p>A) <u>Generally</u>: development that meets the needs (and not the demands considerable higher than the needs; =>affluence, surplus) of the present without compromising the ability of the future generation to meet those of the future => need oriented production and use</p> <p>B) <u>Especially</u>: To produce and use biomass over the long term in such away that simultaneously a) the natural resource base is not damaged (ecological component), b) that the basic needs of the producers (existence of economic returns which are sufficient to adequately reward producers) (economic component)</p> <p>C) and that the basic needs of the consumers can be met (social component).</p> <p>= > (Re-)Integration of the ecological, economic and social components of a sustainable economy and life style</p>						

re0069

Was nun hier den integrierten Umweltschutz und im engeren Sinne den Gewässerschutz aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes anbelangt, so werden die zugrundeliegenden nicht tolerierbaren Emissionen der o.e. reaktiven Verbindungen des C, N, P und S in den Überschußländern bewirkt im wesentlichen durch die gemessen am Bedarf mehrfach zu hohe Konsumtion der Humanernährung und dementsprechende Produktion der Landwirtschaft an tierischen Nahrungsmitteln und machen eine Minderung von -80% erforderlich. Entsprechende ausschließliche technische Emissionsminderungsmaßnahmen im Verursacherbereich Landwirtschaft (wie z.B.: emissionsärmere Gewinnung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, Maßnahmen in der Tierernährung, Tierzucht und in der Pflanzenproduktion zur Effizienzsteigerung etc.) wurden zwar - wie auch in diesem Seminar- vielfach dargestellt, blieben aber während der letzten 30 Jahre nahezu wirkungslos (siehe hierzu auch den 1. Beitrag des Autors zu diesem Seminar). Deshalb wird in diesem Beitrag auf diese technischen Minderungsmaßnahmen nicht mehr im einzelnen eingegangen. Dementsprechend werden ursachenorientiert mittel- und längerfristige Minderungsmaßnahmen mit systemveränderndem Charakter aufgezeigt, insbesondere die bedarfsorientierte Tierproduktion und -konsumtion betreffend.

Verursacht durch eine bereits langfristig verfehlte (inter-)nationale Agrar- und Umweltpolitik ist die Ausgangssituation unter Einschluß auch der Pflanzenproduktion weder der gesamten Landwirtschaft noch der Tierproduktion in Deutschland und in anderen Ländern der EU nachhaltig: Orientiert am Bedarf der einheimischen Bevölkerung und damit an ihrer sozialen Situation ist die Tierproduktion z.B. in Deutschland ca. 2fach zu hoch (Tabelle 2), d.h. vom gegenwärtigen (1995) Viehbestand von 15,1 Mio. GV, entsprechend einem Viehbesatz von 0,95 GV/ha, werden bei nachhaltiger Tier- und Humanernährung nur noch 8,0 Mio. GV mit 0,5 GV/ha benötigt. Anschaulich ausgedrückt werden von einem Einwohner dann jährlich nicht mehr wie bisher (1995) das Äquivalent von einem Mastschwein mit 100 kg Lebendgewicht (=0,2 GV) verzehrt, sondern nur noch ein halbes Mastschwein mit 50 kg Lebendgewicht (= 0,1 GV).

Tabelle 2: Ausreichender Tierbesatz (GV/ha LF) und Tierbestand (GV) der Landwirtschaft Deutschlands (1995: 17,3 Mio. ha LF) bei bedarfsorientierter Versorgung unter der einheimischen Bevölkerung (1995: 81,8 Mio. E. entspr. 4,73 E/ha LF) mit tierischem Protein bei optimaler, d.h. nachhaltiger Tier- und Humanernährung (Isermann und Isermann 1998)

1. Proteinzufuhr (-Verzehr) [g/E·d] Bezugsjahre	Ist-Zustand		Bedarf
	1989	1996	Soll-Zustand:2015
Autoren	DGE ('92)	Isermann u. Isermann ('98)	
1.1 Brutto	99 (100)	95 (100)	65 (100)
...davon Tierprotein (WHO/FAO:0 !)	66 (67)	64 (67)	47 (72)
1.2 Netto:	86 (100)	84 (100)	48 (100)
...davon Tierprotein (WHO/FAO:0!)	54 (63)	53 (63)	33 (69)
Bezugsjahre	Ist-1995	Soll - 2015	
		A	B
2. Produktion von Tierprotein-N [(kg/N/GV·a)] mit einer Effizienz (Effiz.) [%] bzw. Wirkungsgrad (n = Effiz./100)	17 0,17	21 0,21	25 0,25
2.1 Input = Output	126	119	112
2.2 Produktion	21	25	28
2.3 Ausscheidung	105	94	84
3. Verluste: Produktion bis Teller [%]	35		30
4. Erforderliche Bereitstellung von Tierprotein			
4.1 [g/ E · d]	51 (=33/0,65)		47(=33/0,70)
4.2 [kg/E · a] (4.1x 365 d)	19		17
4.3 [kg Protein-N/E · a] (4.2 /6,25)	3,0		2,7
4.4 [kg Protein-N/ha]			
4.4.1 Netto (4.3 x 4,73 E)	14		13
4.4.2 Brutto (4.4.1 / n)	82	67	52
5. Ausreichende Tierproduktion:			
5.1 Tierbesatz (GV/ha LF) (4.42/2.1) ... entspr. GV/E · a	0,65 0,14	0,56 0,12	0,46 <0,10
<i>Vgl. Ist-1995</i>	<i>0,95 GV /ha LF entspr. 0,20 GV/E a</i>		
5.2 Tierbestand (Mio. GV)	11,2	9,7	<8,0
<i>Vgl. Ist-1995</i>	<i>15,1 Mio. GV</i>		

Tabelle 3: Anteile der tierischen und pflanzlichen Lebensmittel an der gesamten täglichen brutto- und Netto-Proteinzufuhr der Einwohner:
 A) bedarfsorientiert in Bundesrepublik Deutschland (1950/53)
 B) mit erheblichem (tierischen) Überschuß in Deutschland (1996), in der EU (15/1990) und in Polen (1997)
 C) bedarfsgerecht, aber dennoch tierisch betont in Deutschland, EU (15) und in Polen (Soll – 2015)

Verfügbare Lebensmittel	Protein-Zufuhr (g / Einwohner · d)				
	A) Bedarfsorientiert Bundesrepublik Deutschland (=ABL) 1950/53	B) Mit erheblichem (tierischem) Überschuß Deutschland (=ABL+NBL) 1996	EU (15) 1990	Polen 1997	C) Bedarfsgerecht, tierisch betont Deutschland EU (15) Polen 2015
1. Tierische Lebensmittel					
1.1 Brutto	37	64	69	73	47
1.2 Netto	32 (96) [45]	53 (161) [63]	58 (175) [57]	61 (184) [59]	33 (100) [59]
...davon:					
a) Fleisch	14	33	31	35	14
a 1) Brutto					
a 2) Netto	[13] 9 (90)	[26] 22 (220)	[20] 20 (200)	[22] 23 (230)	[21] 10 (100)
b) Fisch	4	4	7	2	3
c) Milch	14	12	27	8	9
d) Käse / Quark	3	11		5	9
e) Eier	2	5	4	3	4
2. Pflanzliche Lebensmittel					
a) Getreideprodukte	39 (229)	32 (188)	43 (252)	43 (253)	17 (100)
b) Kartoffeln	27	20	32	91	11
c) Gemüse	7	3	3	4	2
d) Obst / Zitrusfrüchte	2	3	4	2	2
e) Bier	1	3	3	1	1
	2	2	ca.1	1	1
3. Gesamt (1.+2.)					
3.1 Brutto	76	95	112	116	65
3.2 Netto	71 (148) [100]	84 (176) [100]	101 (210) [100]	104 (216) [100]	48 (100) [100]

Re0316

Auch in den Ländern der EU (15) ist bereits schon die durchschnittliche Tierproduktion mit einem einwohnerspezifischen Viehbesatz von 0,31 GVEU/E gemessen am Bedarf von 0,13 GVE/E um das 2,4fache zu hoch, mit einer Bandbreite des 1,5 (Italien) bis 13,5 (Irland) fachen (Tabelle 9). Deutlich wird diese Situation sowohl für Deutschland und zusätzlich für die Länder der EU (15) und Polens in Tabelle 3 an der gegenwärtigen (1985 bis 1996) um das 1,5 - 2,1fach viel zu hohen Netto-Protein-Ernährung der einheimischen Bevölkerung gemessen an der bedarfsorientierten Protein-Zufuhr von 48 g/E . d (=100%). Vor allem der Protein-Verzehr an tierischen Lebensmitteln und insbesondere an Fleisch mit jeweiligen Anteilen von 57 bis 63% bzw. von 26 bis 35 % in Deutschland und in der EU von 57 bzw. 20% ist gemessen am jeweiligen „Bedarf“ von 33 bzw. 10 g/E.d in Deutschland um das 1,6fache bzw. 2,2 bis 2,4fache und in der EU um das 1,8 bzw. 2,0fache zu hoch und kann bezüglich des viel zu hohen Fleischverzehr als Carnivorismus bezeichnet werden.

Überraschenderweise ist aber auch in Polen (Tabelle 3) der Netto-Protein-Verzehr mit 104 g/E.d um das 2,1fache zu hoch, ebenso daran die Anteile von tierischem und Fleisch-Protein mit 61 bzw. 23 g/E . d entsprechend 61 bzw. 22%. Gemessen am Bedarf ist hier also auch der Verzehr an tierischen Lebensmitteln und am Fleisch um das 1,8 bzw. 2,3fache zu hoch, obwohl in Polen 36% (1997) und in Deutschland (1996) nur 14% des Einkommens der Bevölkerung für Nahrungsmittel ausgegeben werden. Dem war aber in früheren Zeiten, z.B. 1950/53 in Deutschland (Tabelle 2 und Tabelle 3) nicht so: Zwar auch bei einem 1,5fachen Netto-Proteinüberschuß, aber in erster Linie bewirkt durch pflanzliches Protein, entsprachen die jeweiligen Anteile der tierischen Lebensmittel und von Fleisch mit 32 bzw. 9 g/E.d und 45 bzw. 13% dem entsprechenden Bedarf von 33 bzw. 10 g/E.d.

Berücksichtigt man wie in Tabelle 3 selbst eine betont tierische Proteinernährung (69% der Netto-Gesamtprotein-Zufuhr) und mit Fleisch (21% der Netto-Gesamt-Protein-Zufuhr) so muß bei bedarfsgerechter Protein-Zufuhr selbst dann deren Verzehr um ca. 50% eingeschränkt werden. Dadurch wird zugleich der Einwohnergleichwert des Abwasserbereiches von 4,38 kg N/E . a auf 2,80 kg N/E . a, also um -34% vermindert, d.h. entlastet. Eine solche streng bedarfsgerechte Proteinernährung bedingt aber die Gefahr einer Unterversorgung mit Energie (bes. Kohlehydraten) , Ballast- und Wirkstoffen (z.B. Vitamine, Mineralien). Infolgedessen beinhaltet eine nachhaltige

Humanernährung zunächst die Ausschöpfung des aus sozialen und ökologischen Gründen tolerierbaren Verzehrs an tierischem Protein von 33 g/E. d und besonders an Fleisch-Protein von 10 g/E. d (=28 kg Fleisch/E*a). Sodann muß aus den o.e. Gründen einer insgesamt ausgewogenen Ernährung der Netto-Proteinverzehr mit ca. 70 g/E. d um ca. 50% über dem Bedarf von 48 g/E.d liegen, jedoch ausschließlich bewirkt durch (Mehr-)Verzehr an pflanzlichem Protein insbesondere mit Getreideprodukten, Kartoffeln, Gemüse und Obst. Diese insgesamt ausgewogene Ernährung war in der Bundesrepublik Deutschland bereits 1950/53 erreicht und dient hier als Vorbild für eine zukünftig wieder nachhaltige Ernährung. Henze et al. (1998) sowie Henze (1998) kommen zur selben nachhaltigen Humanernährung unter Berücksichtigung einer zudem bedarfsorientierten Energie-, Kohlehydrat- (freier Zucker) und Fett-Ernährung, entsprechend den WHO-Empfehlungen von 1990 (siehe Tabelle 10). Die Umsetzung einer solchermaßen nachhaltigen Humanernährung beinhaltet zudem beeindruckende Vorteile für die menschliche Gesundheit: 40 Millionen Deutsche sind zu dick, 16 Millionen krankhaft fettleibig mit einer Verdoppelung in den letzten 15 Jahren (Wirth 1998, Pudel 1998, DAG 1998). Adipositas ist demnach die Hauptursache für Bluthochdruck, Stoffwechsel- und Gerinnungsstörungen, für Herzkrankheiten, Schlaganfall, Verschleißerscheinungen an Gelenken und Wirbelsäule mit Folgekosten von 30 Mrd. DM/a. Insgesamt verursachen aber die ernährungs(mit-)bedingten Krankheiten in Deutschland Folgekosten von 100 Mrd. DM/a (Wolfram 1998), d.h. ebenso hohe Kosten wie der Überkonsum gesamthaft am Alkohol und Tabak. Hinzu kommen alleine in den ABL (1989) Umweltschäden (einschließlich Subventionen) durch die Intensivproduktion der Landwirtschaft von ca. 80 Mrd. DM/a (Umweltprognose-Institut Heidelberg 1991) und heute von ca. 100 Mrd. DM bei einer Nettowertschöpfung von jeweils nur 25 Mrd. DM/a. Der Schaden ist also hier alleine ca. 4fach so hoch wie der Nutzen der monetär viel zu gering wertgeschätzten Pflanzen- und Tierproduktion. Darin sind noch nicht einmal die Aufwendungen ebenfalls in 2stelliger Milliardenhöhe zur Gefahren-Erkennung (Monitoring) und -Vorsorge sowie -Abwehr enthalten. Zudem blieben der Abwasserwirtschaft durch eine bedarfsgerechte Protein-Versorgung der Bevölkerung von Deutschland 2,6 Mrd. DM/a für entsprechend überflüssige N-„Eliminierung“ (20 DM/kg N. a) erspart. In den jetzigen Zeiten der Nahrungsmittelüberschuß-Produktion und -Konsumtion trägt für diese bedauerliche nichtnachhaltige Entwicklung ursächlich die Humanernährung die

Verantwortung, also auch jeder betroffene Einwohner, zu Zeiten der Mangelsituation wie z.B. in Deutschland im Zeitraum von 1946-49 lastete die Verantwortung einer bedarfsorientierten Humanernährung jedoch auf der Landwirtschaft. In beiden Fällen der Unter- und Überversorgung trägt politisch seit 1949 das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) die Verantwortung für eine bedarfsorientierte Humanernährung, der es zwar in den Nachwirkungen o.e. Mangelsituation von 1946/49 aber bei durchaus bereits bedarfsorientierter Situation im Zeitraum 1950/53 (Tabelle 3) nachkam, jedoch nicht in der danach beginnenden und bis heute andauernden nicht tragbaren Überschussituation. Diese Unterlassung erfolgte, obwohl das BMELF Mitherausgeber des alle 4 Jahre erscheinenden Ernährungsberichtes der DGE ist und dem Ernst dieser nicht zu verantwortenden Überschuss- und Überflusssituation stets aus erster Quelle gegenwärtig war sowie die diesbezüglichen wiederholten Anmahnungen der DGE (1988, 1992, 1996) demgemäß nicht beachtete.

Ebenso unbefriedigend ist die ökonomische Situation einerseits aufgrund des politisch (GATT=>WTO) verursachten Preisverfalls für landwirtschaftliche Erzeugnisse. So erbringt in Deutschland gegenwärtig z.B. 1 Mastschwein nach 122 Tagen Mastdauer nur noch (wenn überhaupt) einen täglichen Deckungsbeitrag von 28 Dpf (Schürmann 1998) bzw. ein Gewinn von ca. 14 Dpf und entspricht somit der durchschnittlichen Hundesteuer bzw. deren Hälfte, letztere übrigens ohne jegliche Gegenleistung (Einnahme= Gewinn). Andererseits besteht (u.a. auch dadurch) ein hoher Subventionsbedarf: So stiegen z.B. die von der EU als Marktordnungsausgaben ausgewiesenen Subventionen für den Rindfleischsektor von 5,8 Mrd. DM im Jahre 1980 auf 11,3 Mrd. DM im Jahre 1998 vornehmlich wegen der durch BSE gesamthaft verursachten Marktunordnungskosten von ca. 9 Mrd. DM, für die nicht etwa der Verursacher (Landwirtschaft), sondern der Betroffene (Steuerzahler = (Nicht-)Konsument) aufkommen muß. Zudem verursachen die somit bewirkten Dumping-Preise für Rindfleisch auf dem Weltmarkt durch Globalisierung den Ruin der Landwirtschaft in den entsprechenden Import-Ländern (z.B. Südafrika).

Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft als Bestandteile integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung

Tabelle 4: Stickstoffbilanz (Hofor-Bilanz) der polnischen und deutschen Landwirtschaft

A) Ist-Situation: A1) Polen (1984/85) 1996/97 A2) deutschland 1995
 B) Soll-Situation in Deutschland im Jahre 2015 nach Maßgabe der Einhaltung der kritischen N-Eintragsmengen und -konzentrationen aller naturnahen Ökosysteme

LF (Mio ha) (Netto=Brutto - Brache)	Netto: (18,9) 18,4	Netto: 17,3-1,5=15,8	Brutto=Netto ca. 17,0
Viehbesatz (GV/ ha LF)	(ca.0,66) 0,43	0,95	0,5
N-Bilanz	kg N / ha LF · a		
Situation	A1) Ist (84/85) bzw. 96/97	A2) Ist- 1995	B)Soll (2015)
Bilanzparameter	Polen	Deutschland	
1. Input / Anlieferung	(120) 81	198	100 (=>80)
... davon:			
1.1 Mineraldünger	(65) 48	113	45(=>25)
1.2 Importfuttermittel	(9) 7	26	0
1.3 Biologische N-Bindung	(16) 6	(11+4=) 15	30
1.4 Atmosphärischer Eintrag	(30) 20	(20+10=) 30	(7+3=) 10
1.5 Klärschlamm/Biokompost	> 0	(3+ 1=) 4	(12+3=)15
1.6 (Netto)-Mineralisation	k.A.	>10(!)	0
2. Output / Anreicherung	(120) 81	198	100 (=>80)
... davon:			
2.1 Verkaufsprodukte	(16) 12	44	35
2.1.1 Pflanzenproduktion	(10) 8	28	27
2.1.2 Tierproduktion	(6) 4	16	8
2.2 Überschussaldo	(104) 69	154	65(=>45)
... davon:			
2.2.1 Boden:			
(Netto)-Immobilisation	k.A.	0	0
2.2.2 Emission i.d. Umwelt:	(104) 69	154	65(=>45)
... davon in die:			
2.2.2.1 Atmosphäre	k.A.	83	42(=>30)
a) NH ₃ -Volatilisation	(24) 18	(34+4=) 38	22(=>10)
b) (De-)nitrifikation (N ₂ +N ₂ O)		(40+5=) 45	(18+2=)20
2.2.2.2 Hydrosphäre	k.A.	71	23(=>15)
a) Auswaschung	k.A.	60	20/12
... davon ins Grundwasser	k.A.	$\left[\begin{array}{l} \leq 25^1) \\ \leq 11 \\ \geq 36 \end{array} \right.$	$\left[\begin{array}{l} \leq 8/5^1) \\ \leq 3 \\ \geq 11/8 \end{array} \right.$
b) Erosion, Oberfl.abfluß Interflow, Direkt-Eintrag	k.A.		
c) ...davon Einträge in die Oberflächengewässer	k.A.		
3. Stickstoff-Effizienz (%)			
Gesamte Landwirtschaft	(14) 19	23	35/44
... davon:			
a) Pflanzenproduktion	k.A.	65	77
b) Tierproduktion	k.A.	17	21
4. Anteil Futterproduktion an Pflanzenproduktion (%)	k.A.	76	50

¹⁾ Denitrifikation und Nitratammonifikation in Drainzone (u.Aquifer) : 59%

Tabelle 5 B: A) Maximal tolerierbare N-Überschußsalden und maximal tolerierbarer Viehbesatz der von verschiedenen Autoren/Institutionen vorgeschlagenen maximal tolerierbaren N-Soll-Zustände
B) im Vergleich zu den N-Ist-Zuständen der Landwirtschaft Deutschlands und einzelner Regionen 1986/97)
(Isermann und Isermann 1998)

Zustände	Autoren/ Institutionen	Viehbesatz [GV/ha LF] Betrieb: LF _B Region: LF _R	N - Überschussaldo [Kg N/ha LF _{Netto} a]					
			Gesamt	... davon:			Hydrosphäre	
				Pedosphäre	Atmosphäre	Denitrifikation (0-1 m)		
				Netto-Akkumulation (+) Mineralisation(-)	NH ₃ -Emission		Auswaschung, Erosion, Oberfl. abfl., Drainage, Interflow	
9. NAHAL (94/98) [BNLA] Soll: 2005 => 2015	Isermann u. Isermann (95/98)	LF _B : 1,0 (1,2) LF _R : 0,5	65 => 45	± 0	22 => 10	20	23 => 15	
Vgl. DVWK	Scheffer 1996	LF _B : 1,0 LF _R : 0,5	(73 =>) 61 => 30	± 0	18	0 (S) -20	(35 =>) 23 => 12	
B) Ist-Zustände:		[GV/ha LF]						
1. Deutschland								
a) Ex-BRD (1986)	Isermann (93)	0,95	167	+47	44	25	51	
b) Nord-1989	Kersebaum et al. (94) und Isermann (95)	0,96	128	+15	35	28	50	
c) ABL+NBL (90/92)	Isermann (94)	0,46	69	-11	17	26	37	
d) ABL+NBL (95)	Isermann (98)	0,91	145	-10	37	40	55	
		0,95	154	-10	38	45	71(!)	
2. Thüringen (93/94)	Eckert (95)	0,59	85	K.A.	18	40	27	
3. Baden-Württemb. (90/95)	Horfacher et al. Isermann (97)	1,29	138	-10	50	35	53	
... davon Kitzlegg (90/92)	Kretzschmar(94)	2,20	109	-100	79 (57)	20	10	
4. Bayern	Isermann (97)	1,15	135	-10	44	45	46	
5. Donau-EZG (90/95)	Isermann (97)	1,49	136	-10	57	35	44	
6. Rheinland-Pfalz: 1986	Quirin (98)	0,87	122	+5	31	39	47	
1996		0,75	104	-16	25	33	46	

¹⁾ STAG (1998): Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft vom 17.04.98

re0289b

Ferner ist die untragbare ökologische Situation dadurch geprägt, daß die Tierproduktion bei einer Nährstoff- und Energieeffizienz je nach Tierart und -produkt von nur 5-30% und länderspezifisch von 10-20% [z.B. Deutschland (1995): 17%; EU (1998): 13%; USA (1994): 10%] zu ca. 80% die 2-8fach zu hohen Emissionen an reaktiven Verbindungen des C,N,P (S) der Landwirtschaft bewirkt, welche auch in entsprechenden Überschussalden kenntlich werden, wie z.B. an den Ist-Zuständen der N-Überschussalden und -Emissionen der Landwirtschaft Deutschlands: Tabelle 4 verdeutlicht hierbei zunächst die aktuelle (1995) Situation, während Tabelle 5 B diese auch für den Zeitraum 1986 bis 1995 ausweist und zudem noch die aktuellen (1990/96) N-Überschussalden und dementsprechende N-Emissionen einzelner Regionen von Deutschland darlegt. Hierbei bewirken seit 1990 kurzfristig verminderte N-Einträge z.B. durch Mineraldünger eine zusätzliche N-Anlieferung durch Nettomineralisation (Isermann und Isermann 1996a+b), jedoch regionspezifisch in unterschiedlichem Ausmaß von 10-100 kg N/ha*a. Unter Einschluß dieser Nettomineralisation sind die N-(aber auch C-, P-, S-) Überschussalden also heute (1995/97) noch mindestens so hoch wie damals Mitte der 80er Jahre. - In den Ländern der EU reichen die N-Überschüsse der Landwirtschaft (1988/93) von 24 (Spanien) bis 385 (Niederlande) kg N/ha LF . a (Isermann und Isermann 1996a) bzw. (1990/91) von 6 (Portugal) bis 321 (Niederlande) kg N/ha *a (Brouwer and Hellegers 1997), wobei der N-Überschuß der Landwirtschaft von Polen (1996/97) mit 69 kg N/ha LF *a hierzu vergleichsweise gering erscheint. (Tabelle 4). Diese N-Überschüsse bedingen Emissionen an NH_3 , N_2O (N_2) sowie NO_3^- , welche -ebenso wie jene des P- gegenüber den jeweils kritischen N-Eintragskonzentrationen und -frachten der davon betroffenen naturnahen Ökosysteme um 50-70% bzw. 2-8fach zu hoch sind. Mit einer solchermaßen überhöhten Tierproduktion beträgt die N-Effizienz der Landwirtschaft in den einzelnen Ländern 15-25%, da 80% (zusätzlich mit den Importfuttermitteln sogar annähernd 100%) der gesamten Pflanzenproduktion durch den Tiermagen mit der o.e. geringen N-Ausnutzung geht. Eine wesentliche Verbesserung der N-Effizienz der Landwirtschaft ist demzufolge nur durch eine deutliche verminderte Tierproduktion möglich, wie z.B. in Tabelle 4 bei der Soll-2015-Situation mit einer N-Effizienz von 35-44%. Da nun aber die N-Effizienz der nachfolgenden Humanernährung mit 0,6% nahezu 0% ist und jene der Abwasser- und Abfallwirtschaft z.B. in Deutschland (1985/1992) aber auch in der EU (1998) gegenwärtig hinsichtlich der N-Rückführung in die Landwirtschaft auch nur ca. 10% beträgt mit einer

entsprechenden N-Vernichtung von ca. 90% (Isermann und Isermann 1996a), ist die N - Effizienz der N-Ökobilanz dieses Komplexbereiches Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser und Abfall gesamthaft nur ca. 1%. Sie entspricht dem Verhältnis der N-Rückführung aus dem ernährungsrelevanten Abwasser- und Abfallbereich in die Landwirtschaft zur gesamten N-Zufuhr /-Anlieferung der Landwirtschaft. Diese kann nur durch technische Maßnahmen zur Effizienzverbesserung in der Landwirtschaft bei weiterhin unverändertem Niveau und zu hohem Verhältnis von Tier- und Pflanzenproduktion der Landwirtschaft und entsprechender Konsumtion durch die Humanernährung allenfalls auf 2% gesteigert werden. Ist das N-Anreicherungsvermögen der Böden überschritten, gelangt der gesamte N-Überschuß der Landwirtschaft einschließlich der danach stattfindenden N-Anlieferung durch Netto-Mineralisation bei entsprechender N-Abreicherung der Böden im o.e. Komplexbereich als N-Emissionen in die Umwelt.

Daraus folgt, daß der (tolerierbare) N-Überschuß des Komplexbereiches „Landwirtschaft / Humanernährung/ Abwasser und Abfall“ geprägt wird:

- a) im wesentlichen durch das (tolerierbare) Niveau und Verhältnis von Tier- und Pflanzenproduktion der Landwirtschaft und die entsprechende Konsumtion durch die Humanernährung (Protein-Verzehr der Bevölkerung) und
- b) erst nachrangig durch das Ausmaß der N-Rückführung aus dem zugeordneten Abwasser- und Abfallbereich in die Landwirtschaft und
- c) nur unwesentlich durch seine N-Effizienz, welche selbst bei optimaler Gestaltung von Landwirtschaft (Tabelle 4, Soll-2015) und bedarfsorientierter Humanernährung (Tabelle 3, Bundesrepublik Deutschland 1950/53) sowie optimaler N-Rückführung aus dem zugeordneten Abwasser- und Abfallbereich von ca. 80% gesamthaft nur ca. 20% beträgt, d.h. ein entsprechendes unvermeidbares Leck an N-Emissionen von 80% des N-Inputs und der N-Anlieferung der Böden in der Landwirtschaft aufweist.

Entgegen allen Forderungen gibt es also in diesem Komplexbereich keinen und wird es auch keinen (weitgehend) geschlossenen N-Kreislauf geben, auch nicht bei den Nährstoffen C und S, wohl aber beim Nährstoff P.

Vor dem Hintergrund der notwendigen Konsistenzstrategie (ökologische Komponente) führt also in der vorliegenden N-Überschußsituation nur die Suffizienzstrategie (soziale Komponente) und noch nicht einmal andeutungsweise die Effizienzstrategie (ökonomische Komponente) zur Nachhaltigkeit des Komplexbereiches Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser und Abfall.

Sinnvolle N-Bezugsparameter in einer definierten Region sind in dieser Überschußsituation je Zeiteinheit (z.B. jährlich) nur die (landwirtschaftlich) genutzte und / oder betroffene Fläche (z.B. kg N/ha LF * a) sowie die Anzahl der Einwohner (kg N/E . a), nicht aber der Produktionsumfang (z.B. kg N /kg Milch*a). Der Produktionsumfang als Bezugseinheit macht nur Sinn, wenn die Produktion geringer als sein Bedarf oder sein tolerierbarer Überschuß (Konsumtion) ist, also daran gemessen Mangelsituation vorherrscht.

Hinreichende und ursachenorientierte Lösungsansätze werden nun am Beispiel des Stickstoffs und der Landwirtschaft Deutschlands am Konzept der NACHHALTIGEN LANDWIRTSCHAFT (NAHAL) der Autoren in Tabelle 5 A und Abbildung 1 ersichtlich. Es ist das einzige bisher bestehende Bewirtschaftungskonzept für die Landwirtschaft, welches an den kritischen Eintragsraten aller naturnahen Ökosysteme ausgerichtet ist (Isermann u. Isermann 1995). Hierbei sind die Forderungen entsprechend der Darstellung in Tabelle 5 A von SchALVO (1987/92), Positionspapier DAF et al. von Feldwisch und Frede (1995), KUL/EULANU des VDLUFA (1998) oder des BMU mit seiner nachhaltigen Entwicklung Deutschlands (1998) vorläufig erste Schritte zu einer zwar umweltverträglicheren oder weniger umweltbelastenden, aber nicht nachhaltigen Entwicklung, da einerseits die ökologischen Zielsetzungen nicht hinreichend sind und andererseits soziale und ökonomische Belange keine Berücksichtigung finden. Demgegenüber wird bei NAHAL bis spätestens 2005 => 2015 (auch für die Grünlandnutzung geltend) ein maximal tolerierbares N-Überschußsaldo von 65=>45 kg/ha versorgbarer LF*a ausgewiesen, welches einen Bodenüberhang (potentielle N-Auswaschung) von 23 =>15, NH₃-N-Emissionen von 22=>10 und eine Denitrifikation (0-1m) von 20 kg/ha LF*a beinhaltet.

Tabelle 5 A: A) Maximal tolerierbare N-Überschußsalden und maximal tolerierbarer Viehbesatz der von verschiedenen Autoren/Institutionen vorgeschlagenen maximal tolerierbaren N-Soll-Zustände
B) im Vergleich zu den N-Ist-Zuständen der landwirtschaft Deutschlands und einzelner Regionen 1986/97)
(Isermann und Isermann 1998)

Zustände	Autoren/ Institutionen	Viehbesatz [GV/ha LF] Betrieb: LF _a Region: LF _r	N - Ü b e r s c h u ß s a l d o [kg N/ha LF _{Netto} a]					
			Gesamt	Pedosphäre		Atmosphäre		Hydrosphäre Auswaschung, Erosion, Oberfl. abfl., Drainage, Interflow
				Netto- Akkumulation (+) Mineralisation (-)	NH ₃ -Emission	Denitrifikation (0 - 1 m)		
A) Soll-Zustände: (max.)								
1. Nitratrichtlinie ('91) 2. =>Düngeverordnung ('96) =>BBodSchG ('98) =>BNatSchG ('98)	EG/EU BML/BMU BML/BMU	[GV/ha LF _a]	2,9-3,5	200-300	K.A.	82-140	Maximierung	=>Erhöht bei hohem Nettoniederschlag: Verdünnungseffekt!
3. Novellier. BImSchG ('97) und: 4. STAG ('98) ¹⁾ 5. SchALVO (87/92) nur im Trinkwasserschutzgebiet	BML/BMU BML/BMU MLRELF-BW Rohmann(87/98) Isermann(94/98)	2000 MPL 8(=286GV/36ha 10 K.A. siehe A 9	560 700 K.A. siehe A 9	K.A. K.A. K.A. siehe A 9	290 360 K.A. siehe A 9	K.A. K.A. K.A. siehe A 9		K.A. K.A. 45 (70) 23 =>15
6. Pos.papier DAF et al ('95)	Feldwisch und Frede (1995) VDLUF/A (98) FG I,II,X Eckert (1996)	(1,5)	> 90	K.A.	40	50		50
7. KULEULANU (95/98)		LF _a : 1,5 LF _r :(0,6)	140 (<110- >250)	K.A.	< 50	40 (<10->150)		50
8. Nachhaltige Entwicklung Deutschland (98)	BMU (1998)	K.A.	50 und 20-40	K.A.	15	K.A.		K.A.
9. NAHAL (94/98) [BNL/A] Soll: 2005 => 2015	Isermann u. Ise- ermann (95/98)	LF _a : 1,0 (1,2) LF _r : 0,5	65 => 45	± 0	22 =>10	20	23 => 15	
Vgl. DVWK	Scheffer 1996	LF _a : 1,0 LF _r : 0,5	(73 =>) 61 => 30	± 0	18	0 (S) -20	(35 =>) 23 => 12	

¹⁾ STAG (1998): Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft vom 17.04.98 re0289a

Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft als Bestandteile integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung

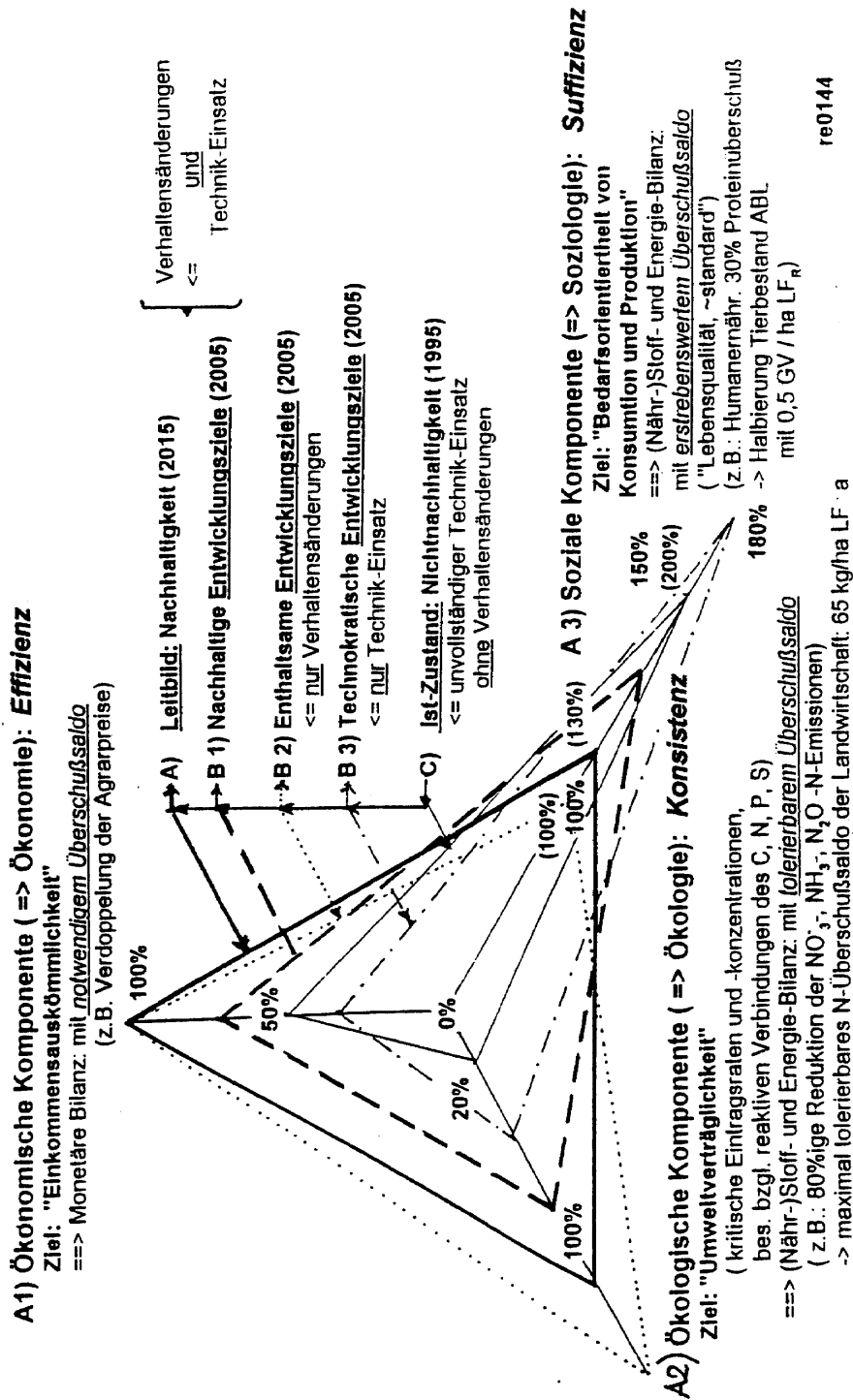


Abbildung 2: Nachhaltige Entwicklung der „entwickelten“ Länder (Haber: „Deintensivierung der Industriegesellschaft“) am Beispiel des Komplexes „Landwirtschaft – Humanernährung – Abwasser- und Abfallwirtschaft): A) Leitbild: Nachhaltigkeit (2015) B1) Nachhaltige (2005); B2) Enthaltssame (2005); B3) Technokratische (2005) Entwicklungsziele C) Ist-Zustand: Nichtnachhaltigkeit (1995)

Aus der Tabelle 4 wird ersichtlich, daß Polen im Zeitraum 1984/85 bis 1996/97 zwar eine bedeutsame Verringerung des N-Überschußsaldos von 104 auf 69 kg N/ha. a, also um -44%, und der NH₃-N-Emissionen von 24 auf 18 kg/ha*a, also um -25% vollzogen hat, im wesentlichen bewirkt durch die Minderung der Tierbestände und der Tierproduktion um ca. -35. Diese N-Bilanz der Landwirtschaft Polens von 1996/97 entspricht jener wie sie hier für die Landwirtschaft Deutschlands im Jahre 2005 als Übergangsstadium angestrebt wird. Dennoch muß diese N-Bilanz auch der polnischen Landwirtschaft noch wesentlich verbessert und somit nachhaltig gestaltet werden. Dies sollte auch hier, wie in Tabelle 9 und Tabelle 11 dargestellt, auf der Grundlage einer bedarfsorientierten (Protein-)Ernährung der Bevölkerung durch weitere Minderung der Tierbestände um -50% erfolgen, flankierend ergänzt durch gleichgerichtete technische Maßnahmen zur Effizienzverbesserung. Die in erster Linie im Rahmen der Agenda 2000 und der geplanten Osterweiterung der EU beabsichtigten Exporte Polens insbesondere an tierischen Agrarprodukten verbieten sich, da sonst wieder die nicht tolerierbaren Nährstoff-Überschußsalden von Anfang bis Mitte der 80er Jahre zur Wirkung kommen. Auch die polnische Landwirtschaft benötigt bei hinreichendem Außenhandelsschutz gerechte Preise für die Agrarprodukte aller ihrer 3,1 Mio. Landwirte und nicht deren „Wachsen oder Weichen“ unter dem Druck der o.e. EU-Agrarpolitik und der Globalisierung der Agrarmärkte durch die WTO. Der Verfall der Agrarproduktpreise nur während der letzten beiden Jahre (z.B. Brotweizen von 31 auf 23 DM/dt oder Schweinefleisch von 2,00 auf 0,91 DM/kg) verursacht auch durch den Export von Billig -Agrarprodukten der EU nach Polen und ihres Preisdumpings machen diesen Außenhandelsschutz für Polen bereits jetzt vor dessen Beitritt zur EU erforderlich, doch bereits 46% der polnischen Landwirte sind gegen diesen Beitritt (Tageszeitung „Rheinpfalz“, Ludwigshafen/Rhein, 27.01.1999).

Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft als Bestandteile integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung

Tabelle 6: Kriterien aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes (Isermann & Isermann 1998)
 A) einerseits einer effizienten und umweltverträglichen Landwirtschaft (EULAN/KUL (1994/98)) und
 B) andererseits einer gegenwärtigen und insbesondere zukünftig insgesamt nachhaltigen Landnutzung (NAHAL)

Leitbilder	A) EULANU/KUL		B) NAHAL	
	Effiziente und umweltverträgliche Landwirtschaft	Nachhaltige Landnutzung (+ Soz. Komp.)	Gegenwart	Gegenwart => 2005/15
Zeithorizonte	Breitschuh/Eckert (1994/98) => VDLUFA (1998)		Isermann und Isermann (1994/98)	
Autoren	Breitschuh/Eckert (1994/98) => VDLUFA (1998)		Isermann und Isermann (1994/98)	
1. Kohlenstoff => Humushaushalt: 1.1 Erhaltungsklasse C: OBS_{Ums-C} (%) 1.2 Humusqualität: C/N 1.3 Humusmächtigkeit (cm Bearbeitungstiefe) 1.4 Humusform 1.5 Humussaldo (t ROS = 50 dt Stalldung = (FM) = 0,5 GV)	k. A. k. A. k. A. k. A. -0,3 bis 1,0	0,4 (0,2-0,6) [10] 10 / 1 (> 7/1 bis < 14/1) < 35 (< 35 bis > 20) (Rohhumus/Moder =>) Mull ± 0		
2. Stickstoff: 2.1 Erhaltungsklasse C: OBS_{Ums-N} (%) 2.2 bis 2.5: Siehe 1.2 bis 1.5 2.6 Überschussaldo (kg N/haa) davon: 2.6.1 Netto-Immobilisation => Pedosphäre 2.6.2 NH_3 -Volatilisation } => Atmosphäre 2.6.3 Denitrifikation ($N_2 + N_2O$) } 2.6.4 Bodenüberhang } => Hydrosphäre	k. A. 140 k. A. < 50 k. A. (1995: 40) - 50 bis 50 (45)	0,04/ 0,02 - 0,06 [1] 65 / 45 ± 0 22 / 10 18 + 2 = 20 23 / 15		
3. Phosphor: 3.1 Erhaltungsklasse C (mg P_{CALD} /100 g Boden ... wenn austragsgefährdet (>0,5 kg P/haa) 3.2 Überschussaldo (Gehaltsklasse) (kg P/haa) ... wenn austragsgefährdet	4,5 - 9,0 k. A. - 25 bis 25 (B...D) erosionsgefährdet: 10	4,5 - 9,0 < 4,5 ± 0 (nur C) austragsgefährdet: ± 0		
4. Kalium: 4.1 Erhaltungsklasse C (mg K_{CALD} /100g Boden) ... wenn P erosionsgefährdet (>0,5 kg P/haa) 4.2 Überschussaldo (Gehaltsklasse) (kg K/haa) ... wenn P erosionsgefährdet (> 0,5 P/haa)	k. A. k. A. -50 bis 50 (B...D)	8,3 - 16,6 < 8,3 ± 0 (nur C) ± 0		
5. Dementsprechende max. Viehbesatzdichte: 5.1 Einzelbetrieb (GV/ha versorgbare LF_B) 5.2 Region (GV/ha versorgbare LF_R)	k. A. (1,5) k. A. (0,6)	1,0 (0,6 - 1,2) 0,5 / = 0,3 bis = 0,7 (0,2-1,3)		
6. Prioritäten des Düngereinsatzes: 6.1 Sekundärrohstoffdünger (bes. Klärschlamm) 6.2 Wirtschaftsdünger 6.3 Mineraldünger	2. 1. 3.	1. => 2/3 2. } 3. } => 1/3		

reo287

Tabelle 7:

Ist (1996) und Soll (2015) Zustände von:

A) Viebestand und B) Viehbesatz der Landwirtschaft der einzelnen Bundesländer in Deutschland, C) angeordnet nach dem Ausmaß der jeweils erforderlichen Abstockung der Viehbestände im entsprechenden Land (% v. Land), wobei der Soll-Zustand auf Grundlage einer insgesamt zwar bedarfsgerechten ($48 \text{ g/E} \cdot \text{d} = 100\%$) aber betont tierischen ($33 \text{ g/E} \cdot \text{d} = 69\%$ mit $0,11 \text{ VE} \equiv 0,10 \text{ GV/E} \cdot \text{a}$) Protein-Ernährung nur der einheimischen Bevölkerung beruht.

Bundesländer (1996)	A) Viebestand VE (x 1000)		B) Viehbesatz VE / E		VE / ha LF _{Netto}		C) Erforderliche Abstockung Von 1996 bis < 2015					
	Ist	Soll	Ist	Soll	Ist	Soll	Ist/Soll	VE (x 1000)	% v. Land	% v. Deutschl.		
1. Schleswig-Holstein	1322	299	0,49	0,40	1,34	0,33	4,5	-1023	-77	-12		
2. Niedersachsen, +Hamburg+Bremen	4023	1115	0,40	0,40	1,57	0,44	3,6	-2908	-72	-33		
3. Mecklenburg-Vorp.	741	201	0,41	0,41	0,63	0,17	3,7	-540	-73	-6		
4. Bayern	3997	1315	0,33	0,33	1,26	0,41	3,0	-2682	-67	-31		
5. Sachsen-Anhalt	703	303	0,26	0,26	0,87	0,37	2,4	-400	-57	-5		
6. Thüringen	553	276	0,22	0,22	0,74	0,37	2,0	-277	-50	-3		
Deutschland	17889	9087	0,21	0,11¹⁾	1,13	0,57¹⁾	2,0	-8802	-49	-100		
7. Sachsen	704	503	0,15	0,15	0,87	0,62	1,4	-201	-28	-2		
8. Baden-Württemberg	1494	1132	0,15	0,15	1,07	0,81	1,4	-362	-24	-4		
9. Brandenburg +Berlin	792	661	0,13	0,13	0,72	0,60	1,2	-131	-17	-1		
10. Nordrhein-Westfalen	2241	1963	0,13	0,13	1,53	1,34	1,2	-278	-12	-3		
11. Hessen	666	666	0,11	0,11	0,92	0,92	1,0	± 0	± 0	± 0		
12. Rheinland-Pfalz + Saarland	574	574	0,11	0,11	0,77	0,77	1,0	± 0	± 0	± 0		

1) entspricht 0,50 GV/ha LF_{Netto}

re0311

Das hier erläuterte NAHAL-Konzept hat der DVWK mit Scheffer (1996a+b) inzwischen ebenfalls übernommen (Tabelle 5 A) Aus sachlichen aber auch ethischen Beweggründen ist also, gemessen an der gegenwärtigen Emissionssituation und an der Belastbarkeit des naturnahen Ökosysteme, bezogen auf das Basisjahr 1995 bis zum Jahre 2015 eine Minderung der Emissionen aller o.e. reaktiven Verbindungen des C N, P und S auch der Landwirtschaft um -80% erforderlich. Technische Maßnahmen wie sie hier im Vordergrund stehen sind hierzu sehr wichtig (z.B. Effizienteres Wirtschaftsdünger- und Klärschlamm-Management, Optimierung von Tierernährung, Tierzucht, Tierhaltung etc.), jedoch alleine im Sinn des Hinreichenden nicht wesentlich, d.h. nur flankierend wirksam. An Perversion kaum zu überbieten sind hingegen die folgeorientierten Maßnahmen der Gülle-Deponie, des Gülle-Tourismus und der Verbrennung von Wirtschaftsdüngern wie nicht nur von Schürmann (1998) vorgeschlagen, sondern auch praktiziert werden, sowie die Verarbeitung von Kälbern zu Tiermehl („Herodes-Prämie der EU“) bzw. deren „Frühvermarktung“ wie in Baden-Württemberg. Ein nachhaltiger Nährstoffhaushalt wird in Deutschland nur erreicht, wenn als primäre Vorleistung die Tierproduktion unter Wahrung der erforderlichen tierartspezifischen Zusammensetzung bedarfsorientiert bei nunmehr preiswerter Entgeltung regionsspezifisch auf 0,5 sowie einzelbetrieblich auf 1,0 (0,6-1,2) GV/ha düngungswürdiger LF und somit in Deutschland gesamthaft auf 8 Mio. GV (Vgl. 1995: 15,1 Mio. GV) beschränkt wird (Tabelle 2, Tabelle 4, Tabelle 5 A+B, Tabelle 6, Tabelle 7, Tabelle 9, Tabelle 11, Tabelle 14; Abbildung 2 und Abbildung 3) ferner Isermann u. Isermann (1994, 1995, 1998). Nachhaltig und zudem auch ethisch nicht vertretbare Massentierhaltung beginnt also auf der Grundlage der versorgbaren LF bei mehr als 1,2 GV/ha LFB im Betrieb bzw. bei 0,5 GV/ha LFR in Deutschland. In Tabelle 6 werden sodann die Kriterien einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung (NAHAL) aus der Sicht des gesamten Nährstoffhaushaltes dargestellt, im Vergleich zur effizienteren und umweltverträglichen Landwirtschaft von EULANU/KUL des VDLUFA 1998. Dieser Forderung haben sich inzwischen zahlreiche Autoren und Institutionen angeschlossen wie z.B.: Grünhage et al. (1995) (Abbildung 3), Becker et al. (1995), Umweltbundesamt (1995), Enquete „Schutz der Erdatmosphäre“ des 12. Deutschen Bundestages (1994), Enquete „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1998), Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU 1996a+b), Scheffer (1996a+b) mit dem DVWK sowie das UMK / AMK-AG-Stickstoff-Minderungsprogramm der Länder (1997). Jedoch sind die Wirtschaftsweisen

bereits der durchschnittlichen deutschen Landwirtschaft, insbesondere aber in den viehintensiven Gebieten mit mehr als 1,2 GV/ha versorgbarer LF, extrem nichtnachhaltig, d.h.:

- a) volkswirtschaftlich und längerfristig auch einzelwirtschaftlich unökonomisch [ohne Berücksichtigung der externen Kosten für dadurch bewirkte Umweltschäden betragen allein die Kosten der P-Überschüsse der Landwirtschaft in Deutschland von 1960 bis heute ca. 90 Mrd. DM (Auerswald 1997), jene der N-Überschüsse nur von 1970 bis 1995 ca. 65 Mrd. DM (Bach et al. 1997)];
- b) extrem und vielfältig umweltschädlich, ressourcenschädlich sowie entsorgungsverhindernd (z.B. von Klärschlamm) also unökologisch;
- c) hinsichtlich der Produktionshöhe weit über den Bedarf der Bevölkerung hinausgehend, also unsozial;
- d) hinsichtlich weitgehend nachhaltig wirtschaftender Betriebsinhaber (z.B. des ökologischen Landbaus) unkollegial , also asozial;
- e) hinsichtlich der exportorientierten Marktstrategie (z.B. langandauernde Lebendviehtransporte mit EU-Subvention, Abschlachtprämien für Kälber/Frühvermarktung) unethisch.

Die Bezeichnung solcher Regionen durch das BML (Borchert, DLG - Wintertagung 1995) „Als konkurrenzfähige Hochburgen deutscher Veredlungswirtschaft“ verkennt vorsätzlich den Ernst der Lage für deren Landwirtschaft und somit auch für deren Landwirte und ihre Zukunft. Doch dieser nachhaltige flächenspezifische Viehbesatz von max. 0,5 GV/ha LF gilt nur durchschnittlich für die Landwirtschaft in Deutschland. Wie Tabelle 7 verdeutlicht, weist dieser auf der Grundlage des maximal tolerierbaren einwohnerspezifischen Viehbesatzes von 0,10 GV/E . a = 0,11 VE/E . a eine Schwankungsbreite von 0,17 (Mecklenburg-Vorpommern) bis 1,34 VE/ha LF (Nordrhein-Westfalen) auf (Soll). Gemessen daran sind die real vorhandenen Viehbesatzdichten (Ist) mit Ausnahme von Hessen und Rheinland-Pfalz in den einzelnen Bundesländern mit einer Schwankungsbreite von 0,72 (Brandenburg und Berlin) bis 1,34 (Schleswig-Holstein) VE /ha LF um das 1,2 bis 4,5fache zu hoch. Dementsprechend ergibt sich die Notwendigkeit zur Minderung der

Viehbestände insbesondere in Betrieben mit mehr als 1,2 GV/ha LF durchschnittlich in Deutschland von -50% und in den einzelnen Bundesländern von ± 0 bzw. -12 bis -77%, wobei Niedersachsen mit Hamburg und Bremen, Bayern sowie Schleswig-Holstein gesamthaft bereits 3/4 des Minderungsbedarfes zu erbringen haben. Nur Hessen und Rheinland-Pfalz mit dem Saarland weisen bereits optimale Viehbesatzdichten und somit ebensolche Viehbestände auf.

Hinsichtlich der P-Eutrophierungsproblematik ergeben sich vergleichbare Minderungsstrategien bzw. -maßnahmen:

Aus regionaler Sicht wird in Tabelle 8 exemplarisch für die P-Eintragsituation im DEZ jene des voralpinen Hopfensees in Bayern dargestellt: Zu 93% von der Landwirtschaft verursacht bewirken ihre Gesamt-P-Einträge von „nur“ 1,17 kg/ha LF. a dessen Eutrophierungsproblematik und machen eine Eintragsminderung von -71% auf 0,33 kg /ha LF*a notwendig. Die u.a. hierzu erforderliche Abreicherung der Böden von z.B. max. 17,4 mg auf 4,5 mg CAL-P/100g Boden dauert bei einem max. Viehbesatz von 2,25 GV/ha *a ca. 75 a! Diese Abreicherung wird durch entsprechend langfristigen Verzicht auf Mineraldünger-P und Minimierung des Kraftfuttereinsatzes in diesen Milchviehbetrieben erreicht, wobei letztere eine Leistungsminderung an Milch und Fleisch zur Folge hat, einhergehend mit der notwendigen Senkung der Viehbesatzdichte von heute durchschnittlich 1,5 auf ca. 1,0 GV/ha versorgbarer LF. Bewirkt wird dies durch die Deintensivierung der Grünlandnutzung mit allmählichem Übergang von der 3-4 zur 1-2 Schnittnutzung, welche die notwendigen Minderungen der P-Konzentrationen in den Entwässerungssystemen im Einzugsgebiet der Mineralböden von 125 auf 49 und jene der Niedermoorböden von 250 auf 78 $\mu\text{g/l}$, also um -60 bzw. -70% dann zur Ursache hat (Neyer 1997). Einkommensminderungen der Landwirte müssen über die Durchsetzung entsprechend erhöhter Produktpreise mit „ökologischer Wahrheit“ seitens der Agrarpolitik verhindert werden.

Tabelle 8: Phosphor-belastungen des voralpinen Hopfensees mit Grünlandnutzung (Mähweide: 1,5 GV/ha) in seinem Einzugsgebiet innerhalb des Donaeinzugsgebietes (Isermann 1997 nach Pommer und Neyer 1997) (Hopfensee ⇒ Forgensee ⇒ Lech ⇒ Donau ⇒ Schwarzes Meer)

Situationsen [Flächen (ha): Gesamt: 3200 Landwirtschaft: 2400 (100) ...davon: Niedermoor: 83 (3) Mineralböden: 2371 (97)]	P _{ges} - Zustände des Hopfensees (P-Gesamt)				Sanierung bzw. Sanierungsbedarf
	P-Konzentration µg / l)	P-Frachten			
		absolut (kg / a)	flächenspezifisch (kg / ha GF-a)	flächenspezifisch (kg / ha LF-a)	
1. Früher (1983) ...davon Landwirtschaft	120 (171) k. A.	5100 k. A.	1,59 k. A.	- k. A.	-
2. Heute (1994/96) ...davon Landwirtschaft:	70 (100) 65 (100) (Zuflüsse: 90)	3000 (100) 2800 (100)	0,94 -	- 1,17	-
...davon (Zuflüsse): a) Niedermoor b) Mineralböden	100 ¹⁾ 50 ²⁾	170 (6) 2630 (94)	- -	2,05 1,11	Ø = 1,5 GV/ha; max.: 17,4 mg CAL-P/100g Boden
2.2 Wald, Siedlung	5	200	-	(0,25)	Sanierung bis heute nur durch Abwasserwirtschaft
3. Soll (nach 1997) ...davon: 3.1 Landwirtschaft 3.2 Wald, Siedlung	30 20-30 < 5	1000 (33) 800 (29) < 200	0,31 -	- 0,33 (< 0,25)	Sanierung (fast) nur noch durch Landwirtschaft (u.a.: max. 4,5mg CAL-P/100g Boden ³⁾)
¹⁾ Niedermoor: ungenutzt: 28; Wiese: a) 1-2 Schnitt: 78 b) 3-4 Schnitt: 250	} vorwiegend über Grobporren				
²⁾ Mineralböden: ungenutzt: 21; Wiese: a) 1-2 Schnitt: 49 b) 3-4 Schnitt: 125	} in Drainage und Bäche				
³⁾ Abreicherungszeit: von 17,4 auf 4,5mg CAL-P/100g Boden ca. 75a [2,25 GV mit 5000 l Milch/GV-a] = 4,5 mg P/100g Boden in 25 a					

re0250

Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft als Bestandteile integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung

Tabelle 9: Ist (1993/95) und Soll (<2015) – Zustände von: A) Viehbestand und B) Viehbesatz der Landwirtschaft der einzelnen Länder der EU (15) C) angeordnet nach dem Ausmaß der jeweils erforderlichen Abstockung der Viehbestände im entsprechenden Land (% v. Land), wobei der Soll-Zustand auf der Grundlage einer insgesamt zwar bedarfsgerechten (48 g/E*d = 100%) aber betont tierischen (33g/E*d = 69% mit 0,11 VE ≡ 0,10 GV/E*a) Protein-Ernährung nur der einheimischen Bevölkerung beruht.

Länder (1993/95)	A) Viehbestand		B) Viehbesatz				C) Erforderliche Abstockung Von 1993/95 bis < 2015			
	GV _{EU} ¹⁾ (x 1000)		GV _{EU} / E ¹⁾		GV _{EU} / ha LF ¹⁾		Ist / Soll	GV _{EU} (x 1000)	% v. Land	% v. EU
	Ist	Soll	Ist	Soll	Ist	Soll				
1. Irland	6504	470	1,80		1,48	0,11	13,5	-6034	-93	-9
2. Dänemark	4320	683	0,83		1,59	0,25	6,4	-3637	-84	-6
3. Niederlande	7711	2014	0,50		3,92	1,02	3,8	-5997	-74	-9
4. Belgien	4409	1319	0,43		3,21	0,96	3,3	-3090	-70	-5
5. Frankreich	24 199	7573	0,42		0,80	0,25	3,2	-11626	-69	-25
6. Luxemburg	174	54	0,42		1,38	0,43	3,2	-120	-69	-0,2
7. Österreich	2852	1047	0,35		0,83	0,30	2,7	-1805	-63	-3
EU (15)	114 114	48 445	0,31	0,13¹⁾	0,82	0,34	2,4	-65 961	-58	-100
8. Spanien	10 614	5101	0,27		0,35	0,17	2,1	-5531	-52	-8
9. Großbritannien	15 405	7630	0,26		0,97	0,48	2,0	-7775	-50	-12
10. Finnland	1276	665	0,25		0,51	0,26	1,9	-611	-48	-1
11. Portugal	2355	1290	0,24		0,60	0,32	1,8	-1065	-46	-2
12. Schweden	2049	1149	0,23		0,60	0,33	1,8	-900	-43	-1
13. Deutschland	19 041	10645	0,22		1,10	0,61	1,7	-8396	-41	-13
14. Griechenland	2300	1360	0,22		0,45	0,26	1,7	-940	-41	-1
15. Italien	10 905	7453	0,19		0,65	0,45	1,5	-3452	-32	-5
- Polen (1996/97)	10 016	5021	0,26	0,13¹⁾	0,54	0,27	2,0	-4995	-50	-

1) GV_{EU}-Schlüssel der EU ist bei Schweinen ca. doppelt so hoch wie in Deutschland (GV_D) (z.B. 1 Zuchtschwein 0,5 bzw. 0,3 oder 1 Mastschweineplatz 0,30 bzw. 0,16) => deshalb erforderlicher GV-Besatz (Soll) von 0,13 GV_{EU} anstelle von 0,10 GV_D

re0312

Tabelle 10:

**Important indicators of the effects of the WHO recommendations for a healthier nutrition on European agriculture (EU-15) including agroindustry
(Henze et al. 1998)**

	Scenarios ¹⁾		
	30 / 10	15 / 0	15 / 0-15
Change of consumption in per cent			
- grain	+47	+134	+99
- potatoes	+32	+71	+45
- sugar	-23	-100	-100
- vegetables	+95	+103	+73
- fruit	+28	+59	+35
- pork	-32	-70	-74
- milk (without butter)	-12	-38	-47
- butter	-43	-83	-86
- eggs	-19	-52	-59
Production change in per cent			
- cropping and fodder area	-7	-18	-24
- cattle	-24	-60	-66
- pigs	-31	-67	-72
- poultry	-11	-35	-44
Labour requirement in per cent	-6	-18	-22
Income change in mill. DM	-5.554	-30.756	-48.986
Reduction of turnover in per cent			
- upstream sectors	-4	-10	-16
- agriculture	-1	-10	-18
- food industry	-3	-13	-22
Change of the EU trade in per cent			
- fruit imports	+16	+33	+20
- soybean imports	-21	-41	-43
- rapeseed exports	+39	+79	+82
- oilcake meal imports	-42	-99	-100 ²⁾
- grain substitutes imports	-58	-100 ²⁾	-100 ²⁾

Re0315

- ¹⁾ 30/10: Reduction of fat consumption to 30 p.c. and of free sugar to 10 p.c. of the total energy consumption
 15/0: Reduction of fat consumption to 15 p.c. and of free sugar to 0 p.c. of the total energy consumption
 15/0-15: Additional reduction of the total energy consumption by 15 p.c.

- ²⁾ 100 p.c. Import decrease and export surplus

Noch drastischer ist die Notwendigkeit zur Minderung der Viehbestände in der EU (15) (Tabelle 9): Gemessen an dem aus sozialen und ökologischen Gründen maximal tolerierbaren einwohnerspezifischen Viehbesatz von 0,13 GVEU/E ergeben sich maximal tolerierbare flächenspezifische Viehbesatzdichten von durchschnittlich 0,34 GVEU/ha LF mit einer länderspezifischen Schwankungsbreite von 0,11 (Irland) bis 1,02 (Niederlande) GVEU/ha LF. Stellt man diese maximal tolerierbaren Viehbesatzdichten den jeweiligen aktuellen Viehbesatzdichten von durchschnittlich 0,82 GVEU/ha LF mit einer länderspezifischen Schwankungsbreite von 0,35 (Spanien) bis 3,92 (Niederlande) GVEU /ha LF gegenüber, sind diese Viehbesatzdichten bzw. Viehbestände um durchschnittlich das 2,4 und länderspezifisch das 1,5 (Italien) bis 13,5 (Irland) fache zu hoch. Dementsprechend ergibt sich eine notwendige Minderung der Tierbestände in der EU (15) von durchschnittlich -58% und länderspezifisch von -32 (Italien) bis -93 (Irland) %, welche gesamthaft in der EU (15) aber bereits zu 2/3 von Frankreich, Deutschland, Großbritannien, Niederlande und Irland erbringen sind. Das Vorhaben der EU (KOM (1998) 434 endg.) künftig Investitionsbeihilfen nur noch in Regionen mit einem Viehbesatz von < 1,4 VE/ha LF zu gewähren, beschränkt dementsprechend in Deutschland nur die Tierproduktion von Niedersachsen, in Italien jene der Lombardei, hingegen in größerem Maße jene in vielen Regionen der Niederlande und Belgiens. Ein Vergleich mit dem Soll von Tabelle 7 und Tabelle 9 zeigt jedoch, daß diese Beschränkung der regionalen Viehbesatzdichte der EU auf < 1,4 VE/ha den Anforderungen einer nachhaltigen Tierproduktion bei weitem nicht erfüllt. Auch auf der Grundlage nicht wie hier einer bedarfsorientierten Protein-Versorgung der einheimischen Bevölkerung, sondern einer ebensolchen Versorgung mit Energie und insbesondere tierischem Fett nunmehr im Sinne einer insgesamt optimierten und ausgewogenen Humanernährung weisen Henze et al. (1998) sowie Henze (1998) wie hier in Tabelle 10 dementsprechend für die EU eine notwendige Einschränkung des Konsums (und der Produktion) z.B. von Schweinefleisch, Milch und Eiern von jeweils -74, -47 bzw. -59% aus, mit einem entsprechend um -44, -66 und -72 verminderten Viehbestand an Geflügel, Schweinen und Rindern. Diesbezüglich besteht also völlige Übereinstimmung. Allein durch diese Optimierung der Tierproduktion nach Maßgabe von Tabelle 7 auf der Grundlage einer nunmehr bedarfsorientierten Humanernährung läßt sich z.B. das N-Überschußsaldo der Landwirtschaft Deutschlands von Tabelle 4 und die entsprechenden N-Emissionen von durchschnittlich 154 auf ca. 75 kg N/ha . a halbieren [von ± 0% (Hessen,

Rheinland-Pfalz) bis -70% (Schleswig-Holstein, Niedersachsen)]. Sodann wird dieses somit bereits halbierte N-Überschußsaldo mit weiteren wichtigen aber auch „nur“ noch flankierend wirksamen Maßnahmen auf den ebenfalls in Tabelle 4 und Tabelle 5 A aufgeführten Sollwert (Soll-2015) von 45 kg N/ha . a zurückgeführt. Hierzu zählen z.B. die Abreicherung der zu hohen N- (und P-) Vorräte in den landwirtschaftlich genutzten Böden nach Maßgabe ihres in Tabelle 6 ausgewiesener optimalen Humus- und Stickstoffhaushaltes u.a. auf der Grundlage der optimalen umsetzbaren organischen Substanz, optimaler (Mehr-)Einsatz von einwandfreien Sekundärrohstoffdüngern (bes. Klärschlamm) bzw. effizientere Gewinnung, Lagerung und Anwendung von Wirtschaftsdüngern sowie effizientere Fütterung (Isermann und Isermann 1996a, zit. auch im UMK/AMK-AG-Stickstoffminderungsprogramm 1997). In den einzelnen Ländern der EU bewirkt allein die entsprechende Optimierung der Tierbestände nach Maßgabe von Tabelle 9 und Tabelle 10 sogar N-Überschußminderungspotentiale von durchschnittlich -60 [von -40 (Italien) bis -80 (Irland)] %. So verdeutlicht Tabelle 11, daß die jeweils einwohnerspezifischen Viehbesatzdichten und N-Überschußsalden bei nichtnachhaltiger Ernährungssituation eng miteinander positiv korreliert sind und mit 0,20-0,35 GV/E*a bzw. 33-42 kg N/E*a ca. 2 bis 3mal bzw. 3 bis 4mal so hoch sind wie bei heute möglicher und notwendiger nachhaltiger, bedarfsorientierter Ernährungssituation mit 0,10 GV/E*a bzw. 10 kg N/E*a. Hingegen stand 1950/53 z.B. in Deutschland bei nachhaltiger Ernährungssituation vergleichbar wie heute einem Viehbesatz von 0,24 GV/E*a nur ein N-Überschußsaldo von 14 kg N/E*a gegenüber, weil damals im Vergleich zu heute die tierspezifische Tierproduktion (z.B. Milchleistung/Kuh*a) und entsprechend auch die tierspezifische Nährstoff-Ausscheidung sowie der Wirtschaftsdüngeranfall dementsprechend gering waren.

Tabelle 11: A) Durchschnittlicher Netto-Verzehr an tierischem, pflanzlichen und Gesamt-Eiweiß [g/Einwohner (E)*a bzw. %] sowie entsprechende einwohnerspezifische B) Viehbesatzdichten (GV/E*a) und Stickstoff (N)-Überschußsalden (kg N/E*a) 1.) Der gegenwärtigen nichtnachhaltigen Humanernährung in verschiedenen Ländern / Regionen Europas und 2.) Im Vergleich zur nachhaltigen Humanernährung.

Ernährungsstatus bzw. Land / Region	Bezugsjahre	Durchschnittlicher Netto-Eiweißverzehr (g E*d) bzw. (%)				Entsprechende Landwirtschaft	
		Tierisch	...davon Fleisch	Pflanzlich	Gesamt	Viehbesatz-Dichte (GV/Ea)	N-Überschuß-Saldo (kg N/Ea)
1. Nichtnachhaltig:							
1.1 Deutschland	1996	53 (63)	22 (26)	32 (37)	84 (100)[175]	0,20	33
1.2 ...davon Bayern } DEZ ¹⁾	1995	48 (62)	28 (36)	30 (38)	78 (100) [162]	0,35	42
1.3 Österreich	1994/97	51 (65) ²⁾	24 (31) ²⁾	28 (35) ²⁾	79 (100) [164] ²⁾	0,27	25
1.4 EU (15)	1990	58 (57) ³⁾	20 (20) ³⁾	43 (43) ³⁾	101(100)[210] ⁵⁾	0,25	34 ⁴⁾
1.5 Polen (← Osterweiterung EU)	1997	61 (59)	23 (22)	43 (41)	104 8100[216]	0,20	33
2. Nachhaltig:							
2.1 Bedarfsorientiert							
2.1.1 Deutschland	1950/53	32 (45)	9 (13)	39 (35)	71 (100)[148]	0,24 (1)	14 ⁵⁾
2.1.2 Allgemein	< 2015	33 (45)	10 (14)	40 (55)	73 (100)[152]	0,10	10
2.2 Bedarfsgerecht	-	0 (FAO/WHO)	0	48 (100)	48 (100)[100] (DGE1992/96)	0	ca. 5

Re0322doc

1) DEZ= Donaueinzugsgebiete: 68% der GF von Bayern bzw. 97% der GF von Österreich

2) Bayerische Verzehrstudie 1995 (Karg et al. 1997)

3) nach Henze et al. (1998)

4) nach van der Voet et al. (1994)

5) nach Remmert (1992)

Tabelle 12: Von A) 1990 (Ausgangssituation) bis B) 2030 eintretende Veränderung des Verkehrs in Deutschland bei:

B1) Nichtnachhaltiger (Trend-)Entwicklung (BAU-Szenario)

B2) nachhaltiger Entwicklung (EST 3-Szenario) mit notwendigen Minderungen seiner Emissionen vorwiegend an CO₂ um -80%, sodann NO_x um -90%, an VOC um -90%, an Partikeln -99% sowie seines Flächenverbrauches [UBA 1997/1998]

Verkehrsbereiche	A) 1990 (Ausgangssituation)				B) Entwicklung (Veränderung) bis 2030			
	Mrd. P Km bzw. t km	(%)	[%]	(%)	[%]	(%)	[%]	
1. Personenverkehr	1019	(100)	[100]	(+88)	[100]	(-2)	[100]	
...davon:								
1.1 Luftverkehr	100	(100)	[10]	(+543)	[34]	(-63)	[4]	
1.2 PKW u. Motorrad	722	(100)	[71]	(+46) ¹⁾	[55]	(-53)	[34]	
1.3 Öffentl. Personennah- verkehr und Bahn	144	(100)	[14]	(+17)	[9]	(+279)	[54]	
1.4 Zu Fuß und Fahrrad	53	(100)	[5]	(-15)	[2]	(+51)	[8]	
2. Güterverkehr	359	(100)	[100]	(k. A.)	[k. A.]	(+20)	[100]	
...davon:								
2.1 Straßengüterverkehr	182	(100)	[51]	(k. A.)	[k. A.]	(-70)	[13]	
2.2 Bahn- und Schiffsverkehr, Rohrfernleitungen	177	(100)	[49]	(k. A.)	[k. A.]	(+112) ²⁾	[87]	

¹⁾ 1996: 41 Mio. PKW mit durchschnittl. 90PS /PKW = 3,7 Mrd. PS ≙ 45 PS / Ea (!)²⁾ Eigene Hochrechnung

Re0313.doc

Auch andere Wirtschaftsbereiche sind im Rahmen der notwendigen nachhaltigen Entwicklung von genauso einschneidenden Veränderungen betroffen wie hier die Landwirtschaft:

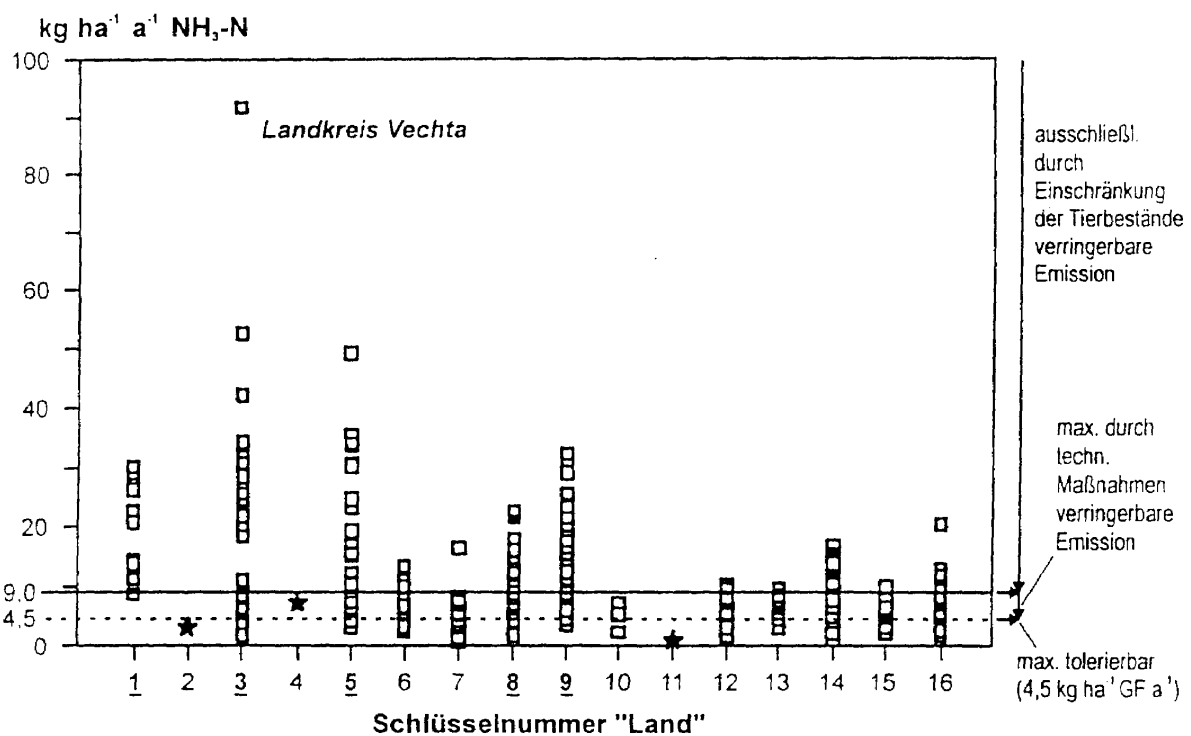
Diese spätestens bis 2015 notwendige drastische Reduktion der Viehbestände zur Erzielung einer insgesamt nachhaltigen Tierproduktion ist vergleichbar mit den Forderungen des Umweltbundesamtes (1998) zur notwendigen Minderung des motorisierten Individualverkehrs von -53% und des Straßengüterverkehrs um -70% bis spätestens 2030 (EST-2030), bezogen auf das Ausgangsjahr 1990, in erster Linie vor dem Hintergrund ihrer CO₂-Problematik, welche dann aber auch ihrer NO_x-Problematik zugute kommt (Tabelle 12).

Daß nun entsprechend der Schlußfolgerung von Henze et al. (1998) und Henze (1998) „eine somit nun geänderte Ernährungsweise zur Sicherung der Welternährung beiträgt, da sie ein Ressourcenpotential freisetzt, daß künftig zur Sicherung der Versorgung der Weltbevölkerung genutzt werden könnte“ muß hier entschieden widersprochen werden. So verwarnte sich die FAO auf dem Welternährungsgipfel 1997 in Rom vor dem Hintergrund der vermeintlichen Gunst der Standorte auf der Nordhalbkugel zur Produktion von Nahrungsmitteln, deren Überschußproduktion mit dem Vorwand eines also scheinbaren Beitrages dieser sog. entwickelten Länder zur Welthungerhilfe in südliche Länder zu transportieren, da der Kollaps der dortigen Landwirtschaft sonst somit vorprogrammiert wäre. Deshalb fordert auch die FAO, daß vermehrt dort nachhaltig produziert und konsumiert wird, wo die Nahrungsmittel auch benötigt werden. Dies hat zudem den unschätzbaren Vorteil, daß die für die Steigerung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit dort besonders wichtigen Tierexkremate (z.B. Stallmist) auch dort zur Wirkung kommen. Exporte an landwirtschaftlichen Erzeugnissen, die den Endverbraucher erreichen (z.B. Reis, Hirse oder Fleisch), sollten den sog. Entwicklungsländern aus wirtschaftlichen Gründen nicht verwehrt werden, wohl aber Exporte von Futtermitteln, welche einerseits ihre eigene Nährstoffbilanz dem Mangel zuführen und andererseits jene der Importländer (sog. entwickelte Länder) belasten. Unabdingbare Voraussetzung für diese weitgehende Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln auch der Entwicklungsländer ist es, daß dort über entsprechende Wohlstandsmehrung und Geburtenregelung die Bevölkerungsdichte des jeweiligen Landes im Einklang mit den nachhaltigen Ver- und Entsorgungsmöglichkeiten steht. Hierbei uneigennützig den

Entwicklungsländern zu helfen, ist Aufgabe der sog. entwickelten Länder vorwiegend des Nordens. Diese Hilfe bei der Selbsthilfe kann allerdings nicht nach dem „Vorbild“ dieser sog. entwickelten Länder erfolgen, da deren scheinbare Überschuß-Produktion und -Konsumtion auch an Nahrungsmitteln und ebensolches Scheinwachstum seit Anfang der 60er Jahre weitgehend auf deren nichtnachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweisen ihrer Landwirtschaft bzw. Bevölkerung beruhte. So liegen umgekehrt -wie hier am Beispiel der Tierproduktion und -konsumtion dargelegt wurde- bei deren nachhaltiger Gestaltung gar keine Überschüsse in den sog. entwickelten Ländern mehr vor. Orientiert man sich also nicht wie bisher ausschließlich am Wertmaßstab des Bruttosozialprodukts der Scheinökonomie, sondern unter zusätzlicher Berücksichtigung auch ökologischer, sozialer und kultureller Erfordernisse statt dessen am Wertmaßstab der Nachhaltigkeit des Nettosozialprodukts, wird das Scheinwachstum und das Wirtschaftswunder dieser sog. entwickelten Länder annähernd zum Nullwachstum und diese im Sinne einer nun notwendigen nachhaltigen Entwicklung selbst zu Entwicklungsländern. Auf diese nachhaltige Weise nähert sich also der jeweilige Wohlstand von unterschiedlich nachhaltig entwickelten Ländern gegenseitig an.

Diese nichtnachhaltige Zielsetzung jedoch auch der Deutschen Gesellschaft für Agrar und Umwelt (DGAU 1997) sowie des Wissenschaftlichen Beirates für Landwirtschaft beim BML (1998) sowie der Agenda 2000 (1998/99) der EU widerspricht aber den Grundsätzen der Agenda 21 von Rio (1991) zur Gestaltung nachhaltiger Wirtschafts- und Lebensweisen wie im Abschnitt 3 „Lösungsaussichten“ noch näher ausgeführt wird. Die damit ausgelösten (Nähr- und Stoffströme in Volkswirtschaften ohne nachhaltige Abwasser- und Abfallwirtschaft bewirken nicht nur dort, sondern auch hier nicht belastbare Überschußsalden: Werden in Deutschland so z.B. für jeden Chinesen nur 5 kg Fleisch erzeugt, bedingt dies in Deutschland bereits ein nicht tolerierbares N-Überschußsaldo von mehr als 45 kg N/ha LF . a. Zielsetzung muß es also sein, durch Konsum- und Produktionseinschränkung in den Überschußländern und durch selbstlose aber indirekt doch eigennützige Hilfe diesen Mangelländern selbst eine nachhaltige Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfallwirtschaft zu ermöglichen und diesen Raum zu lassen für dadurch unvermeidbare Emissionen, insbesondere wenn diese wie NO_x , NH_3 , N_2O , CO_2 und CH_4 grenzüberschreitende oder gar globale Umweltschäden bewirken können. Verdeutlicht wird dies anhand der NH_3 -Emissionen der Nutztierhaltung

in Deutschland von Abbildung 3, bei der die Minderung der Tierbestände in dem in Tabelle 7 beschriebenen Ausmaß in den einzelnen Bundesländern von -14% bis -77% und im Durchschnitt von Deutschland von -49% eine wesentliche Grundvoraussetzung ist, damit zusätzlich mit den nur flankierend wirksamen technischen Maßnahmen (z.B. wie hier der Tierhaltung, Stallbau, Futtermittellieferung, Produktgewinnung, Abproduktmanagement) die notwendige Reduktion dieser NH_3 -Emissionen von gesamthaft -80% erreicht wird.



- | | |
|-------------------------------|----------------------------|
| 1: <u>Schleswig-Holstein</u> | 9: <u>Bayern</u> |
| 2: Hamburg | 10: Saarland |
| 3: <u>Niedersachsen</u> | 11: Berlin |
| 4: Bremen | 12: Brandenburg |
| 5: <u>Nordrhein-Westfalen</u> | 13: Mecklenburg-Vorpommern |
| 6: Hessen | 14: Sachsen |
| 7: Rheinland-Pfalz | 15: Sachsen-Anhalt |
| 8: <u>Baden-Württemberg</u> | 16: Thüringen |

Abbildung 3: Ammoniak-N-Emissionsdichte der Quellengruppe „Nutztierhaltung“ auf der Ebene der einzelnen Landkreise (nach Grünhage et.al., 1995)

2.2 Weiterhin nichtnachhaltige Lösungsaussichten mit der entsprechenden (inter-)nationalen Agrar- und Umweltgesetzgebung sowie -Politik

Unter Mithilfe der EU leistete die vorherige deutsche Bundesregierung besonders in der letzten Legislaturperiode (1995/98) sowie auch einzelne Länderregierungen (insbes. von Baden-Württemberg und Bayern) vorsätzlich aktiven und passiven Widerstand beim weitergehenden Umweltschutz, insbesondere das BMU gemeinsam mit dem BML die Landwirtschaft betreffend: Hauptursache hierbei sind in gemeinsamer Absprache eine weitgehend vom Verursacherbereich Landwirtschaft und ohne Mitwirkung der von ihr Betroffenen selbstgeschaffene, umweltunverträgliche und gesamthaft nichtnachhaltige Agrar- sowie Umwelt-Gesetzgebung und -Politik u.a. zur „Verbesserung des Wirtschaftsstandortes Deutschland“ (BMU: Merkel 1997) und zur „Verbesserung der Leistungsfähigkeit der konkurrenzfähigen Hochburgen deutscher Veredlungswirtschaft“ (BML: Borchert 1995/97).

Demzufolge werden viel zu hohe Vieh-Bestände und -Besatzdichten aufrechterhalten, so daß die N- und P-Baldlasten des Verursacherbereiches Landwirtschaft nicht nur des deutschen DEZ den Alt- und Gegenwartslasten entsprechen werden, selbst bei Wahrnehmung bester Technologie. Vollkommen unverständlich sind so bei der EU-Nitratrichtlinie (1991) zum Schutz der Hydrosphäre (insbesondere Oberflächengewässer) vor Nitrat einerseits unter Ausnutzung des Verdünnungseffektes hohe NO_3^- -Auswaschungsraten auf der Grundlage hoher Sickerwassermengen sowie andererseits hohe gasförmige N-Emissionen (N_2 , N_2O , NH_3) erwünscht und Anlaß zur weiteren Erhöhung des Wirtschaftsdüngeraufwandes z.B. über die ohnehin zu hohen 170 bzw. 210 kg N/ha LF*a hinaus. So widerspricht sich z.B. der SRU (1998) selbst, wenn er einerseits z.B. die Düngeverordnung (DÜVO 1996) auf der Grundlage dieser Nitratrichtlinie der EU (1991) und ihre Defizite kritisiert (SRU 1996 a+b). Andererseits sieht er aber in ihr, dann aber auch als untergesetzliches Regelwerk für das Bundes-Bodenschutzgesetz (1998) (welches weder den Grundwasser- noch den Atmosphärenschutz beinhaltet) und gar auch noch des Bundes-Naturschutzgesetzes (1998) ein „Ansatzpunkt für eine Neufassung der guten fachlichen Praxis „im Sinne gar einer flächendeckenden standort- und grundwassergerechte Landnutzung“ (SRU 1998). Letzteres ist ein großer Irrtum: Wie sollte denn die vom Verursacherbereich Landwirtschaft und ohne

Mitwirkung der Betroffenen (z.B. (Trink-)Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft, Abwasser- und Abfallwirtschaft, Naturschutz, Touristik etc.) selbst geschaffene (Düngever-)Ordnung mit gemessen am tolerierbaren Ausmaß 3-4 -fach zu hohen, gar noch auf die gesamte Betriebsfläche (!) bezogenen maximal tolerierten Viehbesatzdichten von 2,9-3,5 GV /ha , demzufolge N-Ausscheidungen von 290 bis 350 kg / ha*a und N-Überschußsalden von 200-300 kg / ha*a, NH₃- N- Emissionen von 80-140 kg/ ha*a bei Maximierung der NO₃ -N- Auswaschung durch Ausnutzung des Verdünnungseffektes und der Denitrifikation (u.a. N₂O- und NO- Emissionen) denn grundwasserverträglich, geschweige denn umweltverträglich oder gar nachhaltig sein? Deshalb hatte die EU (07. Juli 1998) sowohl diese unzulässige Selbstausslegung (Wegrechnen nicht tolerierbarer NH₃-Emissionen durch das BML) aber auch die insgesamt unzureichende Umsetzung dieser EU-Nitratrichtlinie bei der Deutschen Bundesregierung angemahnt. Desweiteren berücksichtigt das Bundesbodenschutz-Gesetz (1998) keine von den belasteten Böden im nicht tolerierbaren Ausmaß ausgehende Emissionen und demzufolge auch keinen Grundwasser- und Gewässerschutz. Die Landwirtschaft, obwohl vielfacher Verursacher von Bodenbelastungen, ist in mehrfacher Weise privilegiert. Die Gefahrenabwehrpflichten und insbesondere die Vorsorgepflicht werden durch den §17 an dem selbst angelegten Maßstab der sog. „guten fachlichen Praxis“ orientiert, z.B. an der o.e. in hohem Maße umweltunverträglichen Düngeverordnung. Zudem dürfen zur Erfüllung der Vorsorgepflicht keine Anordnungen ergehen, lediglich sollen die landwirtschaftlichen Beratungsstellen die o.e. Grundsätze dieser „guten fachlichen Praxis“ vermitteln. Ferner erhält die Landwirtschaft für bestimmte Nutzungsbeschränkungen einen vom Entschädigungsrecht nicht geforderten Ausgleichsanspruch für wirtschaftliche Nachteile (Schrader 1998). Auch sämtliche Anmahnungen der Landwirtschaft nicht nur durch den SRU (1985, 1994, 1996 a+b, 1998 a+b) sondern auch des Büros für Technikfolgenabschätzung und der Enqueten „Schutz der Erdatmosphäre“ (1994) und „Schutz des Menschen und der Umwelt (1998) des Deutschen Bundestages sowie der UMK / AMK -AG- Stickstoffminderungsprogramm (1997) wurden vom BML in den Wind geschlagen, durch die jeweilige Regierung mit Mehrheitsvotum überstimmt in Anpassung an die Agenda 2000 der EU (1998/99) und während der Amtszeit von Frau Merkel „zur Verbesserung des Wirtschaftsstandortes Deutschland“ und „zur Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit bäuerlicher Strukturen“ sogar einvernehmlich mit dem

Tabelle 13:

Betriebsgröße LF _{max} (ha)	Viehbesatz (VE/ha) ¹⁾		N-Ausscheidungen (kg/ha) bei kg N/VE von:						NH ₃ -N-Emissionen (kg/ha) bei kg NH ₃ -N/VE von:		P-Ausscheidungen (kg/ha) bei kg P/VE von:	
			100		80		36		40		16	
			A1) STAG (1998)	A2) DÜVO (1996)	B) NAHAL (2015)	A1) STAG (1996)	A2) DÜVO (1996)	B) NAHAL (2015)	A1) STAG (1998)	A2) DÜVO (1996)	B) NAHAL (2015)	A1) STAG (1998)
1. Ø ABL =20	10,0 ²⁾ (8,3)	3,5 (2,9)	1,2 (1)	1000 ²⁾ (10,4)	350 (3,6)	96 (1)	360 ²⁾ (16,4)	140 (6,4)	22 (1)	160 ²⁾³⁾ (9,4)	56 (3,3)	17 (1)
2. Ø D = 30	9,0 ¹⁾ (7,5)	3,5 ¹⁾ (2,9)	1,2 ¹⁾ (1)	900 (9,4)	350 (3,6)	96 (1)	324 (14,7)	140 (6,4)	22 (1)	144 (8,5)	56 (3,3)	17 (1)
3. =50	7,8 (6,5)	3,5 (2,9)	1,2 (1)	780 (8,1)	350 (3,6)	96 (1)	281 (12,8)	140 (6,4)	22 (1)	125 (7,4)	56 (3,3)	17 (1)
4. 5x20 = 100	10,0 (16,6)	3,5 (5,8)	0,6 (1)	1000 (20,8)	350 (7,3)	48 (1)	360 (32,7)	140 (12,7)	11 (1)	160 ²⁾³⁾ (20,0)	56 (7,0)	8 (1)
5. 1x100 = 100	5,4 (9,0)	3,5 (5,8)	0,6 (1)	540 (11,2)	350 (7,3)	48 (1)	194 (17,6)	140 (12,7)	11 (1)	86 (10,8)	56 (7,0)	8 (1)
6. Ø NBL = 195	3,5 (5,8)	3,5 (5,8)	0,6 (1)	350 (7,3)	350 (7,3)	48 (1)	126 (11,5)	140 (12,7)	11 (1)	56 (3,3)	56 (7,0)	8 (1)
7. = 1000	1,9 (3,1)	3,5 (5,8)	0,6 (1)	190 (4,0)	350 (7,3)	48 (1)	68 (6,2)	140 (12,7)	11 (1)	30 (3,8)	56 (7,0)	8 (1)
8. Ø Ges. Deutschl. =30 ha (1995)	Ist (1995) 0,95 (1,9)	Soll (2015) 0,5 (1)	Ist (1995) 95 (24)	Soll (2015) 40 (1)	Ist (1995) 34 (3,4)	Soll (2015) 10 (1)	Ist (1995) 15 (2,1)	Soll (2015) 7 (1)				

¹⁾ Vieheinheit (VE) entspr.: 1 Rind (>2a; z.B.: 1 Milchkuh) oder 6,25 Mastschweineplätze oder 50 Legehennenplätze. - Vergleich: Durchschnittlicher VE-Besatz / Betrieb ha (1995): D/ABL / NBL: Milchkuh: 0,8/1,0/0,7; Mastschweineplätze: 0,4/0,5/0,2; Legehennenplätze: 0,15/0,17/0,08
²⁾ Vergleiche: Nur 140 Betriebe mit insgesamt nur 2800 ha LF entsprechen mit einem Viehbestand von 28 000 VE (z.B.: 175 000 Mastschweineplätze) jenseit der ehem. Schweinemastanlage Neustadt/Ora (DDR 1988) mit einer erforderlichen Entsorgung von 2800 t N bzw. 448 t P, welche den Einwohnergleichwerten (4,38 kg N/VE bzw. 0,58 kg P/VE) einer Großstadt von 640 000 bzw. 770 000 Einwohnern entspricht
³⁾ P-Überschuß= 160-17 (Pflanzen-Entzug)= 143 kg/ha bewirkt eine jährliche Erhöhung des P-Gehaltes d. Bodens (Tiefe 30 cm) um 3,1 mg P/100 g Boden u. somit ein Durchschreiten d. Erhaltungsklasse C von 4,5 auf 9,0 mg P/100 g Boden bereits in 1,5 Jahren

1999er 13
 Jährlicher Viehbesatz sowie dementsprechende N-Ausscheidungen, NH₃-Emissionen und P-Ausscheidungen am Beispiel der Milchkuh- und Mastschweine-Haltung Deutschlands:
 A) Maximal gesetzkonform ("ordnungsgemäß") ermöglicht durch die:
 A1) Novellierung des Gesetzes zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (STAG 1998) (Alt: 1991, Neu: 1998) "zur Beseitigung von Hemmnissen der Entwicklung bäuerlicher Betriebe, hin zu wettbewerbsfähigen Strukturen" und "zur Begünstigung aufstockungswilliger landwirtschaftlicher Betriebe"
 A2) Düngerverordnung (DÜVO 1996) (= Nitratreichtlinie 1991) [= Bundes-Bodenschutz- und - Naturschutzgesetz (1996)] gemäß sog. "guter fachlicher Praxis"
 B) Im Vergleich zur maximal tolerierbaren und insgesamt sozial, ökonomisch und ökologisch nachhaltigen Situation (spätestens bis 2015 (NAHAL/2015) (Isemann und Isemann 1995/98))

BMU mit noch umwelt- unverträglicheren Gesetzen übergangen. Hierzu zählen z.B. auch noch auf der Grundlage der IPCC/IVVA-Richtlinie der EU zum integrierten Umweltschutz der EU (1996) die Novellierung des BIMSCHG (1997) wonach z.B. genehmigungsfrei statt bisher 700 nunmehr 2000 MPL gehalten werden dürfen. Ferner in gemeinsamer Abstimmung von Minister Borchert und Waigel sowie auf Antrag von CDU, CSU und FDP nunmehr das „Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land-und Forstwirtschaft (STAG 1998)“ mit einer maximal tolerierten Viehbesatzdichte von 10 VE / ha mit N-und P- Ausscheidungen von 1000 bzw. 160 kg / ha*a und NH₃-N-Emissionen von 360 kg / ha*a (Tabelle 13). Dies entspricht dem 10 -fachen des maximal Tolerierbaren!

Die bedauerlichen Folgen dieser nichtnachhaltigen Agrar- und Umwelt-Gesetzgebung sowie Politik bleiben nicht aus: Ersichtlich wird somit wieder eine steigende Tendenz der NH₃-Emissionen des Verursacherbereiches Landwirtschaft bereits seit 1995 an wieder entsprechend zunehmenden NH₄⁺-N-Depositionen z.B in Kiefernbeständen der NBL (Taura, Rösa) und werden so zur dominierenden Depositionsbelastung im nordostdeutschen Tiefland (Schulz et al. 1997 a+b, 1998) aber auch in Sachsen (Raben et al. 1996, Leube 1998). Nach Umstrukturierung von sog. „landwirtschaftlichen Betrieben“ existieren seit 1995 wieder große Viehbestände wie z.B. auch in Neubuckow (Mecklenburg-Vorpommern) eine 800 000 Legehennen-Anlage (= 3200 GV) oder wie im Pfälzer Wald (Rheinland-Pfalz) geplant, eine 1,2 Mio. Legehennen-Anlage (= 4800 GV). Gegenwärtig sind in Deutschland 56 solcher Großanlagen in der Planungsphase (davon 34 allein in den NBL aufgrund des geringeren Widerstandes wegen der wirtschaftlichen Notlage) in denen 4,4 Mio. Legehennen und Masthähnchen sowie 320 000 Mastschweine gehalten werden sollen (BUND-Studie 1999). Die Rechtfertigung solcher Maßnahmen durch den jetzigen Bundeslandwirtschaftsminister Funke (1999) mit der Aussage „die deutschen Lebensmittel sind so gut wie nie und der Verbraucher braucht sich um deren Herkunft nicht zu kümmern“ wird allein angesichts der Umweltschäden dieser Landwirtschaft von 100 Mrd. DM/a hinsichtlich ihres Wahrheitsgehaltes ins Gegenteil verkehrt. Diese erneut Obdauerliche Entwicklung erklärt sich dadurch, daß bereits eingegangene Verpflichtungen zu entsprechend nachhaltigen Lebens- und Wirtschaftsweisen z.B. mit der Agenda 21 von Rio (1992) auch in Deutschland nicht eingehalten werden, sondern in Anpassung an die Agenda 2000 der EU (1998/99) und ihrer beabsichtigten

Tabelle 14: Die Landwirtschaft Europas am Scheideweg (~im Spannungsfeld) zwischen der not-wendigen Nachhaltigkeit von Lebens- und Wirtschaftsweisen der Agenda 21 (von Rio 1992) und der angestrebten not-mehrenden Globalisierung der Agenda 2000 der EU (1998/1999)

	Agenda 21 (von Rio 1992)	Agenda 2000 der EU (1998/1999)
1. Akteure	World Commission on Environment and Development (WCED /Brundtland Report 1987) „Our Common Future“	a) GATT →WTO → b) Europäische Kommission (Brüssel)→ c) Deutschland: DGAU (1997) und Wiss. Beirat beim BML (WBBML 1998)
2. Rechtswirksamkeit	Gegeben global (Unterzeichnerländer) seit 1992	Nicht gegeben, geplant nur in der EU (15) ab März 1999 Option: Osterweiterung der EU→Westerweiterung Osteuropas
3. Ziele bzgl. Lebens- und Wirtschaftsweisen	Nachhaltigkeit: a) Regionalisierung v. bedarfsorientierter Konsumtion und Produktion („basic needs“) →Außenhandelsschutz b) Globalisierung von verbindlichen Pflichten („aims“) mit internationaler Auswirkung, z.B. Klimaschutz Leitsatz: „Global denken, lokal handeln!“	Nichtnachhaltigkeit: a) Globalisierung (=Amerikanisierung) = „Freihandel“ weit überhöhter Ansprüche („demands“) von Konsumtion und Produktion → Schein-Liberalisierung b) Regionalisierung von unverbindlichen Pflichten („targets“) durch globalen Handel mit Pflichten (Freikaufen) Leitsatz: „Lokal denken, global handeln!“
4. Anlässe	Nichttragfähigkeit der ökonomischen, ökologischen und sozialen Situation a) national b) international: Ost / West bzw. Nord / Süd Diskriminierung: Keine, denn alle Länder sind hinsichtlich nachhaltiger Entwicklung = Entwicklungsländer	Globale (Schein-)Gewinnmaximierung → Raubtierkapitalismus (Helmut Schmidt 1998) Diskriminierung: Entwicklungs-, Schwellen-, Entwickelte Länder z.B.: Probleme südeuropäischer Länder werden „ausgeklammert“ (WBBML 1998) →Randeuropäer
5. Nachhaltigkeitskriterien		
5.1 Ökonomische Komponente	Preis-werte Agrarprodukte mit ökologischer, sozialer und ökonomischer Wahrheit (±25-35% d. Lebenshaltungskosten)→Außenhandelsschutz a) Verdoppelung der Agrarproduktpreise und Mindesthandelsspannen für die Landwirtschaft b) Garantiepreise bei Mengendisziplin bzgl. Produktion c) Arbeitsplatzgarantie Leitsatz: „Preise rauf - Mengen runter!“	Kosten-günstige Agrarprodukte (< 14% der Lebenshaltungskosten) mit ökologischer, sozialer und ökonomischer Unwahrheit, →Scheinliberalisierung a) Weitere Senkung der Agrarproduktpreise b) Große Preisschwankungen c) Einkommenseinbußen d) „Freisetzung“ von Arbeitskräften Leitsatz: „Preise runter - Mengen hoch!“
5.2 Soziale Komponente	Nur noch bedarfsorientierte Konsumtion und Produktion nur der einheimischen Bevölkerung in allen Ländern gemäß deren jeweiligen Ver- und Entsorgungsmöglichkeiten, (FAO: Welternährungsgipfel 1997) a) Integration Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfallwirtschaft b) Hilfe der (noch) Wohlhabenden bei der Selbsthilfe der weniger Wohlhabenden c) dementsprechend drastische Minderung von Konsumtion und Produktion als Grundvoraussetzung zur Erfüllung der ökologischen Komponente, d.h. Minderung der Emissionen des C, N, P und S um ~80% (s. Punkt 5.3a)	Erweiterter mengenmäßiger Marktzugang=Strategische Erschließung der Exportmärkte=Wachstumsmärkte, auch sog. Entwicklungsländer (Südrand Mittelmeer, Ostasien) / Fischler (1997/98), WBBML (1998) a) Behauptung der EU als Nettoexporteur von Getreide, Schwein-, Geflügelfleisch b) Grenzstandort d. Nordhalbkugel f. Milch-, Rinderproduktion (BSE?) c) Gesetzanpassungen für „gute fachliche Praxis“, z.B.: -Düngerverordnung (1996): max. 3,5 GV/ha -BIMSCHG (1997): genehmigungsfrei z.B. statt 700 nunmehr 2000 MPL -Gesetz zur steuerlichen Anpassung (STAG 1998): max. 10 VE/ha →Förderung der Wettbewerbsfähigkeit der Hochburgen deutscher Veredlungswirtschaft (Borchert '95) d. Wirtschaftstendentes Dtschl. (Merkel '98)
5.3 Ökologische Komponente	Integration der (Nähr-)Stoffströme a) Belastbarkeit der naturnahen Ökosysteme mit (un)vermeidbaren Emissionen des C, N, P und S begrenzt Konsumtion und Produktion b) Keine Honorierung für geringe Belastung, sondern nur für Schonung der Ver- und Entsorgungsressourcen (Umwelt)	Desintegration der (Nähr)Stoffströme a) Keine Rücksichtnahme auf Belastbarkeit der naturnahen Ökosysteme → b) Die Schädigung von Ver- und Entsorgungsressourcen wird nicht geahndet, wohl aber Ansprüche auf Bezahlung gesellschaftlich erwünschter Leistungen im Sinne einer geringen Belastung dieser Ressourcen erhoben
6. Endergebnis bis spätestens 2015	Nachhaltige Lebens- und Wirtschaftsweisen mit „weniger Luxus und mehr Freude (Walch 1998)“ und unter Wahrung regionaler Eigenständigkeiten durch erfüllte regionale und globale Verpflichtungen → Nachhaltige Marktwirtschaft ←	Globaler ökologischer sowie sozialer und deshalb auch ökonomischer Kollaps der Mit-, Um- und Nachwelt. → Desolate Weltwirtschaft →

Re319c

Osterweiterung den nichtnachhaltigen Bedingungen der Globalisierung (=Amerikanisierung) von GATT/WTO auch des Weltagrarmarktes geopfert werden (Tabelle 14). Maßgebliche Fürsprecher und Mitverursacher dieser nichtnachhaltigen Entwicklung von Landwirtschaft / Humanernährung sind in Deutschland nicht die Landwirtschaft oder die Landwirte, sondern mit

entsprechenden Gutachten die Deutsche Gesellschaft für Agrar- und Umweltpolitik (DGAU 1997) und insbesondere der Wissenschaftliche Beirat beim BML (1998) mit seiner Studie „Integration der Landwirtschaft der Europäischen Union in die Weltagrарwirtschaft“ (September 1998). Unter Hinweis auf den „Vorteil“ der für die Konsumenten noch weiter sinkenden Nahrungsmittelpreise kehren diese die o.e. notwendige nachhaltige Leitlinie „Mengen runter, Preise rauf“ bei hinreichendem Außenhandelsschutz um in „Mengen rauf, Preise runter“ bei „freiem“ Weltmarkt unter dem vorgegebenen Zugzwang der Globalisierung. Die ökologische Nachbesserung dieser Agenda 2000 durch den „Wegweiser zur nachhaltigen Landwirtschaft der EU (27.01.1999)“ beinhalten mit finanziellen Zuwendungen für die Landwirtschaft nicht etwa für Umweltentlastungen, sondern für geringere Umweltbelastungen als bisher sowie auch noch auf der Grundlage von max. 2 GV/ha LF(!) wiederum (versteckte) Subventionen. Somit werden der Landwirtschaft unter Inanspruchnahme des gegenwärtigen (Mitwelt) und zukünftigen (Nachwelt) Steuerzahlers weitere Umweltbelastungen honoriert und diese der Nachwelt hinterlassen, anstelle diese auf der Grundlage entsprechender Ordnungswidrigkeiten mit Abgaben zu versehen und im Sinne hier einer vom Autor (Isermann und Isermann 1995) vorgeschlagenen Nährstoffüberschuß-Lenkungsabgabe einkommensneutral für den Steuerzahler den Landwirten zukommen zu lassen, welche nach Maßgabe der Unterschreitung der kritischen Nährstoff-Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme und damit des tolerierbaren Nährstoff-Überschußsaldos tatsächlich eine Entlastung der Umwelt herbeiführen. Voraussetzung hierfür sind jedoch Agrarprodukt-Preise, die ihre ökologische Wahrheit beinhalten, welche aber bei der Agenda 2000 noch viel weniger als bisher erfüllt ist. In Bayern und somit auch im deutschen DEZ führt dies z.B. nun dazu, daß bereits eingegangene Versprechen zur Minderung aller N-Emissionen der Landwirtschaft um -50% im Zeitraum 1995/2000 (N-Programm 2000/1995) nicht eingehalten werden, sondern jetzt auch auf seinen Antrag (Glos 1998) beim nunmehr mit dem von Borchert und Waigel innerhalb von nur 7 Wochen geschaffenen Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (STAG vom 08.05.98) nunmehr allgemein in Deutschland „zur Beseitigung von Hemmnissen bäuerlicher Betriebe hin zu wettbewerbsfähigen Strukturen“ und zur „Abgrenzung von gewerblichen Betrieben mit noch höheren Besatzdichten“ einzelbetriebliche Viehbesatzdichten von bis zu 10 VE/ha (steuerlich) gefördert werden mit somit tolerierten maximalen N- und P-Ausscheidungen von 1000

bzw. 160 kg/ha *a. Auf diese Weise werden auch die Zielsetzungen von Pfündl (1998) und damit auch des Donauschutzabkommens von Sofia (1994) den Verursacherbereich Landwirtschaft im deutschen und insbesondere im bayerischen DEZ betreffend zunichte gemacht, welche er wie folgt beschreibt: „ Das Verursacherprinzip und das Vorsorgeprinzip, der Stand der Technik sowie die beste Umweltpraxis beim Umgang mit Nährstoffen in der Landwirtschaft sind Grundlagen des Handelns. Auch in Baden-Württemberg verkommt die SchALVO (1987/92) und erst recht ihre beabsichtigte Novellierung (1998/99) mit einem bisherigen Kostenaufwand von 1,5 Mrd. DM zum Agrarsubventionsmodell ohne erbrachten (flächendeckenden oder gar raumerfüllenden) Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor Nitrat aus der Landwirtschaft (Eingriffswert für Nitrat-N-Auswaschung nur im Zeitraum September bis Dezember (also nur in 4 von 12 Monaten) von > 70 kg /ha LF!) und demzufolge bei völlig unzureichendem Kosten-Nutzen-Verhältnis (Rohmann 1997; Isermann 1998; Sigrist 1998).

Deshalb werden z.B. in Deutschland auch die NH₃-N-Emissionen der Landwirtschaft auch weiterhin auf ca. 4fach zu hohem Niveau unverändert bleiben oder gar noch ansteigen, während der Energiebereich einschließlich Verkehr die NO_x-N-Emissionen bis 2005 bezogen auf das Ausgangsjahr 1995 zwar auch nicht hinreichend, jedoch um ca. -28% zu vermindern vermag. (Tabelle 15).

Auf keiner dieser in vielerlei Hinsicht bedauerlichen Aktivitäten des BML gehen letztlich weder der SRU (1998) noch Frede und Dabbert (1998) ein.

Diese Handlungsweisen der Agrar- und Umweltpolitik entsprechen also dem allgemeinen Trend der nationalen und EU-Politik zur Globalisierung der Weltmärkte auch im Agrarbereich mit der Agenda 2000 (1998) sowie unter Nichtbeachtung des Nachhaltigkeitsprinzips der Agenda 21 von Rio (1992). Hierbei ergeben sich die notwendigen Handlungsziele und Lösungsansätze einerseits auf dem Rechtswege und andererseits in einer grundlegenden Novellierung dieser o.e. nichtnachhaltigen Gesetze gemäß den Nachhaltigkeitsgrundsätzen der Agenda 21 von Rio (1992) auf der Grundlage des bereits hinreichend vorhandenen Wissens und demzufolge ohne weiteren Forschungsbedarf.

Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur ursachenorientierten und hinreichenden Minderung der Nährstoffbelastung von Gewässern aus der Landwirtschaft als Bestandteile integrierten Umweltschutzes und einer insgesamt nachhaltigen Landnutzung

Tabelle 15: Entwicklung
 1. der NH_y –N-Emissionen der Landwirtschaft (ohne Energiebereich) sowie
 2. Der NO_x –N-Emissionen des Energiebereichs (ohne natürliche Quellen)
 A) in Deutschland von 1990 bis 1995/96, B) ihre Prognosen für die Jahre 2005 und 2015 C) und maximale tolerierbare Soll-Werte bis 2015 (NAHAL) unter Berücksichtigung der durchschnittlichen kritischen N-Eintragsrate in Waldökosysteme von 10 kg N/ha*a)

Jährliche Emissionen der Versauerbereiche	A) Ist-Zustände			B) Prognosen		C) Soll-Zustand
	1990	1992	1995/96	2005	2015	< 2015(NAHAL)
1. Landwirtschaft: NH _y -N (NH ₃ -N -> NH ₄ -N) Gesamt (kt)	729 (48) [100]	614 (46) [84]	608 (52) [83]	650 (63) [89]	700 (70) [96]	180 (50) [25]
... davon:						
1.1 Tierhaltung						
a) kt	666	554	542	580	625	160
b) kg / GV	36	36	36	36	32	18
c) mit Mio GV	(13,3+5,2=)18,5	(12,6+2,8=)15,4	(12,3+2,8=)15,1	(12,6+3,5=)16,1	(14,3+5,2=)19,5	(5,7+2,8=)8,5
1.2 Mineraldüngung, Böden und Pflanzen	63	60	66	70	75	20
2. Energiebereich: NO _x -N (NO-N -> NO ₂ -N) Gesamt (kt)	803 (52) [100]	717 (54) [89]	566 (48) [70]	380 (37) [47]	300 (30) [37]	180 (50) [22]
... davon:						
2.1 Verkehr, direkt (kt)	453	420	345	180	110	35
...davon Straßenverkehr:						
a) kt	372	351	276	140	76	28
b) kg / KFZ	(1986 ABL:16,3)9,3	8,3	6,0	2,8	1,4	1,4
c) mit Mio. KFZ	40,0	42,4	45,9	50,0	55,0	20,0
...davon PKW (kt)	236	192	128	46	28	20
mit zusätzlich N ₂ O-N (kt)	5	10	12	12	11	7
2.2 Kraft-, Fernheizwerke, Industrieerzeugnisse, -prozesse, Haushalte, Kleinverbraucher	350	297	221	200	190	145
3. Gesamt: Landwirtschaft und Energiebereich: NH_y-N + NO_x-N	1532 (100) [100]	1331 (100) [88]	1174 (100) [77]	1030 (100) [67]	1000 (100) [65]	360 (100) [23]

re315sam

Im Gegensatz zu bisher ist also für die nachhaltige Gestaltung des Komplexbereiches „Landwirtschaft/Humanernährung/Abwasser- und Abfallwirtschaft“ eine ebenso nachhaltige nationale und internationale (bes. EU, WTO) Agrar- und Umweltgesetzgebung sowie -Politik erforderlich, integriert innerhalb einer alle Wirtschaftsbereiche erfassenden nachhaltigen Marktwirtschaft mit einerseits einer möglichst weitgehender Regionalisierung von Produktion und Konsumtion und andererseits einer ebenso möglichst weitgehenden Globalisierung zur Übernahme von notwendigen Verpflichtungen zum Schutz der Versorgungs- und Umwelt-Ressourcen für die Nachwelt (Nachweltschutz) entsprechend den bereits eingegangenen Verpflichtungen mit der Agenda 21 von Rio (1992).

3 Literatur

Die hier im Text erscheinenden und weitere ca. 300 Literaturzitate sowie weiterführende Ausführungen zu dieser Thematik der nachhaltigen Landwirtschaft/Landnutzung können folgenden Publikationen entnommen werden:

1. Dem Literaturverzeichnis des ersten Beitrages des Autors zu diesem ÖWAV-Seminar (Anm.d.Red: Isermann K.; Der Beitrag von Deutschland zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen, Wiener Mitteilungen 155 (1999), 87-106
2. den 70 Publikationen der Autoren Isermann und Isermann (1990/99) mit entsprechendem Publikationsverzeichnis, welches beim Autor angefordert werden kann.
3. Isermann, K., Isermann, R., (1997) : Globale, territoriale, regionale und betriebliche (Nähr-)Stoffbilanzierung als Grundlage ursachenorientierter und hinreichender Lösungsansätze zur Umsetzung einer nachhaltigen Landnutzung. Workshop des österr. Umweltbundesamtes (Wien) am 20. bis 21. Juni 1996 in Wien zur Thematik: „Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft: betrieblich, regional und national“. Tagungsbericht Band 20: Hrsg. Umweltbundesamt Österreich, Spittelauer Lände 5, A 1090 Wien, 241-313
4. Isermann, K. , Isermann, R., (1998a): Eine nachhaltige Tierproduktion der Landwirtschaft in Deutschland, der Europäischen Union und in Polen aus der Sicht des Nährstoffhaushaltes und unter besonderer Berücksichtigung einer zukünftig bedarfsorientierten und gesunden (Protein-)Ernährung ihrer Bevölkerung. Workshop „Kriterien der Nachhaltigkeit in der Verfahrensentwicklung für die Nutztierhaltung“

am 25./26.Nov. 1998 in Berlin des Umweltbundesamtes und der Agrartechnik
Bornim/Humboldt Universität Berlin. (Tagungsband im Druck)

5.Isermann, K. , Isermann, R., (1998b): Food production and consumption in Germany: N flows and N emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems 52, 289-301

6.Isermann, K. , Isermann, R., (1999): Auswirkungen der aktuellen Agrar- und Energie- und Umwelt-Gesetzgebung sowie -Politik auf die Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden der Verursacherbereiche Landwirtschaft bzw. Energiewirtschaft in Deutschland von 1990 bis 2015. Im Druck: Allgemeine Forst Zeitschrift 1999

Dr. Klaus Isermann

Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur

Heinrich-von-Kleist-Straße 4
D-67374 Hanhofen

Tel.: + 49 (06344) 29 83

FAX: + 49 (06344) 93 72 64

E-Mail: isermann.bnla@t-online.de

Möglichkeiten und Grenzen der Reduktion von Nährstoffverlusten aus landwirtschaftlichen Flächen

Arnold Köchl

Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien

1 Einleitung

Die Landwirtschaft als Stoffdrehzscheibe zwischen den Ressourcen des Bodens und den Bedürfnissen des Marktes bzw. zwischen der Urproduktion und der urbanen Konsumgesellschaft hat in den Nachkriegsjahrzehnten - wie die Gesellschaft in anderen Bereichen auch - den Stoffdurchsatz aus vielerlei Gründen (auch den der Volksernährung) beträchtlich gesteigert und dadurch die vom Boden beeinflusste Hydrosphäre mancherorts in Mitleidenschaft gezogen. So hat etwa der Einsatz an Handelsdüngerstickstoff von 1945 - 1997 von 5 auf 50 kg/ha und Jahr zugenommen, sodaß Wasser beim Durchsickern von Kulturböden heute vielfach mehr Nitrat aufnimmt als vor Veränderung des Stickstoffregimes. Von der Intensität des Betriebsmittelaufwandes abgesehen, laufen Beeinträchtigungen der Qualität von Grund- und Oberflächengewässer aber in besonderem Maße parallel zum Ausmaß an Ackerfläche einer Region, der Einseitigkeit in der Fruchtfolge, der Dichte des Tierbestandes, der Durchlässigkeit bzw. Seichtgründigkeit des Bodens und der Grundwasserneubildungsrate.

Als gewässerverunreinigende Nährstoffe des landwirtschaftlichen Betriebsmitteleinsatzes stehen Stickstoff und Phosphor im Vordergrund. Während ersterer sowohl über gasförmige N-Verluste (Ammoniak, Lachgas, NO_x) als auch durch Auswaschung und Oberflächenabfluß in die Gewässer gelangen kann, kommt für Phosphor primär die Bodenerosion als Verlustquelle in Betracht. Nahezu unabhängig von der Art des Austragspfades bieten sich in der Rangfolge ihrer Wirksamkeit nachstehende Möglichkeiten zur Eindämmung bzw. Vermeidung einer Kontamination der Gewässer mit N und P primär an.

2 Reduktionsmöglichkeiten und -grenzen

2.1 Bestmögliche Bodenbedeckung mit Pflanzen

2.1.1 Zwischenfruchtbau

Die Auswaschung oder Abschwemmung von Pflanzennährstoffen hängt nicht primär von ihrem Angebot, sondern vom Grad der Bodenbedeckung mit Pflanzen ab. Nitratfreisetzung und Pflanzenwachstum verlaufen in der Natur gleichsinnig, gesteuert von den Temperatur- und Feuchtebedingungen. Fehlt die aufnehmende Pflanzendecke durch Eingriff des Menschen, akkumuliert das Nitrat und unterliegt der Auswaschung. Dafür gibt es überzeugende Befunde aus Lysimeterversuchen. Beispielhaft seien jene von FURRER (1986) angeführt, welche zeigen, daß der N-Austrag mit der Dauer des Pflanzenbewuchses, nicht aber mit der Höhe der Düngung einhergeht (Tabelle 1)

Tabelle 1: Nitrat Auswaschung bei unterschiedlicher Bepflanzung u. N-Düngung ¹⁾
(Mittel aus 5 Versuchsjahren)

Kultur	Düngung		Auswaschung (kg N/ha/y)	
	kg N/ha	Form	sandiger Lehm	lehmiger Sand
keine		keine	100	167
Gerste-Mais	120	Handelsd.	73	66
Gerste(+Raps)-Mais	160	Handelsd.	26	18
Gras		keine	7	6
Gras	250	Handelsd.	8	9
Gras	689	Schweinegülle	7	5

1) Furrer O., 1986, Dokumentation zur Tagung Bodengesundheit, BMLF

Auch jüngste Ergebnisse des Bundesamtes und Forschungszentrums für Landwirtschaft weisen in diese Richtung (BÖHM et al., 1999). In einem 15 Prüfglieder umfassenden Feldversuch mit Krümenlysimetern im niederösterreichischen Alpenvorland (Wolfpassing, Parabraunerde, 900 mm

NS, 300 mm Sickerwasser) wurde in der Folge Sommergerste - Körnermais der Einfluß einer Zwischenfrucht (Raps, Winterroggen + Bastardraygras, Winterroggen + Wicke) und Stickstoffdüngung (0 - 190 kg N/ha) mit Gülle (30 m³ im Spätsommer od. Herbst und/oder vor d. Anbau od. 20 m³ i.d. 30 cm hohen Bestand) und/oder Handelsdünger auf den Ertrag und die Nitratstickstoffverluste durch Auswaschung über mehrere Jahre getestet. Die Sickerwassergewinnung erfolgte mit 30 Sammlern in 1,4 m Tiefe und Absaugung mit Unterdruck (0,3 bar). Die Resultate der drei Prüffahre mit Körnermais zeigen (Abbildung 1), daß alle Zwischenfruchtvarianten die ansonsten über dem Trinkwassergrenzwert gelegenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser massiv abzusenken vermochten, wobei mit Raps durchwegs Werte um 25 mg/l erzielt werden konnten. Mit 15 - 18 kg/ha N-Jahresaustrag weisen sogar die Varianten mit höchsten N-Dosierungen (= Prüfgl. 13 u. 14, 150 - 190 kg N/ha) unter dem Einfluß der Zwischenfrucht die geringsten Verlustraten auf. Zugleich erbrachten diese Varianten die höchsten Erträge (88,4 bzw. 87,1 dt ha Maiskorn). Im Gegensatz dazu liegt der N-Austrag der ungedüngten Mais-Kontrollparzellen (= Prüfgl. 1) bei 55 kg N/ha und der Ertrag bei nur 75,7 dt Korn/ha. Bemerkenswert, dass bei Verzicht auf Zwischenfruchtbau nur noch die Gülleausbringung zu Stroh mit akzeptablen NO₃-Gehalten im Sickerwasser verbunden war (N-Bindung durch Strohhrotte) und Gaben bis 90 kg N/ha in Form von Mineraldünger oder Gülle geringere Wasserkontaminationen ergeben haben als völliger Düngungsverzicht (raschere Jugendentwicklung). N-Aufwendungen von 120 bzw. 160 kg N waren unter diesen Umständen zuviel.

Die Nitratbelastung des Sickerwassers in Abhängigkeit von Zwischenfrucht und N-Düngung zu Körnermais ¹⁾

(Mittelwerte 1991, 1993, 1995)

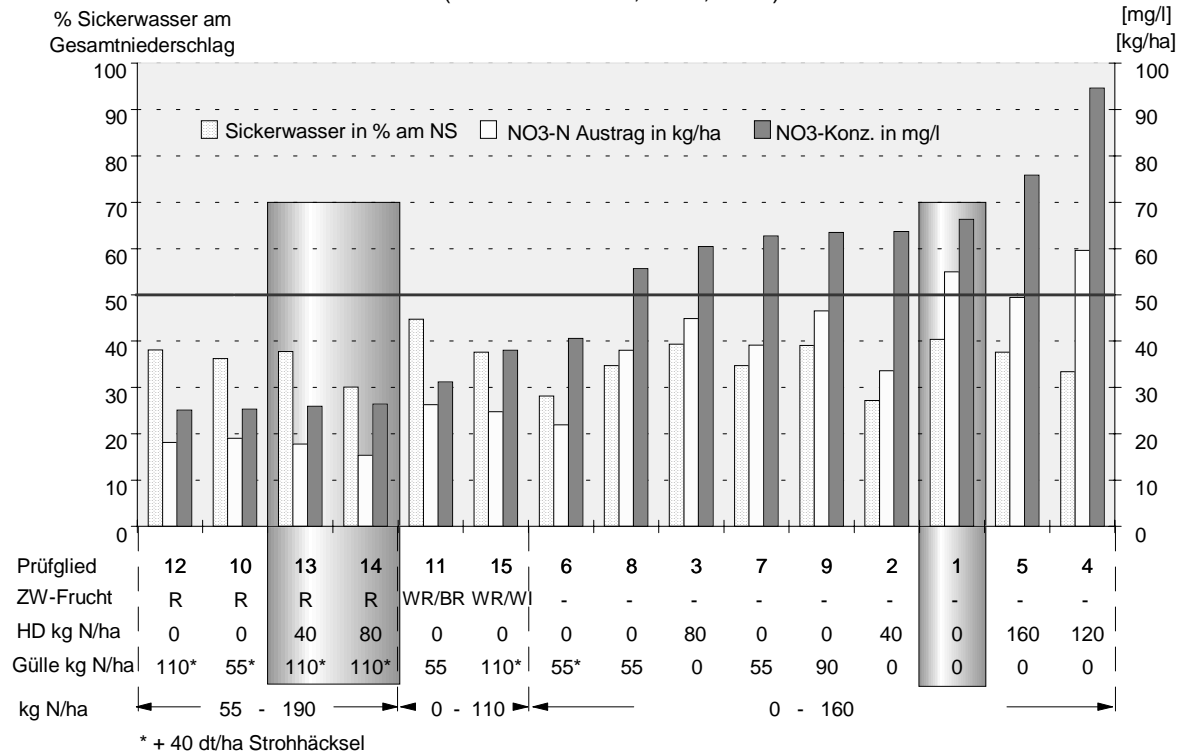
¹⁾Böhm K. et al., 1999, Bericht 8. Lysimetertagung Gumpenstein, in Druck

Abbildung 1: Nitratbelastung des Sickerwassers in Abhängigkeit von Zwischenfrucht und N-Düngung zu Körnermais

Dem grundwasserschonenden und erosionshemmenden Wert von Gründecken folgend sieht das österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) im Rahmen der Maßnahmen „Fruchtfolgestabilisierung“, „integrierter kontrollierter Obst- und Weinbau“ und „Flächenbereitstellung für ökologische Ziele (auch auf ausgewählten konjunkturellen Stilllegungsflächen)“ Verpflichtungen zur Flächenbegrünung vor, die ein Ausmaß von jährlich rund 285 000 ha oder 20 % der Ackerfläche erreichen. Zusammen mit den Winterungen (Winterraps, Wintergerste, Winterroggen, Triticale, Winterweizen und Dinkel) sind somit rund 740 000 ha od. 59 % der um den Feldfutterbau verringerten Ackerfläche (= 1,25 Mio ha) auch in der Nachernteperiode begrünt. Auch wenn die N-konservierende Leistung unbestockter Wintersaaten (Winterweizen, Dinkel) als gering einzustufen ist, verbleiben rund 500 000 ha oder 40 % des Ackerlandes im Bereich wirksamen Schutzes durch Begrünung.

Wiewohl durch vermehrten Umstieg von Sommer- auf Wintergetreide (Gerste) und weitergehendem Zwischenfruchtbau noch zusätzlich Flächenteile für die Herbst- und Winterbegrünung rekrutiert werden könnten, für rund 300 000 ha Ackerland, das mit Körnermais, Sonnenblumen, Ölkürbis, Spätkartoffel, Zucker- und Futterrübe jährlich bebaut wird, sind effektive Nacherntebegrünungen wegen des späten Erntezeitpunktes kaum möglich. Versuche mit Zwischenfruchteinsaaten in Hackfruchtbestände haben sich wegen Ertragsbeeinträchtigung und Ernteerschwernis bislang jedenfalls nicht durchgesetzt.

Effektivste Form des Zwischenfruchtbaues für den Wasserschutz ist zweifellos die Begrünung mit winterharten Pflanzenarten (Raps, Rüben, Chinakohl-Rübenbastard, Landsberger Gemenge, Raygras etc.). Wenn die Anlage winterharter Gründecken von der Landwirtschaft nur eingeschränkt realisiert wird, so hat dies vielfach pflanzenbauliche und phytosanitäre Gründe: Wassermangel für die Folgefrucht (Trockengebiet), Verlust an Wintergare, Anbauverzögerung im Frühjahr, Nematodenübertragung durch Kreuzblütler (in Fruchtfolgen mit Zuckerrübe od. Raps) etc.

2.1.2 Grünlandsicherung (und -mehrung)

Was mit enger Kulturfolge und Zwischenfruchtbau als System Immergrün im Ackerbau näherungsweise versucht wird, liegt im Grünland und insbesondere im weitgehend naturnahen Ökosystem Wald bereits in Idealform vor. Österreich ist in der glücklichen Lage, 47 % seines Bundesgebietes bewaldet zu haben (EU: 27 %). Unter Hinzurechnung des hohen Grünlandanteiles von 23 % und der auf Feldfutterbau (ohne Silo- und Grünmaisnutzung) und Brache entfallenden Flächen zählen 73 % des Staatsgebietes zur wasserwirtschaftlich weitgehend unproblematischen Flächennutzung. Lediglich 15 % des Gesamtterritoriums oder 1,25 Mio Hektar sind vom Fruchtwechsel betroffenes Ackerland (Abbildung 2). Der mit 12 % nur wenig kleinere Anteil sonstiger (außerlandwirtschaftlicher) Flächen verdient Erwähnung, worunter auch die seit 1950 von der Landwirtschaft für Siedlung, Industrie, Verkehr, Rohstoffabbau, Deponien, Freizeitanlagen und andere für die Wasserqualität nicht immer förderlichen Zwecke abgetretenen Flächen im Ausmaß von 600.000 ha (= doppelte Weizenanbaufläche Österreichs) fallen. Abbildung 3 veranschaulicht die drastische Abnahme der landw. Nutzfläche im erwähnten

Zeitraum. Die Gesamtreduktion beläuft sich auf rund 800.000 ha, wovon 200.000 ha in die wasserwirtschaftlich günstigste Nutzungsform Wald umgewandelt worden sind.

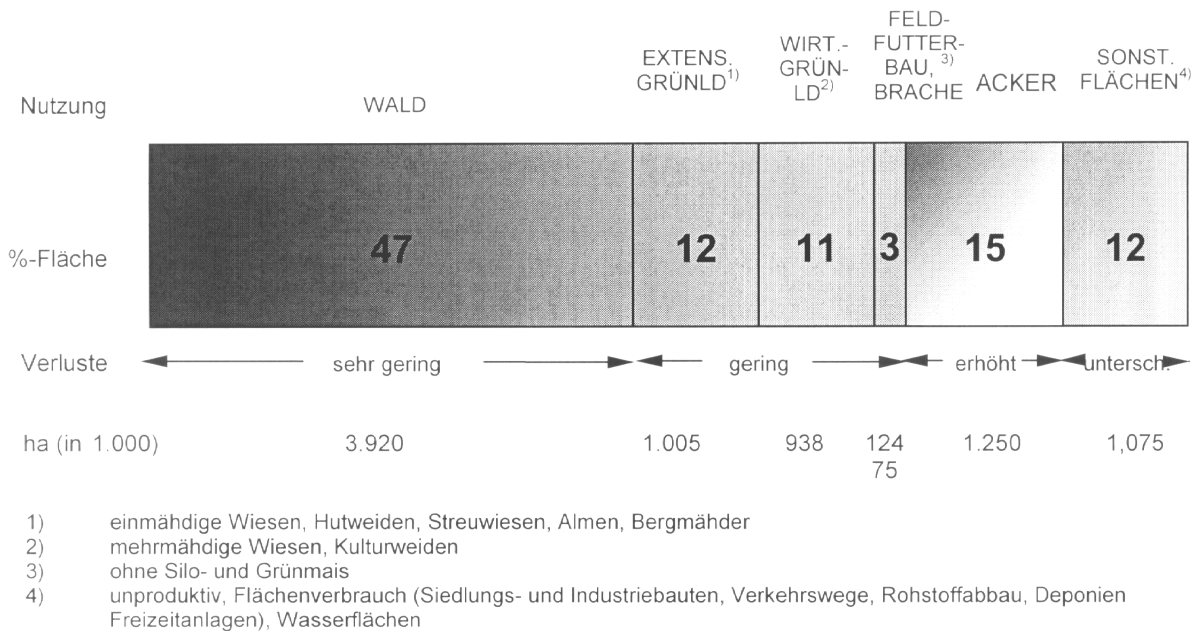


Abbildung 2: Nährstoffverlustpotential und Flächennutzung Österreichs

Gegenläufige Flächenentwicklung in der Land- und Forstwirtschaft

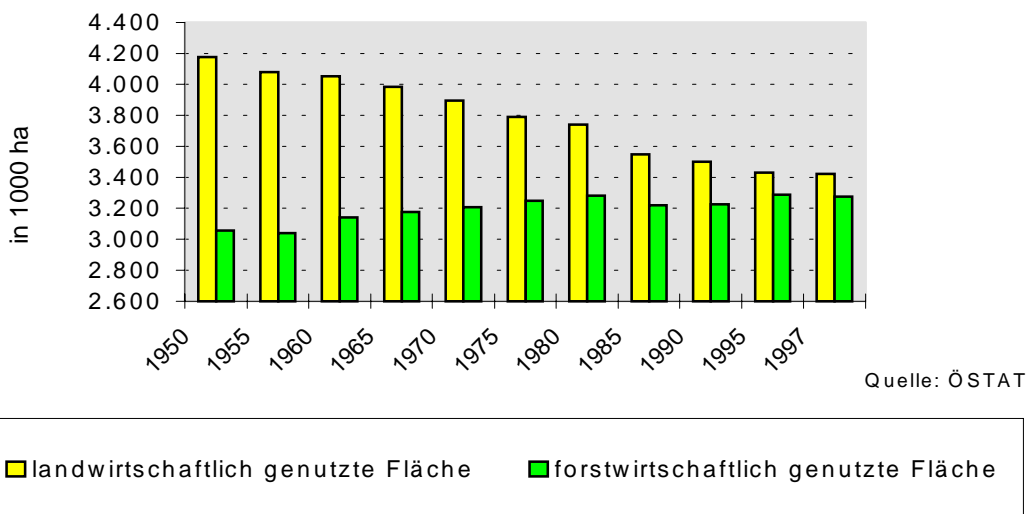


Abbildung 3: Gegenläufige Flächenentwicklung in der Land- und Forstwirtschaft

Im Gegensatz zum Wald hat die nährstoffverlustarme Nutzungskategorie „Grünland“ im Vergleichszeitraum einen Flächenschwund aufzuweisen. Dieser konnte - wie aus Abbildung 4 hervorgeht - mit Einführung des ÖPUL 1995 gestoppt werden. Zahlreiche Förderungsmaßnahmen sind seither an die Erhaltung des Grünlandflächenausmaßes geknüpft. Unter Berücksichtigung der Maßnahmenakzeptanz besteht für 85 % der landw. Nutzfläche Österreichs ein Grünlandumbruchsverbot. Damit wird einem wasserwirtschaftl. Schutzziel in hohem Maße entsprochen.

Zeitliche Entwicklung der Grünlandflächen Österreichs

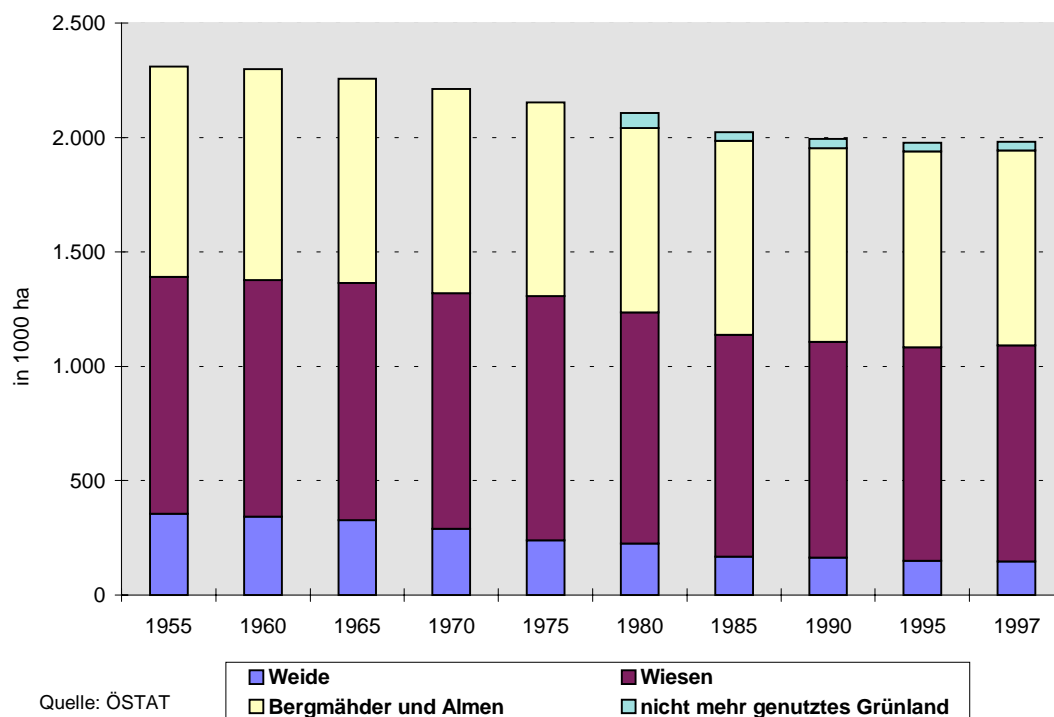


Abbildung 4: Zeitliche Entwicklung der Grünflächen Österreichs

2.1.3 Fruchtfolgevielfalt

Neben dem Ausmaß an Ackerfläche und ihrer Begrünung bestimmt Art und Rhythmus der Bepflanzung einer Region den Oberflächenabtrag oder die Tiefenverlagerung von Nährstoffen. Nehmen die Hauptfeldfruchtarten, wie Getreide und Mais in der Fruchtfolge besonders überhand oder dringen

großflächig in Problemregionen vor (Silomais), liegt in der Anbau- und Nachernteperiode der Boden weiter Landstriche zeitgleich offen und ungeschützt. So hat der Getreide- und Maisanteil beispielsweise in den Bezirken Mistelbach und Bruck a.d. Leitha vor Jahren gegen 90 % der Ackerfläche erreicht und liegt heute dank der Förderungsmaßnahmen für Alternativkulturen und Fruchtfolgestabilisierung unter 70 %. ÖPUL legt im betreffenden Maßnahmenpaket als Maximalgrenze für die gesamte Ackerfläche des Betriebes den Wert von 75 % für Getreide und Mais fest. Abbildung 5 veranschaulicht den landesweiten Rückgang der Getreidefläche um rund 200 000 ha.

Mais- und Getreideanbauflächen in Österreich 1955-1997

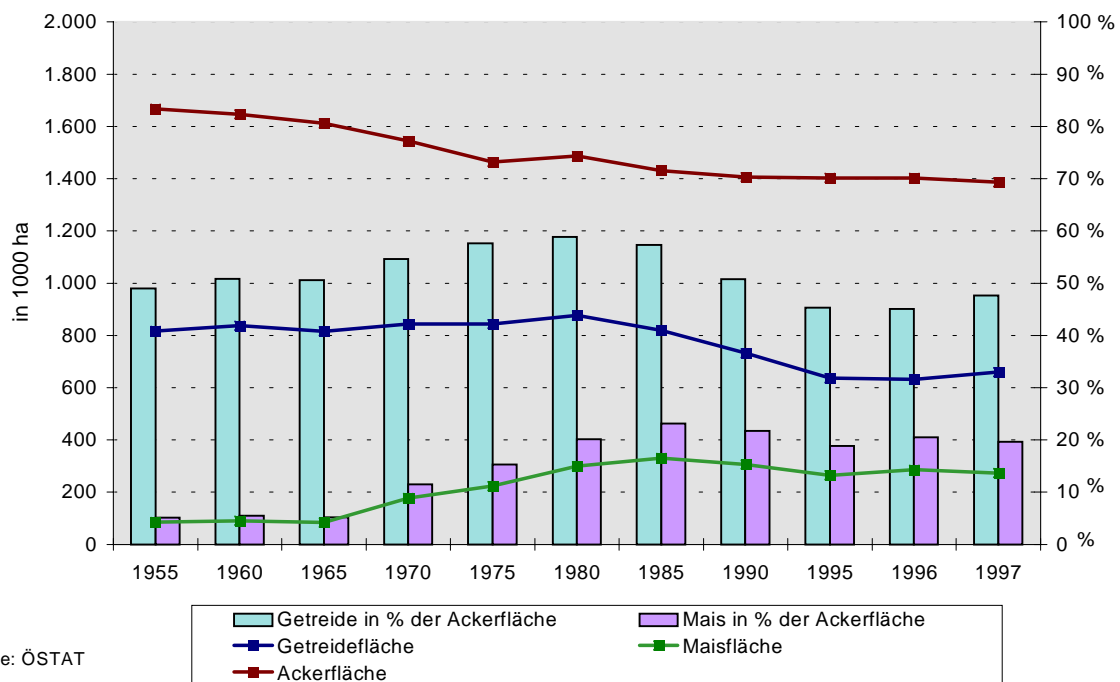


Abbildung 5: Mais- und getreideanbauflächen in Österreich 1955 – 1997

Mais wird gegenüber 1985 heute um 57 000 ha oder 17 % weniger gebaut. Hierunter ist der Rückgang der Silomaisanbaufläche mit 38 000 ha bzw. - 31 % erfreulicherweise überproportional.

2.1.4 Sonstige pflanzenbauliche Maßnahmen

Über eine Reihe von sonstigen pflanzenbaulichen Maßnahmen wird versucht, in erosionsgefährdeten Gebieten und zu Zeiten mit erosiven Starkregenereignissen (ab Mai) den Bodenabtrag durch frühzeitige Entwicklung eines schützenden Pflanzendaches (Artenwahl, Frühanbau, Förderung der Jugendentwicklung etc.), Belassen einer Mulchdecke, eingeschränkte Bodenbearbeitung und Spezialanbauverfahren (Direktsaatverfahren, Streifenfräs- und Schlitzsaatverfahren etc.) sowie Hangquerbearbeitung u. -saat zu vermeiden. Sie alle sind in der Regel mit erhöhten Kosten und verringerten Ernten verbunden, sodaß sich Maßnahmen dieser Art nur langsam durchsetzen oder durch Flächennutzungsänderung ersetzt werden. Die Verringerung der Silomaisanbaufläche um fast ein Drittel weist in letztere Richtung. In diesem Zusammenhang muß auch festgestellt werden, dass die übliche Schätzgröße von 380 000 Hektar erosionsgefährdeter Böden Österreichs korrekturbedürftig ist. Sie unterstellt allen Hackfrucht- und Weinbauflächen des Landes Erosionsgefahr, was für mehr als 50 % der Hackkulturen in den Tal- und Beckenlagen und 64 % der Weinbauflächen, die im Rahmen der kontrollierten integrierten Produktion verpflichtend zu begrünen sind, gegenwärtig nicht zutrifft. Da den vorgenannten 380 000 Hektar nicht nur Gefährdung, sondern auch ein durchschnittlicher Bodenabtrag von 21 t je ha und mit ihm ein Nährstoffverlust von durchschnittlich 40 kg Stickstoff und 20 kg Phosphor (= mit 45 kg P₂O₅ > Jahresdüngung) je Hektar und Jahr zugeordnet wird, führen hieraus errechnete Nährstoffeintragsquoten in die Fließgewässer zu unrealistisch hohen Beitragswerten der Landwirtschaft.

2.2 Maßvolle Nährstoffzufuhr

Weitgehend geschlossene Nährstoffkreisläufe sind Kennzeichen natürlicher Ökosysteme. Dieser Zustand kann in Agrarökosystemen wegen produktionsbedingter Abfuhr von Ernteprodukten, welche Nährstoffe enthalten, nicht erreicht werden. Die räumliche Trennung von Produzenten und Konsumenten macht einen geschlossenen N- und P-Kreislauf unmöglich, zumal die außerhalb des Systems Landwirtschaft lebenden Bevölkerungsteile bereits mehr als 95 % ausmachen und auch bei vollständiger landw. Verwertung der Siedlungsabfälle nur rund 15 % der Nährstoffe recycelt würden. 85 % des Nährstoffexportes gehen also in jedem Fall außerhalb des Systems Landwirtschaft verloren.

Der kalkulierte Stickstoffabgang Richtung Siedlungsraum beläuft sich laut Tabelle 2 auf 35 kg N/ha düngungswürdiger Fläche Österreichs. Da weder der über Handelsdünger und Zukauffuttermittel importierte (65 kg N/ha) noch der im System über Wirtschaftsdünger umlaufende Stickstoff (68 kg N/ha) infolge von Ausgasung im Stall, auf der Düngerstätte und im Boden in Form von Ammoniak (64 kt) verlustlos in der Pflanze oder gar den tierischen Erzeugnissen (Milch, Fleisch etc.) ankommen kann, muß der Fremdimport auch die Dünger-N-Verlustquote von rund 26 kg N/ha abdecken. Daraus folgt, daß die heimische N-Düngungsbilanz gesamthaft gesehen nur einen geringen Überhang aufweist bzw. allzugroßer Spielraum für eine weitere Absenkung des Nährstoffinputes nicht besteht. Auch ein Abbau noch vorhandener (struktureller) Produktionsüberschüsse würde den N-Verbrauch nur um rund 10 kg N/ha sinken lassen. Ein begrenztes Einsparungspotential liegt ferner in der Ausschöpfung aller N-Verlustvermeidungsmöglichkeiten bei Wirtschaftsdüngerbehandlung, -ausbringung und -verteilung. Die Globalbeurteilung einer ausgeglichenen Bilanz gilt natürlich nicht für einzelne Überschußbetriebe und -gebiete.

Die Überschlagsrechnung berücksichtigt nicht die Schätzung der natürlichen N-Austauschraten zwischen Atmosphäre und Boden (biolog. N₂-Fixierung, natürl. N-Ausgasung aus Böden), weil aufgrund der großen Bandbreite von Literaturangaben derartigen Ziffern ein hohes Maß an Beliebigkeit zukommt. Auch wird auf unvermeidlich auftretende Verluste durch Auswaschung nicht näher eingegangen.

Tabelle 2: Stickstoff-Grobbilanz der österr. Landwirtschaft
(kg N je ja düngungswürdiger Fläche)

Komponente	Zufuhr	Abfuhr
Handelsdünger	51	
Futtermittelimport	14	
Nahrungsmittel		35
Gasf. DM-N-Verluste (auch d. umlauf. Wirtschaftsdünger, nicht d. nat. Ausgasung aus Böden))		26
Summe	65	61

Bei alleiniger Betrachtung der N-Relation von Handelsdünger- und Eiweißfuttermittelimport zu Nahrungsmittelexport ergibt sich ein Wert von 2 : 1 bzw. eine N-Ausnutzung von rund 50 %. Dieser Prozentsatz schneidet im internationalen Vergleich sehr gut ab. Gemessen an mineralischen Düngemittelaufwendungen der EU liegt der österreichische Stickstoffkonsum weit unter dem europäischen Ländermittel; nur Spanien, Portugal und Griechenland wenden ähnlich niedrige Mengen je Flächeneinheit auf. An der Rangfolge im Ländervergleich ändert auch die einseitige Einschränkung der Berechnungsbasis auf die düngungswürdige Fläche Österreichs wenig (51 kg).

Tabelle 3: Vergleich der mineralischen Reinnährstoffaufwandmengen auf der landw. Nutzfläche in der EU für 1996¹⁾

Mitgliedsländer	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
Belgien/Luxemburg	116		32		61	
Dänemark	107		20		36	
Deutschland	102		24		37	
Finnland	70		23		29	
Frankreich	84		35		50	
Griechenland	38		17		6	
Großbritannien	79		23		28	
Irland	90		34		38	
Italien	57		29		25	
Niederlande	188		31		37	
Portugal	38		19		13	
Schweden	60		15		16	
Spanien	37		18		15	
Ø EU 15	69		25		29	
Österreich 93/94	36 ¹⁾	51 ²⁾	18 ¹⁾	25 ²⁾	22 ¹⁾	31 ²⁾
Österreich 94/95	34	48	16	22	18	25
Österreich 95/96	36	51	15	17	17	24
Österreich 96/97	38	53	17	24	21	29
Österreich 97/98	37	51	17	23	18	25
1) Bezugsfläche: Landwirtschaftliche Nutzfläche 1994						
2) je ha düngungswürdiger Fläche						
QUELLE: FAO-Datenbank (Stand Nov. 1998)						

Dem Zeitvergleich im österreichischen Düngemittelverbrauch (Abbildung 6) ist zu entnehmen, daß die jährliche Zufuhr an Grundnährstoffen durch Mineraldünger heute 23 kg P_2O_5 und 25 kg K_2O je Hektar düngungswürdiger Fläche beträgt. Das ist gegenüber den Verbrauchsspitzen in der Vergangenheit ein Rückgang um 50 % und ein Absinken auf das Niveau Ende der Fünfzigerjahre. Dementsprechend ausgeglichen präsentiert sich die Übersicht über die Bodenversorgungsgrade mit P und K (Tabelle 4), wo nur in sehr bescheidenen Anteilen überhöhte Gehalte festzustellen sind (0 - 9 %). Hingegen liegen je nach Bundesland 46 - 72 % der Böden in den Phosphatversorgungsstufen mangelhaft und niedrig (Gehaltsstufen A u. B). Dass ungenügende P-Versorgung auch starke Ertragsdepressionen zur Folge hat sei anhand eines Langzeitversuchsergebnisses aus Fuchsenbigl (Laufzeit 45 Jahre) demonstriert, wo die P_0 -Variante mit 6,5 mg $P_2O_5/100$ g Boden der Gehaltsstufe B entspricht und nur 50 - 75 % der Vergleichsleistung ausreichend P-versorgter Versuchspartzellen erbringt (Abbildung 8, Tabelle 5). Ähnliche Ertragsreaktionen zeitigt N-Mangel (Abbildung 9).

Tabelle 4: Anteile (in %) der Bodenproben in den Nährstoff-Gehaltsstufen nach den Bodenzustandsinventuren einiger österreichischer Bundesländer

Gehaltsstufe										
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
	Phosphat (P_2O_5)					Kali (K_2O)				
Burgenland	34	22	32	7	6	16	25	33	20	6
Niederösterreich	32	14	40	10	5	11	19	41	20	9
Oberösterreich	40	23	24	9	4	10	30	38	17	6
Steiermark	52	20	16	12	-	14	35	32	17	2

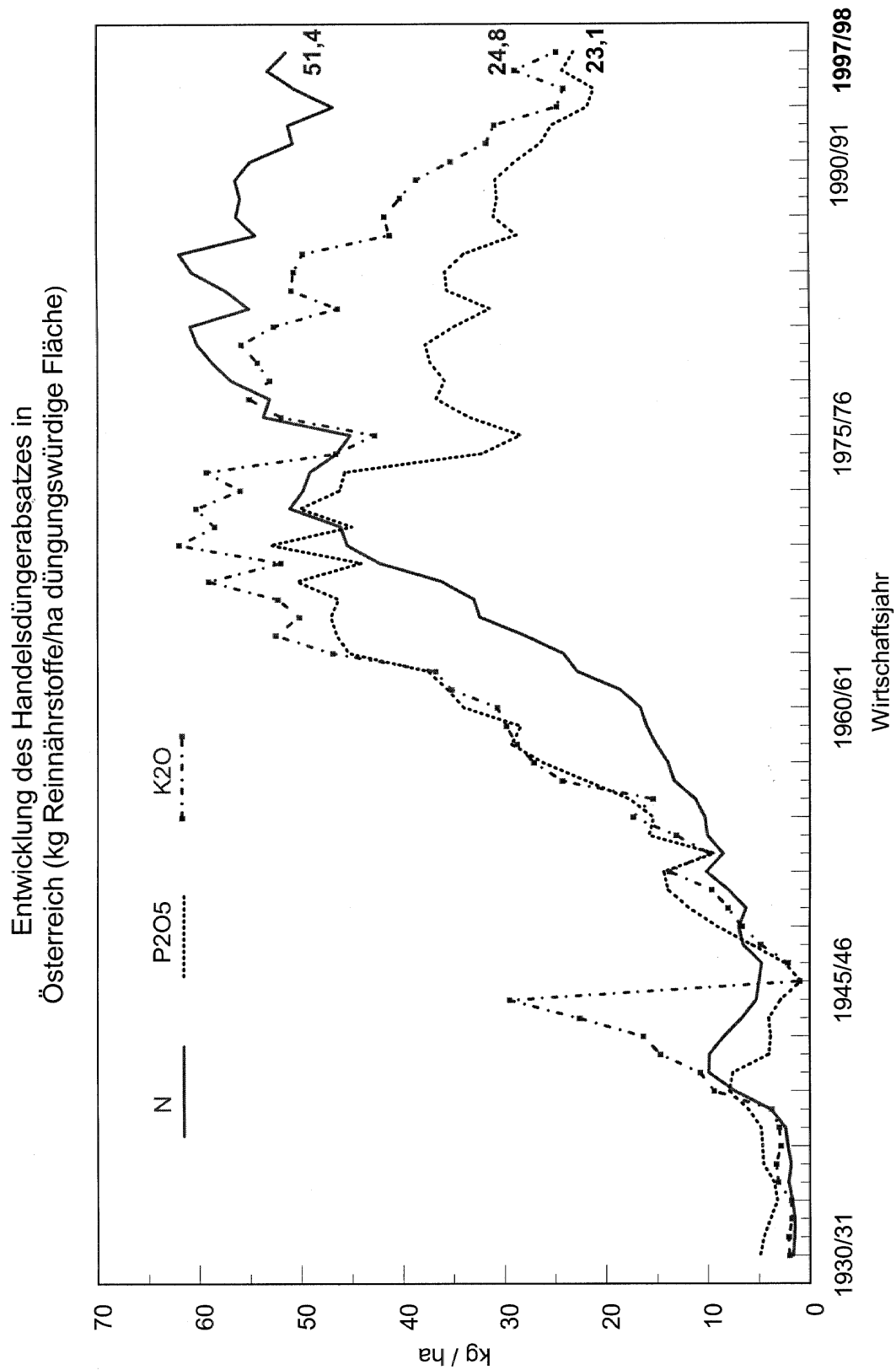


Abbildung 6: Entwicklung des Handelsdüngerabsatzes in Österreich (kg Reinnährstoff/ha düngungswürdige Fläche)

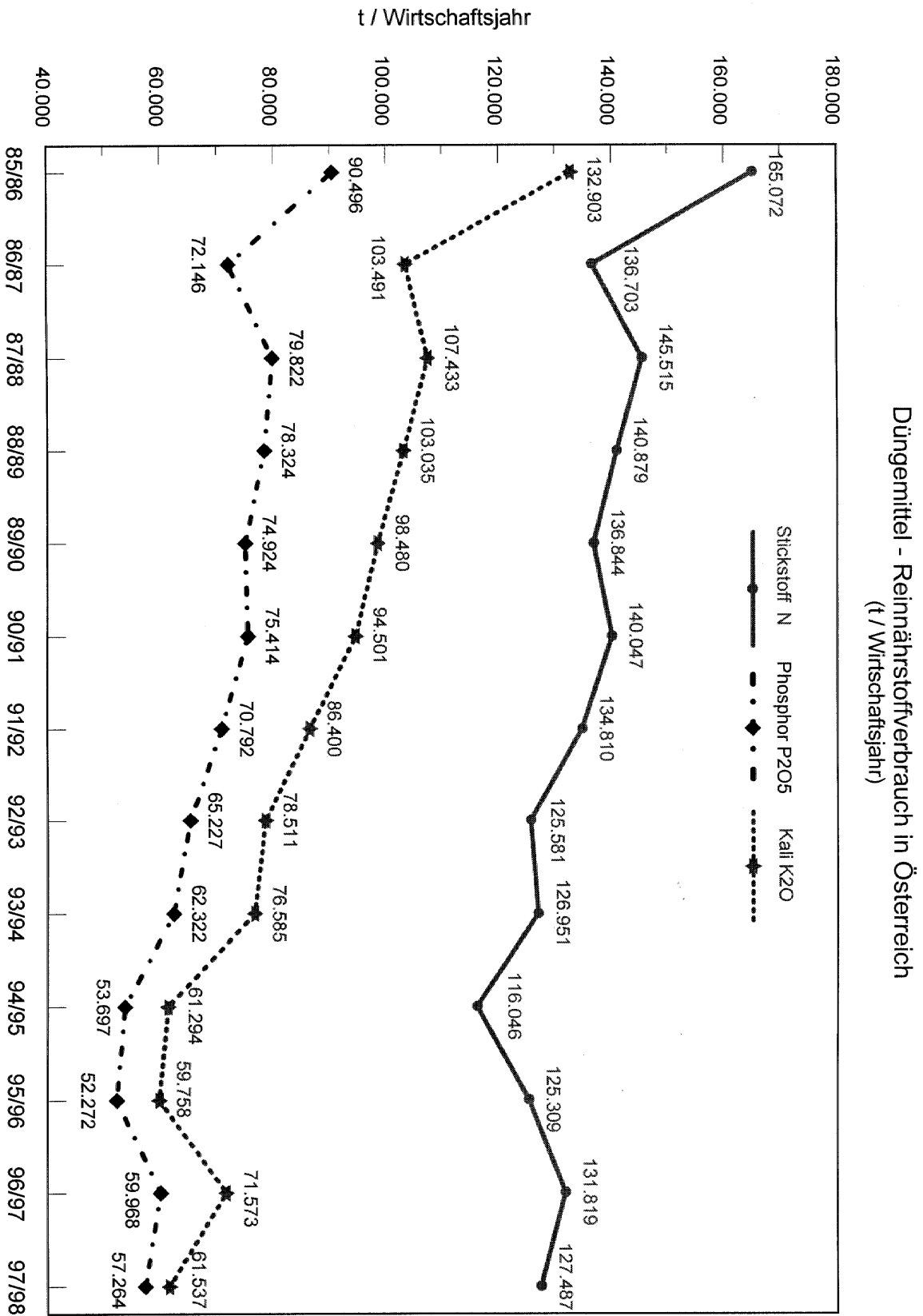


Abbildung 7: Düngemittel – Reinnährstoffverbrauch in Österreich (t/Wirtschaftsjahr)

PHOSPHORDÜNGUNG UND ERTRAG IM LANGZEITVERSUCH (Laufzeit: 45 Jahre; Fuchsenbigl)

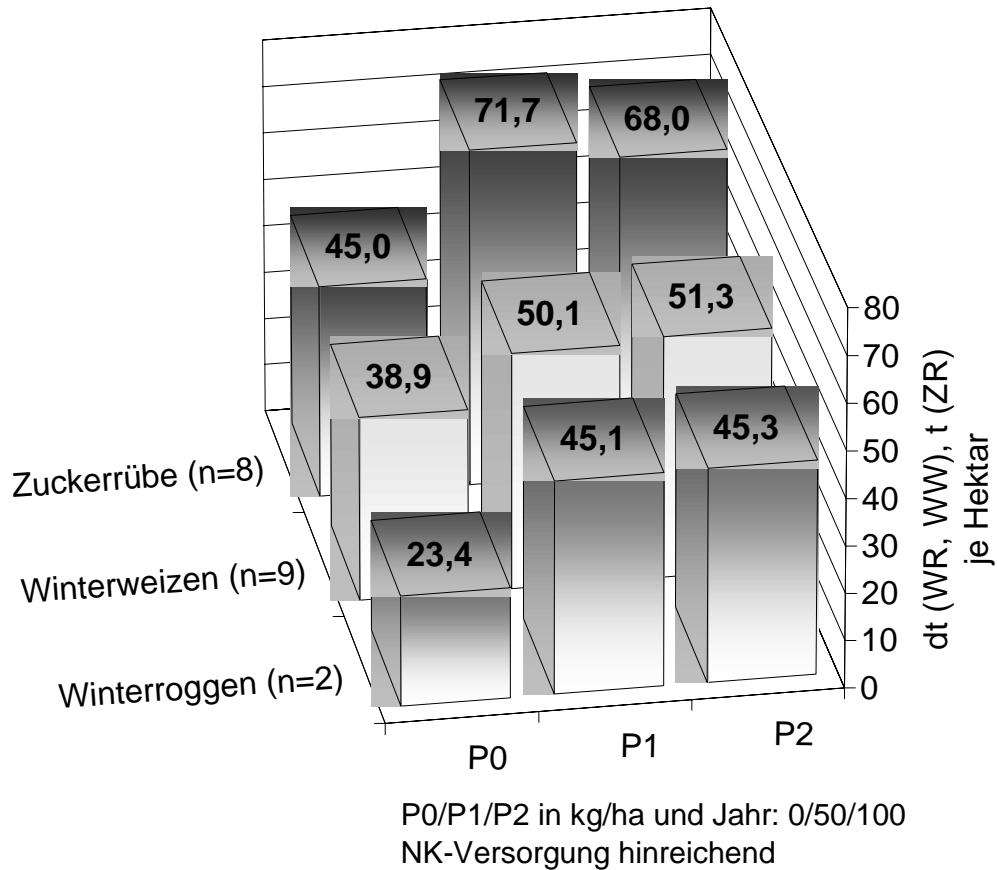


Abbildung 8: Phosphordüngung und Ertrag im Langzeitvergleich

Tabelle 5: Aktuelle Phosphatgehalte des Bodens im Langzeitversuch
 (Laufzeit 45 Jahre, Fuchsenbigl, in mg P₂O₅/100 g Boden)

	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm
P0	6,5	3,9	1,8
P1	19,6	10,9	2,7
P2	35,1	23,5	2,3

P0/P1/P2: 0/50/100 kg P₂O₅ pro ha und Jahr.

STICKSTOFFDÜNGUNG UND ERTRAG IM LANGZEITVERSUCH (Laufzeit: 45 Jahre; Fuchsenbigl)

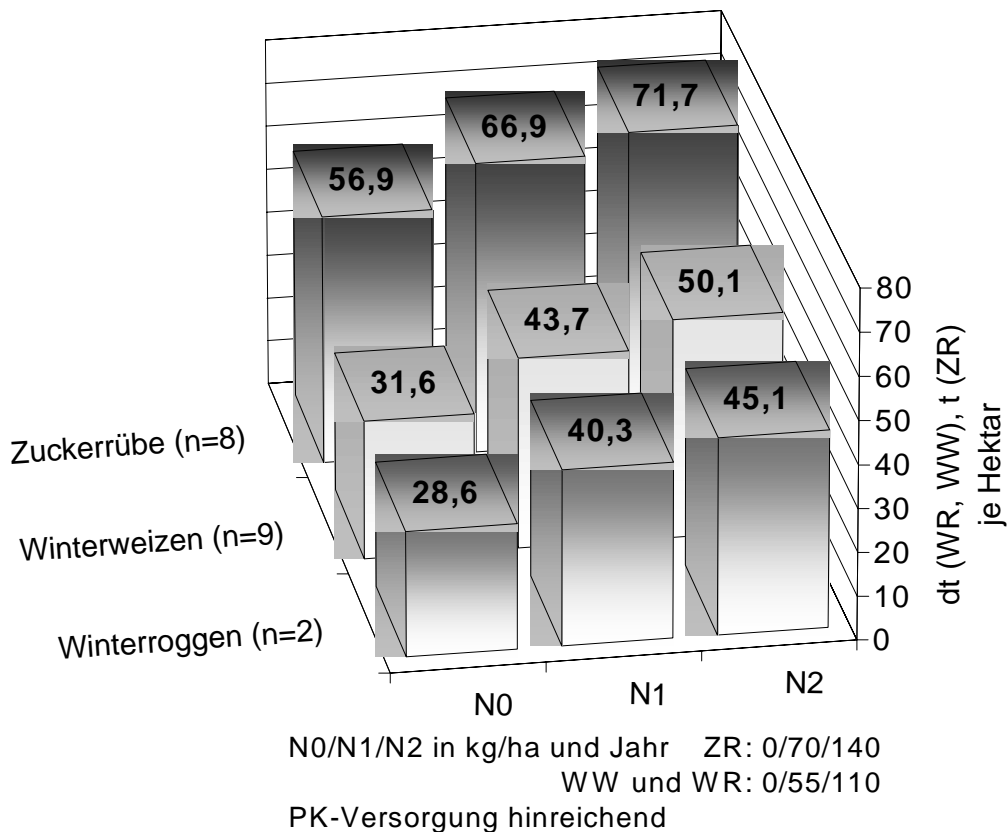


Abbildung 9: Stickstoffdüngung und Ertrag im Langzeitversuch
(Laufzeit 45 Jahre; Fuchsenbigl)

Der Stickstoffaufwand hat lt. Abbildung 6 um 20 % abgenommen und mit 51 kg Mineraldünger-N/ha wieder die Verbrauchswerte der Siebzigerjahre erreicht.

International gesehen bleibt auch der Stickstoffanfall über Wirtschaftsdünger deutlich hinter dem Landesmittel der EU zurück: Pro Hektar produzieren in Österreich 0,7 DGVE 68,4 kg N, in der EU 1,3 DGVE 108 kg N (Tabelle 6).

Tabelle 6: Viehbesatzdichte (LU/ha UAA)¹⁾ und durchschnittlicher Anfall an Wirtschaftsdüngerstickstoff (kg N/ha) in Europa²⁾ (1990/91) und Österreich³⁾

	LU/ha	kg N/ha		LU/ha	kg N/ha
Belgien	2,6	196	Luxemburg	1,4	128
Dänemark	1,5	109	Niederlande	3,7	343
Deutschland	1,5	98	Portugal	0,5	40
Griechenland	0,6	64	Großbritannien	0,9	68
Spanien	0,5	40	EUR 12	1,3	108
Frankreich	0,8	62			
Irland	1,2	93	Österreich²⁾	0,7	68,4 je ha düng.-w. Fl. ⁴⁾
Italien	0,7	55			48,9 je ha landw. Nutzfl. ⁵⁾

¹⁾ LU/ha UAA = Livestock density / ha of utilized agricultural area

²⁾ Brouwer et al. 1995

³⁾ eigene Berechnungen auf der Basis der Viehzählung 1995

⁴⁾ Düngungswürdige Fläche: 2.479.986 ha (1995)

⁵⁾ Landwirtschaftliche Nutzfläche: 3.470.573 ha (1995)

3 Einschränkungen durch Umweltprogramm

Wenn auch Abweichungen negativen Ausmaßes auf einzelbetrieblicher oder regionaler Ebene vorkommen und der EU-Beitritt zusätzlichen Intensivierungsdruck erzeugt hat, so ist es doch gelungen, über ein breit angelegtes Umweltprogramm (ÖPUL) weitere massive Impulse für eine flächendeckende Ökologisierung der österreichischen Landwirtschaft zu setzen. Mehr als 85 % der heimischen Agrarfläche wurde erfaßt, für die Intensivlandwirtschaft ausgeschlossen ist. Hervorzuheben gilt, daß

entsprechend den in Tabelle 7 und Tabelle 8 zusammengestellten Übersichten über wasserschutzrelevante ÖPUL-Maßnahmen bereits 46 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche vom förderungsbedingten Verzicht auf leicht lösliche Handelsdünger und dem Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel betroffen sind, hierunter jene 10 % an Flächen, welche überhaupt nach den Grundsätzen der biologischen Wirtschaftsweise behandelt werden. Österreich nimmt somit in diesen Belangen die Spitzenposition unter den europäischen Ländern ein. Abbildung 10 veranschaulicht die stürmische Entwicklung auf dem Sektor Biolandbau über den Anstieg der teilnehmenden Betriebe.

Tabelle 7: ÖPUL und DÜNGUNGSEINSCHRÄNKUNG

Maßnahme	Fläche (ha)	% d. mögl. Fläche	restr. DM- Einsatz	kein leichtl. HD	Keine Düng.	max. 2 GVE p. ha
Elementarförderung	2 189 975	85	•			•
Alpung u. Behirtung	735 243	86		•		
Betriebsmittelverz.-Betr.	289 914	12		•		•
Biolog. Wirtschaftsw.	255 915	10		•		•
Extensiver Getreidebau	245 675	18	•			
Einzelflächenverz. GL	230 387	23		•		•
Extensive Grünl.-Bew.	114 258	31				•
Pflege ökol. wertv. Fl.	36 576	2		•		
KIP Weinbau	35 725	64	•			
Regionalprogramm NÖ	17 683	2	•			•
Verzicht CCC/Handelsd.	16 900	1		•		
KIP Gemüse	8 831	49	•			
KIP Obstbau	8 380	70	•			
Schnittzeitauflagen	4 864	2		•		
Verzicht Dünger/PS	3 757	< 1		•		
Ökoziele GAP Still.	3 132	---			•	

Tabelle 8: ÖPUL und BODENBEWUCHS bzw. -BEDECKUNG

Maßnahme	Fläche (ha)	% d. mögl. Fläche	Grünland-sicher.	Fruchtfolge-vielfalt	Begrü-nung	Boden-bedeckun-g
Elementarförderung	2 189 975	85	•			
Fruchtfolgestabilis.	1 066 606	76		•	•	
Biolog. Wirtschaftsw.	255 915	10				•
Extensiver Getreidebau	245 675	18	•			
Einzelflächenverz. GL	230 387	23	•			
KIP Weinbau	35 725	64			•	
Regionalpr. NÖ	17 683	2	•			•
KIP Obstbau	8 380	70			•	
Erosionsschutz Obst	5 840	49				•
Ökoziele GAP Still.	3 132	---			•	
Erosionsschutz Wein	2 893	5				•
Ökolog. Ziele	1 925	---			•	

Zunahme der Biobetriebe in Österreich seit 1970

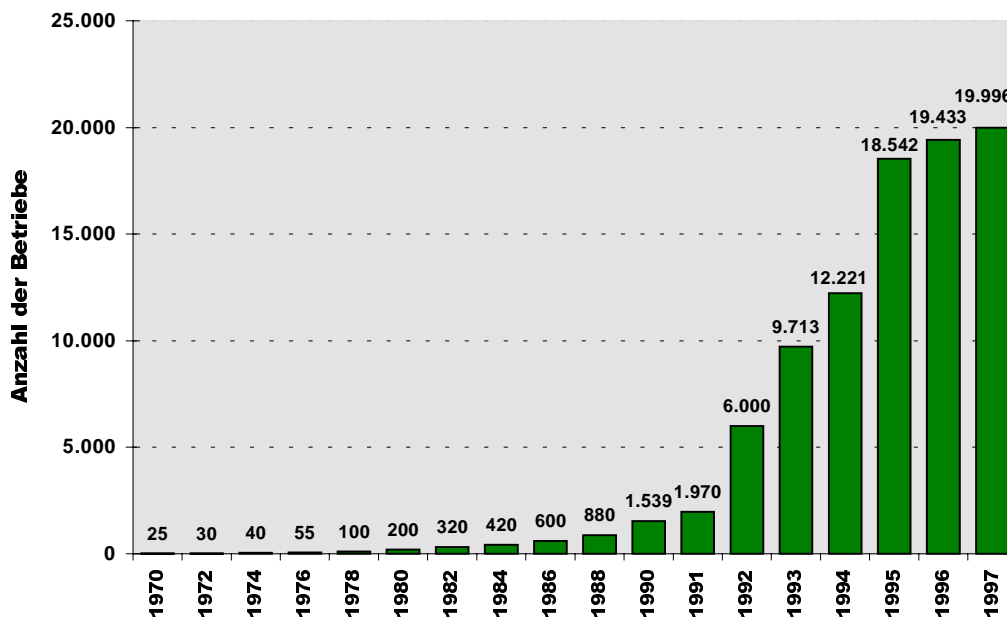


Abbildung 10: Zunahme der Biobetriebe in Österreich seit 1970

4 Schlußwort

Maßnahmen zum Schutz des Wassers werden in Österreichs Landwirtschaft seit Neuorientierung der heimischen Agrarpolitik im Jahre 1987 („ökosoziales Manifest“) systematisch gesetzt und weiterentwickelt. Sinkender Düngemiteleinsatz, rückläufiger Pflanzenschutzmittelaufwand, die vermehrte Anwendung integrierter Bewirtschaftungs-systeme, die Auflockerung der Fruchtfolge um Alternativ- und Sonderkulturen und der international beachtliche Vorsprung in Anteil und Zunahme biologisch wirtschaftender Betriebe kennzeichnen den Wandel der österreichischen Landwirtschaft während der letzten Jahre. Einen besonderen Impuls hat der Gewässerschutz 1995 mit dem Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL) erfahren. Mehr als 85 % der heimischen Agrarflächen wurden erfaßt, für die auch in der Grundstufe (Elementarförderung) gilt, dass Intensivlandwirtschaft ausgeschlossen ist. Das sichern die zum Auflagenbestandteil gemachten und im internationalen Vergleich außerordentlich verhaltenen österreichischen Richtlinien für die sachgerechte Düngung und die im Programm vorgesehenen Tierbestandsobergrenzen (2 GVE/ha). Diese unterschreiten die im Wasserrechtsgesetz festgelegten Verträglichkeitsgrenzen um 1 bzw. 1.5 GVE/ha. Für eine Reduktion des Nährstoffaustrages maßgeblich ist ferner die umfassende Grünlandsicherung.

Die Handelsdüngeraufwendungen sind wiederum auf ein Niveau gefallen, das bei Stickstoff in den Siebziger-Jahren und bei Phosphat und Kali Ende der Fünfziger-Jahre zu registrieren war. Überschlagsbilanzierungen und internationale Aufwandsvergleiche zeigen, dass weitere Verbrauchsreduktionen bei Düngestoffen nur noch in begrenztem Maße möglich sind. 46 % der Agrarflächen sind bereits derzeit mit Maßnahmen des Umweltprogrammes belegt, die einen Einsatz leicht löslicher Handelsdünger und chemisch synthetischer Pflanzenschutzmittel schon derzeit nicht zulassen. Positive Auswirkungen auf die Wasserqualität sind ferner durch die für zwei Drittel der Ackerfläche eingegangene Fruchtfolgevielfalt und der damit verbundenen Verpflichtung zur Begrünung von Flächenanteilen zu erwarten. Die Zwischenschaltung einer Gründecke zählt bekanntlich zu den effektivsten Maßnahmen im Grundwasserschutz. Unter Einrechnung der Winterungen sind

59 % der Ackerfläche im Herbst wieder bewachsen. Nutzbringende Steigerungen sind nur bis maximal 70 % möglich.

Hohe Anforderungen an die Land- und Forstwirtschaft stellt das im internationalen Vergleich keineswegs selbstverständliche Schutzziel der österreichischen Wasserrechtsbestimmungen, dass alles Grundwasser (und nicht bloß das Vorkommen in Wasserschutz- und Schongebieten) Trinkwasserqualität aufzuweisen hat. Demzufolge werden die Regeln der guten fachlichen Praxis und Aktionsprogramm-Auflagen auch bundesweit Verbindlichkeit erlangen.

Gen.-Dir. HR Dipl.Ing. Arnold Köchl

Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft

Spargelfeldstr. 191
1226 Wien

Tel: +43 (0)1 732 16 3000

Möglichkeiten und Grenzen der Steigerung der Nährstoffeffizienz bei der Tierproduktion

Max Kuderna

wpa Beratende Ingenieure, 1090 Wien

Kurzfassung: In der vorliegenden Arbeit werden eine Reihe von Möglichkeiten dargestellt, wie der Ausnutzungsgrad von N und P bei der Tierproduktion erhöht werden kann und welche Möglichkeiten derzeit bestehen, Nährstoffverluste bei der Tierproduktion zu minimieren. Bei Nichtwiederkäuern (Schwein, Huhn) können durch Reduktion des Proteingehaltes bei gleichzeitiger Ergänzung von einer (Lysin) oder mehrerer essentieller Aminosäuren die N-Ausscheidungen gegenüber herkömmlichen Futtermittelmischungen reduziert werden, was in einer Reihe von Fällen auch wirtschaftliche Vorteile bedeutet. Bei der Phosphorverwertung sind durch eine Berücksichtigung der Phosphorverdaulichkeit eine Reduktion der P-Ausscheidungen möglich, wenn damit ein geringerer P-Einsatz verbunden ist. Durch den Zusatz von Phytase kann die Verdaulichkeit von P erhöht, und damit der P-Einsatz und die P-Ausscheidungen ebenfalls vermindert werden. Durch Phasenfütterung ist eine exaktere Anpassung der Futtermittelzusammensetzung an den Bedarf des Tieres möglich, wodurch weitere Reduktionen der P- und N-Ausscheidungen möglich sind. Bei Wiederkäuern kann eine Verminderung der N-Ausscheidungen durch eine Optimierung des Rohproteingehaltes erfolgen. Zusätzliche Reduktionen sind bei höherer Leistung durch eine geringere Abbaubarkeit des Rohproteins möglich. An einem Beispiel wird der Einfluss der Leistungshöhe und des dafür erforderlichen Kraftfuttereinsatzes auf die N-Bilanz eines Grünlandbetriebes gezeigt.

1 Einleitung

Die Landwirtschaft wird heute als eine der wesentlichen Ursachen für unerwünschte Einträge von Nährstoffen, insbesondere Stickstoff und Phosphor, in die Umweltkompartimente Wasser (N+P) und Luft (N) angesehen. Da diese beiden Elemente sowohl in der Pflanzenproduktion als auch der Tierhaltung

Hauptnährstoffe darstellen, kann nicht von vornherein für alle landwirtschaftlichen Produktionstypen oder Produktionsgebiete eine generelle Aussage darüber getroffen werden, welche dieser beiden Produktionsformen die Hauptursache für die oben erwähnten Umweltbelastungen trägt (Eckert, 1997). Für räumlich abgegrenzte Produktionsgebiete kann dennoch gezeigt werden, dass ein höherer Viehbesatz mit einem höheren Nährstoffbilanzsaldo eng zusammenhängt (Abbildung 1).

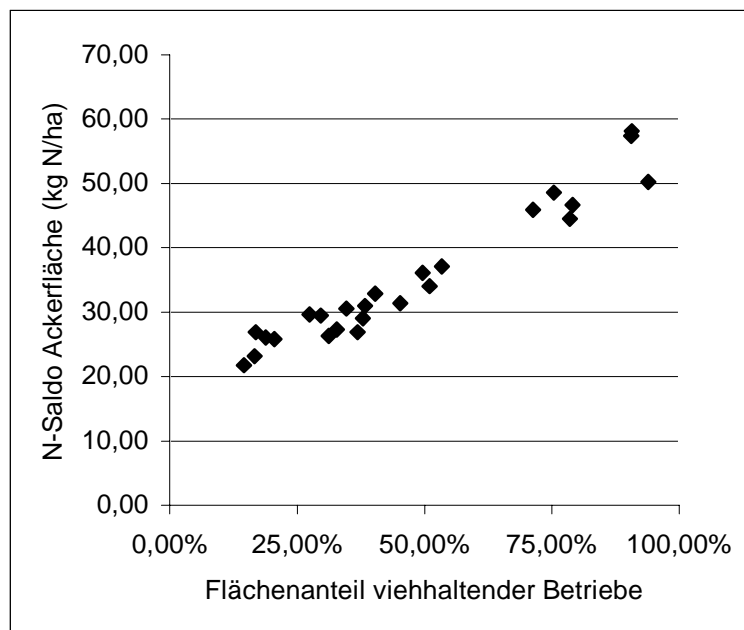


Abbildung 1: Stickstoff- Flächenbilanzsaldo und Flächenanteil viehhaltender Betriebe von 25 Gemeinden Oberösterreichs (eigene unveröffentlichte Untersuchungen)

Bis zu einem gewissen GVE-Besatz liegt die Ursache darin, dass der Nährstoffanfall bei der Wirtschaftsdüngerausbringung nicht oder nur unzureichend in Rechnung gestellt wird. Bereits bei GVE Zahlen ab ca. 2 GVE/ha (1,7 - 2,2 GVE/ha, je nach Bewirtschaftungsform) könnte jedoch bei den Betrieben, deren Daten in Abbildung 1 herangezogen wurden, der gesamt N-Bedarf der Fruchtfolge theoretisch aus dem Wirtschaftsdüngeranfall gedeckt werden. Trotzdem werden konventionell wirtschaftende viehhaltende Betriebe den Einsatz von Mineraldünger für unverzichtbar halten, da er eine größere zeitliche Flexibilität bei der Ausbringung erlaubt und in seiner Direktwirkung leichter einschätzbar ist, als der Wirtschaftsdünger.

Eine gesteigerte Nährstoffeffizienz bei der Tierproduktion kann hier bis zu einem gewissen Ausmaß einen Lösungsweg darstellen, da damit der Nährstoffgehalt im Wirtschaftsdünger reduziert werden kann, ohne Leistungseinbußen bei der Tierproduktion in Kauf nehmen zu müssen. Wesentlich in diesem Zusammenhang ist, dass eine Reduktion der Nährstoffausscheidungen bei der Tierproduktion nur dann erzielbar ist, wenn die Effizienzsteigerung zumindest teilweise dazu verwendet wird den Nährstoffinput zu reduzieren.

2 Zur Wahl der Systemgrenzen

Allgemein kann die Nährstoffeffizienz mit der Formel

$$\text{Nährstoffeffizienz} = \frac{\text{Nährstoffmenge im Produkt}}{\text{Nährstoffeinsatz}}$$

beschrieben werden. Je nachdem, wie die Systemgrenzen definiert werden und welcher Teil der Nährstoffmenge als Produkt, und welcher als Abfall definiert wird, können Berechnungen von Nährstoffeffizienzen des selben Prozesses unterschiedliche Ergebnisse liefern. In weiterer Folge ergeben sich dann auch unterschiedliche Ansätze zur Effizienzsteigerung. Abbildung 2 zeigt dafür ein Beispiel: Werden die Systemgrenzen wie bei System 1 gesetzt, so konzentriert sich das Problem der Nährstoffeffizienz (in diesem Fall N) auf die Frage, wie die Ausnutzung der im Futtermittel zugeführten Proteine durch Umwandlung in Muskel- (bzw. allgemein: Tier-) -protein optimiert werden kann. Bei Wahl der Systemgrenzen wie bei System 2 spielt demgegenüber die Frage, wie gasförmige N-Verluste minimiert werden können eine zusätzliche, oft sogar bedeutendere Rolle.

Abbildung 2 zeigt jedoch nur zwei von einer Reihe weiterer möglicher Systemabgrenzungen, die im Zusammenhang mit Nährstoffeffizienz bei der Tierproduktion vorgenommen werden könnten. So ergeben sich beispielsweise unterschiedliche Effizienzen, je nachdem ob bei der Mast (wie System 1 in Abbildung 2) die Nährstoffverwertung eines einzelnen Tieres betrachtet wird, oder die Ernährung einer Population von Elterntieren mitberücksichtigt wird (vgl. Tabelle 1). Weiters muss bei der Bewertung von Literaturdaten stets

überprüft werden, ob bei der Nährstoffeffizienz der im gesamten Tier(produkt) enthaltene Nährstoff zur Berechnung herangezogen wird (diese Vorgangsweise bietet sich an, wenn Emissionsfragen bzw. die Frage der Nährstoffverluste im Vordergrund stehen), oder ob nur der verwertbare (essbare) Teil im Produkt betrachtet wird.

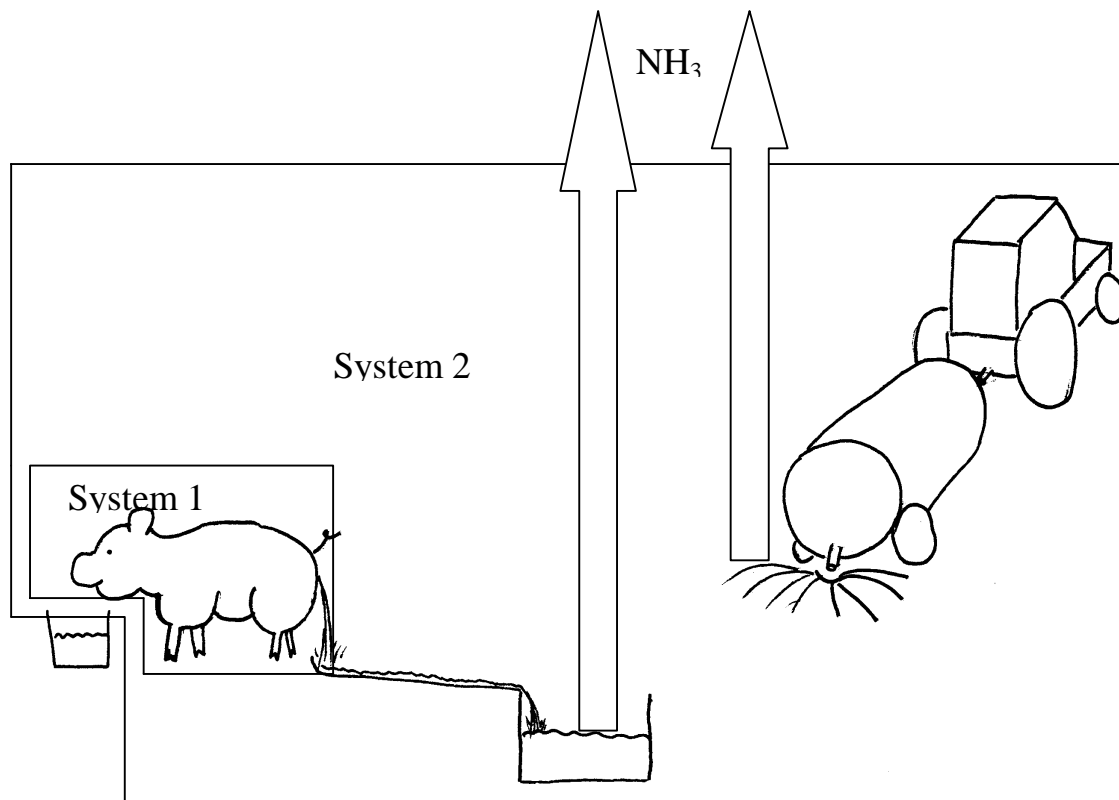


Abbildung 2: Unterschiedliche Wahl der Systemgrenzen bei der Schweinmast und Folgen für die Berechnung der Nährstoffeffizienz am Beispiel Stickstoff: System 1 berücksichtigt bei der Berechnung der Nährstoffeffizienz lediglich die Verwertung des aufgenommenen Futterproteins durch den Fleischansatz, alle Ausscheidungen des Schweins sind Verluste. Bei System 2 werden nur die gasförmigen N-Verluste berücksichtigt, da der im Wirtschaftsdünger verbleibende N dem Folgeprozess (Pflanzenbau) zugerechnet wird und somit zunächst als weiteres Produkt betrachtet wird.

3 Nährstoffeffizienz unterschiedlicher Nutztiere im Vergleich

Tabelle 1 gibt einen Überblick über Nährstoffeffizienzen in der Tierproduktion, die anhand Literaturdaten erhoben wurden. Bei Stickstoff wird die höchste Effizienz bei der Milchproduktion (25 - 45%) und der Geflügelmast (20 - 55%), gefolgt von der Eierproduktion (20 - 40%) und der Schweinemast (13 - 35%) erzielt. Die geringste N-Effizienz erzielt die Rindermast (10 - 14%). Eine von Flachowsky (1992) durchgeführte Literaturlauswertung (Anderson (1976), Byerly (1975), Reid (1975), Tiews (1969), Wedin et al. (1975) und Wilcke)) kommt zu folgender Reihung der N-Effizienz: Milch, Eier oder Geflügelmast, Schweinemast und Rindermast, die im Wesentlichen der hier vorgenommenen Reihung entspricht.

Anhand der Daten für die Schweinemast und der Milchproduktion ist ersichtlich, um welches Ausmaß die N-Effizienz sinkt, wenn die Aufzucht mitbewertet wird. Obwohl ein Teil der erhobenen Spannbreiten bei der N-Effizienz auch auf unterschiedliche Systemabgrenzungen zurückzuführen ist, ergibt sich aus ihnen dennoch ein erster Hinweis darauf, dass in vielen Fällen ein großes Potential für Effizienzsteigerungen beim Stickstoffeinsatz vorhanden sein dürfte.

Bei Phosphor hat lt. Spiekers und Pfeffer (1991) die Geflügelmast die höchste Nährstoffeffizienz, gefolgt von der Rinderhaltung, der Schweinemast und der Eierproduktion. Zu einer ähnlichen Reihung kommt Abel (1997), der allerdings die Schweinemast vor die Rinderhaltung reiht.

Bei Kalium liegt die Nährstoffeffizienz deutlich tiefer als bei Stickstoff und Phosphor, nämlich bei ca. 10% (Abel, 1997). Dennoch bleibt dieses Element bei der weiteren Behandlung des Themas ausgeklammert, da es einerseits in umweltrelevanten Fragestellungen der Tierproduktion eine geringere Rolle spielt. Weiters ergeben sich zur Verbesserung der K-Effizienz in der Tierproduktion bisher relativ wenig Ansätze, da dieses Element nicht bewusst zugeführt wird sondern Bestandteil aller organischen Futtermittel ist (vgl. Pfeffer, 1997).

Tabelle 1: Nährstoffeffizienzen unterschiedlicher Nutztiere im Vergleich (Literatúrauswertung). Werte für Phosphor kursiv

Prod.	Annahmen, Gültigkeit (Spezifikation, Leistung)	Nährstoffeffizienz	Daten entnommen/ berechnet aus
Milchproduktion	20 kg/Tag Milchleistung	25 - 40 % (N)	Flachowsky (1992)
	4500 kg Milch/Jahr im fünfjährigen Durchschnitt	45 % (N)	Haiger (1997)
	NAA bei Erzeugung von 1kg Nahrungsprotein; 7000 kg Milch/Jahr (inkl. Nachzucht)	21 % (N)	Abel (1997)
Rindermast	1000 g d ⁻¹ LMZ ¹ , 50% verwertbar	10 - 14 % (N)	Flachowsky (1992)
	--	12 % (N)	Haiger (1997)
	NAA bei Erzeugung von 1kg Nahrungsprotein (Mast von 150 - 600 kg)	12 % (N)	Abel (1997)
Rinderhaltung allgemein	NAA ²	30 % (P)	Spiekers und Pfeffer (1991)
	Weltdurchschnitt	7,7 % (N)	Van der Hoek (1998)
Schweinemast	700 g d ⁻¹ LMZ, 60% verwertbar	13 - 20 % (N)	Flachowsky (1992)
	--	18 % (N)	Haiger (1997)
	NAA (5-15 kg Gewicht)	61 % (N)	Morgenthum (1990)
	NAA (70-130 kg Gewicht)	30 % (N)	
	NAA	35 % (N)	Kuderna (1998)
NAA	27 % (P)	Spiekers und Pfeffer (1991)	
Zuchtsauen	NAA	11% (P)	Spiekers und Pfeffer (1991)
Schweine allg.	NAA (Mast + Ferkelaufzucht)	19 - 25% (N)	Kuderna (1998)
	Erzeugung von 1kg Nahrungsprotein (Mast + Ferkelaufzucht)	26 % (N)	Abel (1997)
	Weltdurchschnitt	20,5 % (N)	Van der Hoek (1998)
Eier	80% Legeleistung, 90% verwertbar	20 - 40 % (N)	Flachowsky (1992)
	86% Legeleistung	31 % (N)	Lettner et al. (1991)
	NAA bei Erzeugung von 1kg Nahrungsprotein (inkl. Aufzucht und Verwertung der Legehühner)	30 % (N)	Abel (1997)
	NAA	9 % (P)	Spiekers und Pfeffer (1991)
Geflügelmast	40 g d ⁻¹ LMZ	20 - 40 & (N)	Flachowsky (1992)
	NAA	39 % (P)	Spiekers und Pfeffer (1991)
	NAA bei Erzeugung von 1kg Nahrungsprotein (inkl. Elterntierhaltung)	35 % (N)	Abel (1997)
	Nährstoff im Tier	51 - 55 % (N)	Leitgeb (1998)
Geflügel allg.	Weltdurchschnitt	33,8 % (N)	Van der Hoek (1998)

¹ Lebendmasse² Nicht ausgeschiedener Anteil

4 Verbesserung der Nährstoffeffizienz durch Leistungssteigerung

4.1 Höhere Leistung durch Zucht

Haiger et al. (1986) konnte anhand von Modellversuchen zeigen, dass Kuhrassen, die auf hohe Milchleistung gezüchtet wurden in jedem Fall bessere Milchleistungen erzielen, egal ob sie intensiv (mit Kraftfutterzusatz) oder extensiv (nur mit Grundfutter) gefüttert wurden. Ähnliche Aussagen lassen sich auch für andere Nutztiere treffen (vgl. Abel, 1997). Durch die Züchtung auf ein bestimmtes Leistungsmerkmal (Milchleistung, Fleischansatz, etc.) lässt sich also die Nährstoffeffizienz (bezogen auf dieses Leistungsmerkmal) erhöhen.

4.2 Höhere Leistung durch höhere Nährstoffzufuhr

Bis zu einer Grenze, ab der dann relative Systemverluste wieder stärker zunehmen, lässt sich die Nährstoffeffizienz durch eine Intensivierung der Fütterung steigern. Der Grund liegt darin, dass sich durch die intensivere Fütterung die Leistung innerhalb gewisser Grenzen steigern lässt, sodass sich der konstante Erhaltungsbedarf des Tieres auf eine größere Nährstoffmenge im Produkt (=Leistung) verteilt (siehe Schema in Abbildung 3) (vgl. Spiekers und Pfeffer, 1991 und Kirchgessner, 1993).

Die insbesondere bei Rindern, aber auch Schweinen niedrigeren Werte bei der N-Effizienz im Weltdurchschnitt gegenüber den in Europa erhobenen Daten in Tabelle 1 spiegeln neben dem züchterischen Fortschritt das höhere Futterniveau in Europa wieder.

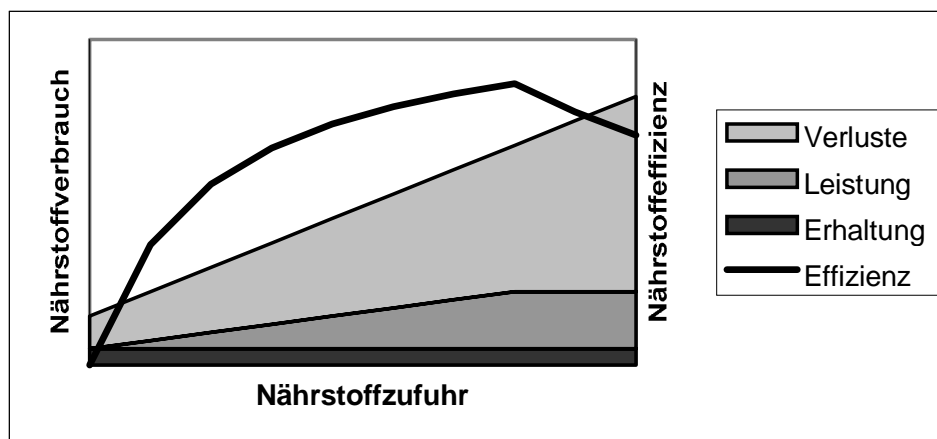


Abbildung 3: Steigerung der Nährstoffeffizienz durch höhere Nährstoffzufuhr (schematische Darstellung)

5 Steigerung der Nährstoffeffizienz beim Schwein

5.1 Optimierung des Futterproteins

5.1.1 Physiologische Grundlagen

Der Proteinansatz beim Schwein hängt, bei ansonsten optimierten Bedingungen, von der Verdaulichkeit des Proteins und den Anteilen der essentiellen Aminosäuren ab. Bei einem von Fuller und Chamberlain (1988) entwickelten Rechenmodell wird dieser Umstand dadurch berücksichtigt, dass die Aminosäurezusammensetzung im Futter jener eines „idealen Proteins“ (das dem Muskelprotein entspricht) gegenübergestellt wird.

Die Rechenformel lautet:

$$pG = -0,94 + 12,3 \times (1 - e^{-0,0883 \times I})$$

Dabei ist pG der tägliche Proteinansatz ($\text{g N} \times 6,25 / \text{kg}^{0,75}$), 0,94 eine obligate Verlustrate von $0,15 \text{ g N} / \text{kg}^{0,75}$ zur Aufrechterhaltung von Körperfunktionen³ und I die tägliche Aufnahme von verdaulichem idealem Protein. I ist dabei das Produkt aus

$$I = M \times P \times V \times S$$

mit M für Futteraufnahme, P für Proteingehalt, V für Verdaulichkeit und S für Proteinscore, der den Aminosäuregehalt der erstlimitierenden essentiellen Aminosäure im Futter (meist Lysin) in ein Verhältnis zum Anteil dieser Aminosäure im idealen Protein setzt. Eine Evaluierung dieses Rechenmodells mit unabhängigen Daten aus Fütterungsversuchen von Stelzl (1992) sowie eine Gegenüberstellung mit N-Bilanzen, die an einem landwirtschaftlichen Betrieb durchgeführt wurden, ergab eine befriedigende Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten sowohl für den Proteinzuwachs als auch für die N-Ausscheidungen in Kot und Harn (Kuderna, 1993).

³Mit dem Exponenten 0,75 wird das Körpergewicht in "physiologisches Körpergewicht" umgerechnet.

Gegenüber der pauschalen Verdaulichkeit, wie sie im Rechenansatz von Fuller und Chamberlain verwendet wird, weisen Spiekers und Pfeffer (1991) darauf hin, dass korrekter Weise die präzäkale Verdaulichkeit der einzelnen Aminosäuren im Futter beurteilt werden muss. Diese weist für die verschiedenen Aminosäuren ein und des selben Futtermittels unterschiedliche Werte auf. Generell erlauben Ansätze zur Bemessung einer ausreichenden Proteinversorgung, die die Verdaulichkeit und die Aminosäurezusammensetzung berücksichtigen, eine Reduktion des Rohproteingehaltes bei gleichbleibender Leistung und damit eine Verbesserung der N-Effizienz.

5.1.2 Veränderung der Zusammensetzung und Reduktion des Proteinanteils der Futtermischung

Eine Reduktion des Proteinträgers im Futter ist zwar geeignet, die absolute Menge der Stickstoffausscheidungen zu reduzieren, diese Maßnahme kann aber zu einer Verminderung der Stickstoffeffizienz führen. Abbildung 4 zeigt ein Beispiel aus der Praxis landwirtschaftlicher Betriebe des Leibnitzer Feldes, wo Schweinemast auf Basis von Mais mit zugekauftem Sojaextraktionsschrot (19 % Anteil im Futter) erfolgte. Der auf Grund seines niedrigen Lysingehaltes relativ niedrige Proteinscore des Mais führt dazu, dass sich bei einer Reduktion des Sojaanteils die Stickstoffeffizienz verschlechtern würde, wie Berechnungen nach dem Modell von Fuller und Chamberlain (1988) ergeben (Kuderna und Blum, 1998). In der Praxis kann das zur Folge haben, dass sich das Fleisch : Fett Verhältnis reduziert und der Schlachtkörper schließlich in eine niedrigere Handelsklasse eingestuft wird.

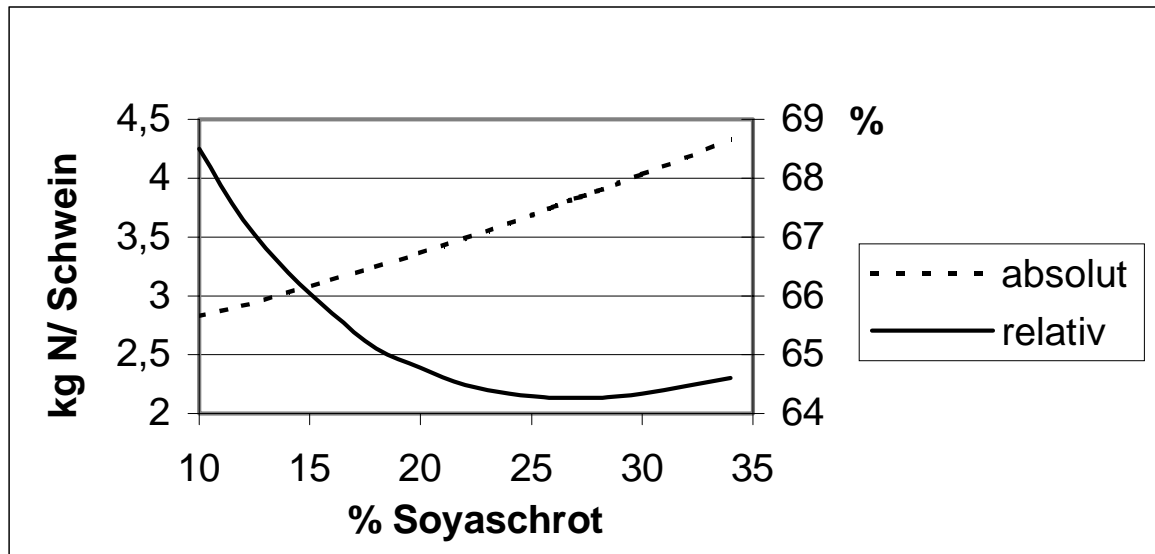


Abbildung 4: Absolute und (zur Aufnahme) relative N-Ausscheidung von Schweinen bei wechselnden Sojaschrotanteilen in einer Schweinemastration (andere Futterkomponente: Mais).

Daten, die von Zollitsch - Stelzl et al. (1992) in Fütterungsversuchen erstellt wurden, bestätigen diese Aussage: Mit einer Reduktion des Proteingehaltes in der Futtermittelmischung nimmt zwar die absolute N-Ausscheidung ab, gleichzeitig reduziert sich aber die N-Effizienz und verschlechtern sich (steigen) die Handelsklasse Punkte (Tabelle 2)⁴.

Tabelle 2: Proteingehalte, N-Effizienz, N-Ausscheidung und Handelsklasse Punkte (Mastschweine) von 4 Futtermischungen aus Gerste, Mais, Soja und Weizenkleie in veränderlichen Anteilen (Zollitsch-Stelzl et al., 1992). Bei der Variante 14 (AS) wurde durch Zusatz von synthetischen Aminosäuren der Gehalt von Lysin, Methionin und Tryptophan jenem der Ration mit Proteingehalt 17,5 angeglichen.

Rohprotein (%)	N-Effizienz ⁵ (%)	N-Ausscheidung (g/d)	Handelsklasse Punkte
21	33	47,5	1,46
17,5 Kontrolle	29	41,9	1,85
14	25	35,5	2,39
14 (AS)	22	36,1	1,89

⁴ Es muss zu den Werten in Tabelle 2 angemerkt werden, dass nur der Unterschied zwischen 1,46 und 2,39 statistisch signifikant war

⁵ Nicht ausgeschiedener Anteil des aufgenommenen N

5.1.3 Zusatz synthetischer Aminosäuren

Bei Schweinemastrationen aus Mais und Soja bedingt eine ausreichende Versorgung mit der erstlimitierenden Aminosäure Lysin eine Überversorgung mit allen anderen Aminosäuren um ca. 30 – 40% (Zollitsch, 1997). Durch den Zusatz synthetischer Aminosäuren ist es jedoch möglich, den Proteingehalt in der Futtermischung insgesamt zu reduzieren, wenn gleichzeitig nur jene Aminosäure(n) ergänzt wird (werden), die limitierend wirken können. Da dadurch gleichzeitig der Überschuss jener Aminosäuren, die ansonsten nicht im Produkt verwertet werden könnten, vermindert wird, sinken die N-Ausscheidungen. Das Versuchsergebnis, das in Tabelle 2 dargestellt ist, zeigt, dass bei 14 % Rohproteingehalt und Aminosäurezusatz die N-Ausscheidungen beinahe gleich waren, wie wenn keine Aminosäuren zugesetzt worden wären, die Handelsklasse Punkte jedoch jenen bei 17,5 % Rohproteingehalt in der Ration entsprachen. Gegenüber der Kontrolle mit 17,5 % Rohproteingehalt in der Ration waren die täglichen N-Ausscheidungen um knapp 14% geringer.

Von Spiekers und Pfeffer (1991) werden eine Reihe von Versuchsergebnissen angeführt, bei denen auf vergleichbare Weise eine Reduktion der N-Ausscheidungen erzielt werden konnte (Tabelle 3).

Tabelle 3: Möglichkeiten zur Reduktion der N-Ausscheidungen in der Schweinemast (30 - 100 kg) in Relation zu einer Weizen - Soja Vergleichsmischung (Spiekers und Pfeffer, 1991)

Variante	Einsparung (%)
Austausch von Weizen gegen Hafer	20
Austausch von Sojaschrot gegen Erbsen und Methionin	20
Austausch von Sojaschrot gegen Ackerbohnen und Methionin	12
Reduktion des Sojaschrotanteils durch Einsatz von Lysin und Methionin	27
Reduktion des Sojaschrotanteils durch Einsatz von Lysin, Methionin und Tryptophan	34

5.1.4 Ökonomische Aspekte

Von den vier Versuchsvarianten, die in Tabelle 2 dargestellt sind, wurden von Zollitsch – Stelzl und Kollegen die höchsten Überschüsse für die Versuchsgruppe mit Aminosäureenergänzung mit 183 öS ermittelt (183 öS/Schwein Überschuss des Schlachterlöses über die Ferkel- und Futtermittelkosten), gefolgt von der Variante mit 21 % Rohprotein (170 öS) und der Kontrolle mit 17,5 % Rohprotein (61,3 öS). Die Variante mit 14 % Rohprotein (ohne AS) wies, bedingt durch den verminderten Schlachterlös, nur 5,9 öS Überschuss auf.

Gegenüber der Kontrolle, (17,5% Rohproteingehalt, Sojaextraktionsschrot), die eine durchaus gängige Futtermittelmischung darstellt, brachte die Variante mit geringerem Rohproteineinsatz und Aminosäureenergänzung (14% AS) nicht nur die oben erwähnten Reduktionen bei den N-Ausscheidungen sondern auch ein deutlich verbessertes wirtschaftliches Ergebnis! Dieses übertraf sogar, wenn auch nur gering, jene Variante, bei der der Rohproteineinsatz gegenüber der Kontrolle erhöht worden war. Diese Aussage wird auch durch Haxsen (1997) bestätigt, der anhand der aktuellen Preise für Futtermittel sowie Aminosäuren im Sommer 1997 mögliche wirtschaftliche Einsparungen ermittelte, wenn der Sojaschrotanteil in einer Futtermischung mit Gerste oder Weizen reduziert wird und synthetische Aminosäuren zugesetzt werden (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Kostenersparnis durch Substitution von Sojaschrot durch den Einsatz synthetischer Aminosäuren (Haxsen, 1997).
(Kostenbasis Sommer 1997: Gerste 24 DM/dt, Weizen 24 DM/dt, Soja 59 DM/dt, Lysin 5,57 DM/kg, Methionin 7,82 DM/kg, Threonin 9,20 DM/kg)

		Zusatz v. Lysin		Zusatz v. Lysin, Methionin und Threonin	
		Gerste	Weizen	Gerste	Weizen
Getreide	kg/dt	+6,5	+5,7	+7,8	+6,9
Sojaschrot	kg/dt	-6,3	-6,1	-7,5	-7,3
Lysin	g/dt	+150	+150	+180	+180
Methionin	g/dt			+30	+30
Threonin	g/dt			+30	+30
Verbilligung	DM/dt	-1,28	-1,32	-0,79	-0,84
Schwellenwert f. Preisdifferenz Soja - Getreide	DM/dt	13,84	0,89	20,39	23,14

Auf Landwirtschaftlichen Betrieben in Österreich werden Aminosäuren, insbesondere Lysin, als Bestandteile von Mineralstoffmischungen bereits heute relativ häufig eingesetzt. Allerdings dürfte dabei ein Sicherstellen einer entsprechenden Handelsklasse im Vordergrund stehen und weniger die Möglichkeit, Einsparungen beim Rohproteineinsatz in jenen Größenordnungen vorzunehmen, wie das bei Zollitsch-Stelzl und Kollegen geschah.

5.2 Verdaulichkeit des Phosphors

5.2.1 Bewertung der Phosphorverdaulichkeit

Einsparungen beim Zusatz von Phosphaten zur Futtermischung können erzielt werden, wenn an Stelle der Bruttogehalte beim P-Bedarf und den Brutto P-Gehalten in Futtermittelbestandteilen die verdaulichen Gehalte zur Berechnung herangezogen werden (Zollitsch, 1997). Damit können Sicherheitszuschläge bei der Berechnung vermindert werden oder entfallen, P-Verluste werden durch eine exaktere Abstimmung des P-Angebots an den Bedarf minimiert. Spiekers und Pfeffer (1991) zeigten anhand von Modellrechnungen, dass damit die P-Ausscheidungen um 29% reduziert werden können (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5: Verringerung des P-Einsatzes und der P-Ausscheidung sowie Verbesserung der P-Effizienz in der Schweinemast, wenn zur Bemessung des P-Bedarfs an Stelle der Brutto-Methode der verdauliche P herangezogen wird. (Nach Spiekers und Pfeffer, 1991)

		Brutto P	verdaulicher P	
		beliebige P-Quelle	Dicalciumphosphat	Mononatriumphosphat
mineral. Er- gänzung (g/kg)	Vormast	2,02	1,24	0,89
	Endmast	1,22	0,26	0,19
P-Ausscheidung (g/Tier)		921	697	656
P-Effizienz (%)		31	37	38

5.2.2 Erhöhung der Phosphorverdaulichkeit durch Phytasezusatz

Der überwiegende Anteil des Phosphors in Samen (50 – 90 %) liegt als Phytinsäure vor (vgl. Oloffs et al., 1997). Die Hydrolyse des Phytats und damit die Freisetzung des Phosphors im Futter erfolgt üblicherweise durch pflanzeigene Phytase, teilweise mikrobiell durch den Keimbesatz des Futters und zu einem geringen Teil durch körpereigene Enzyme (Schulz, 1994). Durch Phytasezusatz zur Futtermischung kann die Verdaulichkeit des Phosphors deutlich gesteigert werden (Abbildung 5). Dies erlaubt eine Reduktion des Einsatzes von P aus mineralischem Ergänzungsfutter und ermöglicht damit eine Reduktion der P-Ausscheidungen von 3 bis 49% (vgl. Zollitsch, 1997). Abbildung 5 zeigt, dass insbesondere bei wichtigen Eiweißträgern in Futtermitteln (Sojaextraktionsschrot, Rapsextraktionsschrot) sowie bei Körnermais, der bei der Schweinemast in Österreich eine wichtige Rolle spielt, durch Phytasezusatz deutliche Verbesserungen bei der P-Verdaulichkeit erzielt werden können.

Derzeit dürfte Phytase in Österreich nur vereinzelt von größeren Betrieben eingesetzt werden. In ökonomischer Hinsicht müssen die Kosten der notwendigen Menge Phytase den Einsparungen bei der Mineralstoffergänzung von P gegenübergestellt werden.

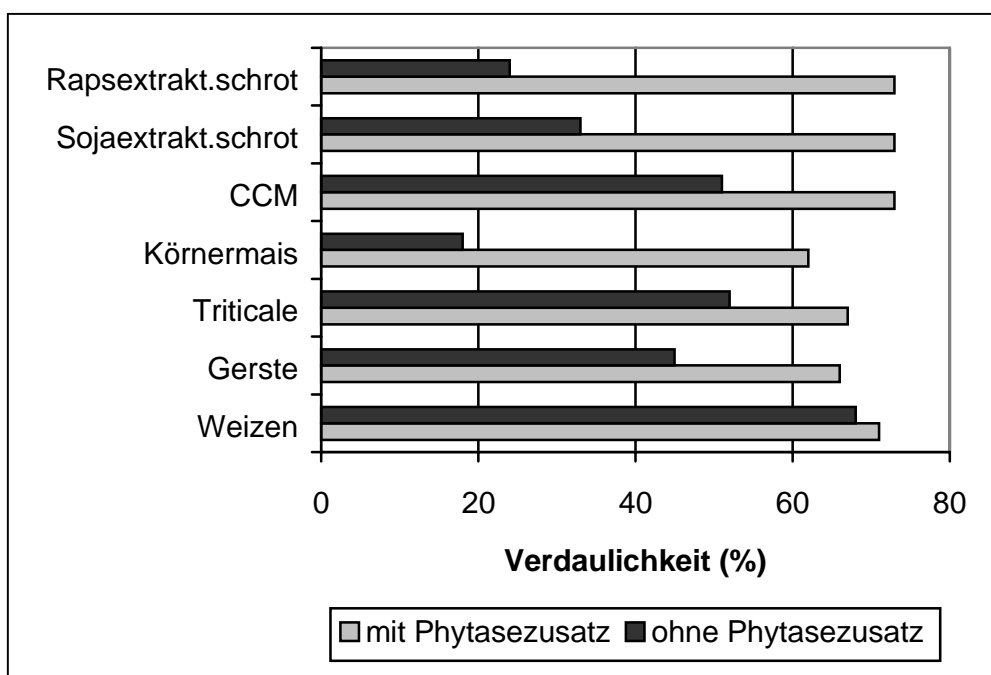


Abbildung 5: Erhöhung der P-Verdaulichkeit durch Phytasezusatz (Kirchgessner, 1997)

5.3 Phasenfütterung

Mit zunehmendem Gewicht des Mastschweins steigt der Fettansatz stärker als der Proteinansatz, der Proteinbedarf nimmt deshalb relativ zum Energiebedarf ab (vgl. Kirchgessner et al., 1993, Schulz, 1994, Abbildung 6). Es ist daher mit zunehmendem Mastfortschritt mit einer Proteinübersversorgung zu rechnen, wenn der Proteingehalt des Futters für die gesamte Mastdauer nach dem Bedarf zu Mastbeginn bemessen wird. Vermeidbare Nährstoffausscheidungen sind die Folge.

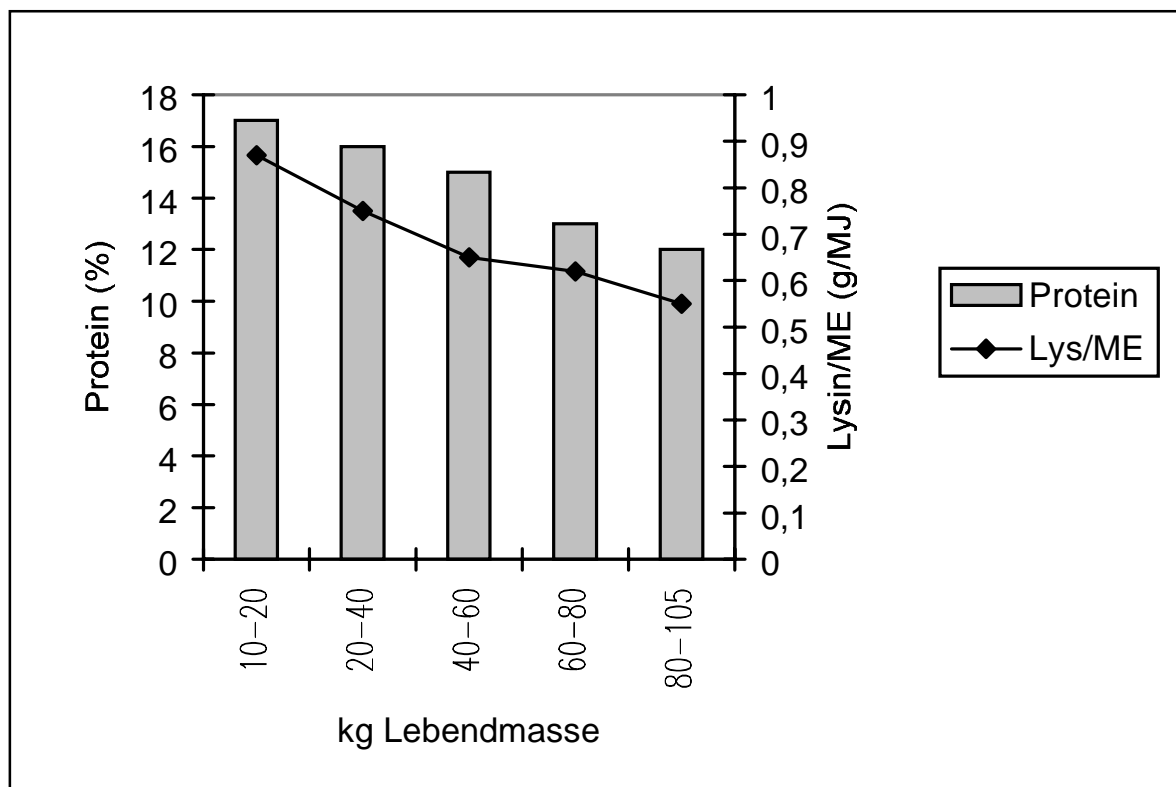


Abbildung 6: Erforderliche Mindestgehalte an Protein sowie notwendiger Lysingehalt im Verhältnis zur umsetzbaren Energie (Lys/ME) im Futter bei unterschiedlichen Gewichtsabschnitten der Schweinemast (Daten aus Schulz, 1994)

Diese Nährstoffüberschüsse können reduziert werden, wenn die Futterzusammensetzung an den sich während der Mast ändernden Nährstoffbedarf angepasst wird. Spiekers und Pfeffer (1991) wiesen nach, dass mit einer Unterteilung der Mast in 2 bzw. 3 Mastabschnitte und einer entsprechenden Abstufung der Protein- und P- Versorgung die Ausscheidungen

bis zu 13 % (N) bzw. 18 % (P) gesenkt werden können (vgl. Tabelle 6). Kirchgessner et al. (1993) zeigten, dass ebenso bei der Ferkelproduktion durch Zweiphasenfütterung der Sauen (Phasen: laktierend – tragend) die N-Ausscheidungen von 30,5 auf 27 kg N/Jahr reduziert werden können, was einer Verminderung von 12 % entspricht.

Durch Kombination der Maßnahme Phasenfütterung (4-Phasen) und Proteinreduktion mit Aminosäureenergänzung halten die selben Autoren eine Reduktion der N-Ausscheidungen um 40% gegenüber einer herkömmlichen Futtermischung mit 1-Phasenfütterung für realistisch. Die N-Effizienz würde sich dadurch von 36% auf 48% erhöhen.

Die gängige Praxis auf kleineren landwirtschaftlichen Betrieben, insbesondere jenen, die eine eigene Ferkelaufzucht betreiben, dürfte derzeit auf Grund des geringeren Arbeitsaufwandes die Einphasenfütterung sein, wenngleich von der Beratung empfohlen wird, mit zunehmendem Mastfortschritt den Anteil des Eiweißträgers im Futtermittel zu reduzieren.

Tabelle 6: Reduktion der N- und P-Ausscheidungen sowie Verbesserung der Nährstoffeffizienz durch 2- und 3-Phasenfütterung. (Nach Spiekers und Pfeffer, 1991.)

	einphasig	zweiphasig		dreiphasig		
Mastabschnitte (kg LM)	30-100	30-50	50-100	30-50	50-75	75 - 100
Rohproteingehalt (g/kg)	197	197	182	197	182	164
N-Ausscheidung (kg/Tier)	4,8	4,4		4,2		
P-Ausscheidung (kg/Tier)	0,87	0,76		0,71		
N-Effizienz (%)	27	29		30		
P-Effizienz (%)	29	32		34		

6 Steigerung der Nährstoffeffizienz beim Geflügel

6.1 Absenkung des Rohproteingehaltes bei Zusatz synthetischer Aminosäuren

Wie beim Schwein ist es auch bei Geflügel möglich, den Proteingehalt in der Ration innerhalb gewisser Grenzen zu senken, wenn gleichzeitig durch den Zusatz synthetischer Aminosäuren der Gehalt limitierender essentieller Aminosäuren ergänzt und damit konstant gehalten wird. Die Reduktion der N-Zufuhr bewirkt dann eine Abnahme der N-Ausscheidungen.

Versuche, die von Lettner et al. (1991) mit Legehennen durchgeführt wurden, erzielten auf diese Weise eine Reduktion des N-Gehaltes in den Exkrementen um 17 % bei gleichbleibendem Leistungsniveau.

Tabelle 7: Senkung des N-Gehaltes und Steigerung der N-Effizienz durch Reduktion des Rohproteingehaltes im Legehennenfutter bei gleichzeitiger Aminosäureergänzung (Lettner et al., 1991)

	Kontrolle	Proteinreduziert Lysin und Methionin ergänzt
Rohproteingehalt des Futters (%)	18	13
N-Gehalt Kot (%)	1,78	1,47
N-Effizienz	32%	44%

6.2 Verdaulichkeit des Phosphors

6.2.1 Phytaseaktivität pflanzlicher Futtermittel

Ein großer Teil des Phosphors in pflanzlichen Futtermitteln ist für Geflügel nicht verfügbar, da es auf Grund fehlender intestinaler Phytase Phytat-P nicht hydrolisieren kann. Damit kommt der pflanzlichen Phytase ein vergleichsweise hohe Bedeutung zu. So fanden Oloffs et al. (1997) eine Korrelation von $r = 0,97$ zwischen Phytaseaktivität und P-Verwertung bei Legehennen (Abbildung 7).

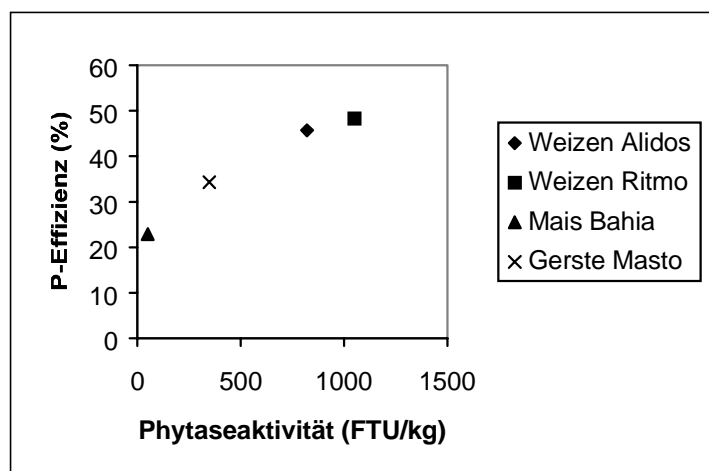


Abbildung 7: Einfluss der Phytaseaktivität eines Futtermittels auf die Phosphorverwertung von Futtermittelkomponenten. (Daten aus Oloffs, 1997)

Durch eine geeignete Auswahl von Futtermittelkomponenten nach ihrer Phytaseaktivität kann somit die P-Effizienz beeinflusst und verbessert werden. Dabei ist zu beachten, dass z.T. innerhalb der gleichen Futtermittelkomponenten große Unterschiede sowohl im Gesamt-P-Gehalt, im Phytat-P-Gehalt als auch in der Phytaseaktivität feststellbar sind. Am größten war bei Oloffs' Untersuchungen die Schwankungsbreite bei 107 Weizenproben (2,86 – 4,73 g/kg Gesamt P, davon 50 – 92 % Phytat P; Phytaseaktivität 480 – 1050 FTU/kg).

6.2.2 Phytasezusatz zum Futter

Zusätzlich oder alternativ zur Berücksichtigung der pflanzlichen Phytase kann mikrobielle Phytase dem Futter zugesetzt werden und damit die P-Effizienz gesteigert werden (Flachowsky, 1992, Abbildung 8).

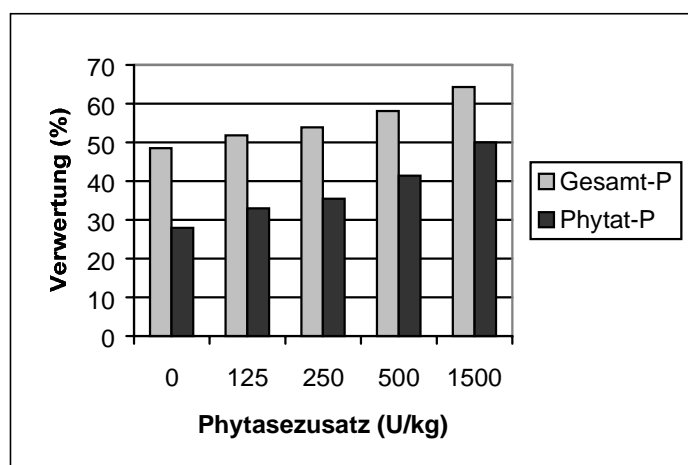


Abbildung 8: Einfluss von Phytase auf die Verwertung von Gesamt- und Phytat-P bei Mastkühen (3,5 g Gesamt-P, 2,3 g Phytat-P/kg). (aus Flachowsky, 1992)

6.3 Multiphasenfütterung und Self Selection Feeding

Die unter 5.3 genannten Zusammenhänge (Phasenfütterung) sind auch auf Geflügel anwendbar. Self Selection Feeding ist im Unterschied dazu ein Konzept zur Wahlfütterung, das das Selektionsvermögen des Einzeltieres hinsichtlich der optimalen Deckung seines Nährstoffbedarfs ausnutzt (vgl. Zollitsch, 1997). Im Normalfall wird bei der Geflügelfütterung die Zusammensetzung und mengenmäßige Zuteilung der Ration am Herdendurchschnitt bemessen. Tiere mit überdurchschnittlichem Leistungspotential sind dabei unterversorgt, während Tiere mit unterdurchschnittlichem Leistungspotential übertersorgt sind, was mit unnötig hohen Nährstoffausscheidungen verbunden ist. Wenn Fütterungstechniken zum Einsatz kommen, die es dem Individuum erlauben, aus mehreren Futtermitteln das optimale Nährstoffverhältnis und die optimale Menge auszuwählen, würde das eine Steigerung der Nährstoffverwertung zur Folge haben. Dieses Konzept befindet sich derzeit allerdings erst im Stadium der Weiterentwicklung.

7 Steigerung der Nährstoffeffizienz beim Rind

7.1 Optimierung des Rohproteingehaltes

7.1.1 Physiologische Grundlagen

Bei Wiederkäuern wird die Verwertung der Nährstoffe stark durch die Mikrobielle Umsetzung des Futters im Vormagen bestimmt. Eine Optimierung der Nährstoffversorgung muss daher eine bedarfsgerechte Versorgung sowohl der Mikroben als auch des Wirtstiers zum Ziel haben.

Zugeführtes Nahrungsprotein wird zunächst im Vormagen zu einem Großteil von Mikroben metabolisiert und in Mikrobeneiweiß umgewandelt, das eine ähnliche Zusammensetzung wie das Milcheiweiß besitzt (vgl. Spiekers und Pfeffer, 1991) und die wichtigste Proteinquelle für das Rind darstellt. Zusätzlich können diese Mikroben über den ruminohepatischen Kreislauf rezyklierten anorganischen Stickstoff assimilieren. Das Ausmaß der N-Assimilation hängt dabei von einer ausreichenden Energieversorgung der Mikroben ab.

Die Frage der Proteinzusammensetzung (Aminosäurenmuster) bietet daher bei Wiederkäuern, im Gegensatz zum Schwein oder Huhn, kaum geeigneten Ansätze zur Reduktion der N-Ausscheidung. Die Frage des Rohproteingehaltes im Verhältnis zum Energiegehalt der Futtermischung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Leistungshöhen sowie die Abbaubarkeit des Rohproteins stehen demgegenüber im Vordergrund.

7.1.2 Verwendung von Ausgleichsfutter zur Reduktion des RP-Gehaltes

Im Gegensatz zur Fütterung bei Schwein und Huhn besteht beim selbsterzeugten Grundfutter in der Rinderhaltung das Problem, dass die Rohproteingehalte selbst innerhalb des selben Betriebes über weite Bereiche schwanken können und in der Regel ihre wahre Höhe nicht bekannt ist. Einer Optimierung des Rohproteingehaltes in der Futtermischung könnte daher durch eine regelmäßige Bestimmung des Rohproteingehaltes des Grundfutters erfolgen.

Bei Betrieben mit größerem Grünlandanteil besteht meist das Problem, dass die Rohproteingehalte im Grundfutter im Vergleich zum Energiegehalt zu hoch sind. Steht genügend Ackerland zur Verfügung, kann dies durch selbstproduzierte Maissilage, die relativ Proteinarm und energiereich ist, ausgeglichen werden. Ansonsten kann der selbe Effekt durch ein spezielles Ausgleichskraftfutter mit geringem Rohproteingehalt erzielt werden. Weizen als rohproteinarmes Ergänzungsfutter erzielt nur bei hoher Milchleistung diese Wirkung, wobei generell der Ausgleich bei hohem Leistungsniveau leichter möglich ist, als bei niedrigem (vgl. Spiekers und Pfeffer, 1991 und Abbildung 9). Die N-Ausscheidungen können durch diese Maßnahme um 10-15 kg pro Kuh und Jahr reduziert werden.

Eine Kontrolle der Proteinzufuhr bei Milchkühen erfolgt derzeit in Österreich bei einer großen Anzahl der Betriebe auf indirektem Weg über die Bestimmung des Milchharnstoffes, der bei der Milchleistungskontrolle standardmäßig bestimmt wird.

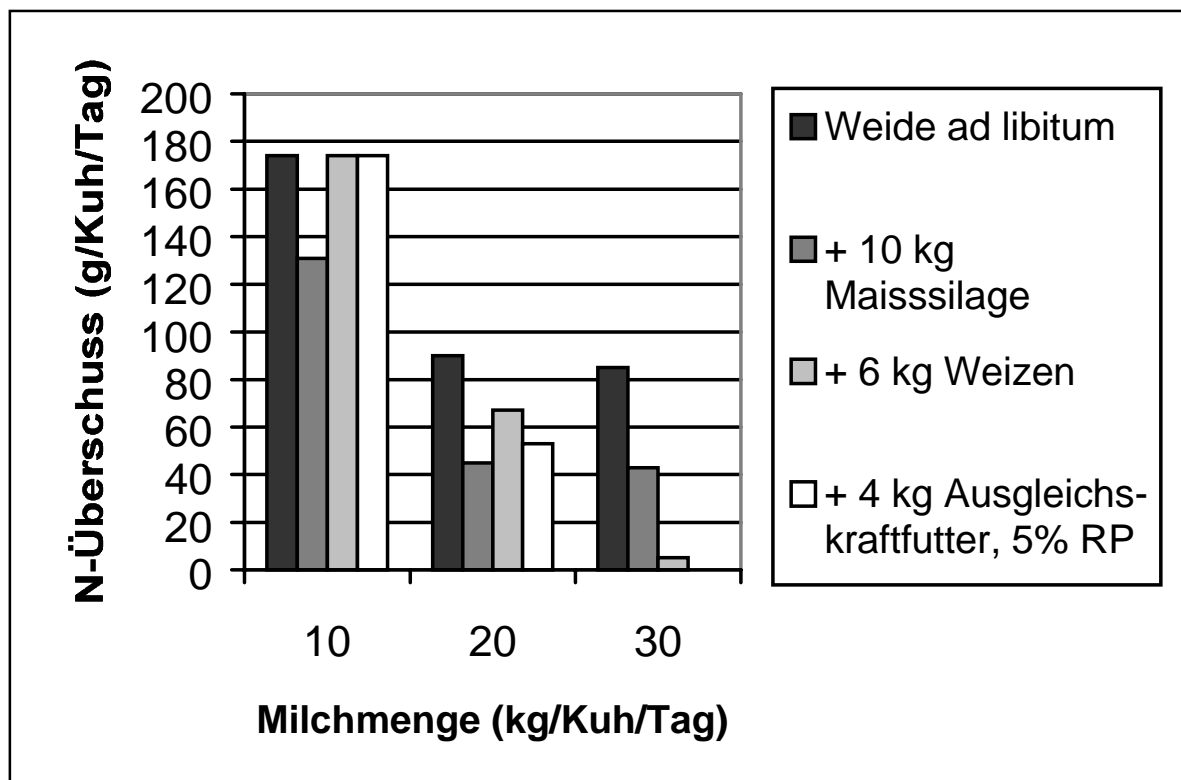


Abbildung 9: Reduktion des N-Überschusses in Futterrationen durch Zufütterung eines energiereichen Ausgleichsfutters bei unterschiedlichem Leistungsniveau. Zufütterung von Milchleistungsfutter (18% RP) ab folgenden Milchleistungen: Varianten „Weide“ und „+ Maissilage“ ab 16 kg/Tag, Variante „+Ausgleichskraftfutter ab 25 kg/Tag, Variante „+Weizen“ ab 31 kg/Tag (Spiekers und Pfeffer, 1991)

7.2 Abbaubarkeit des Rohproteins

Mit steigender Milchleistung steigt der Bedarf an unabgebautem Rohprotein im Duodenum stärker an als der Nettobedarf an Rohprotein. Bei steigenden Milchleistungen kann daher Rohprotein um so besser verwertet werden, um so schlechter es von den Mikroorganismen im Vormagen abbaubar ist (vgl. Spiekers und Pfeffer, 1991, Abbildung 10). Ist die Abbaubarkeit des Rohproteins im Vormagen höher als die Werte in Abbildung 10, so muss zur Sicherstellung einer ausreichenden Rohproteinversorgung im Duodenum der Rohproteineinsatz erhöht werden. Dadurch steigen die N-Verluste.

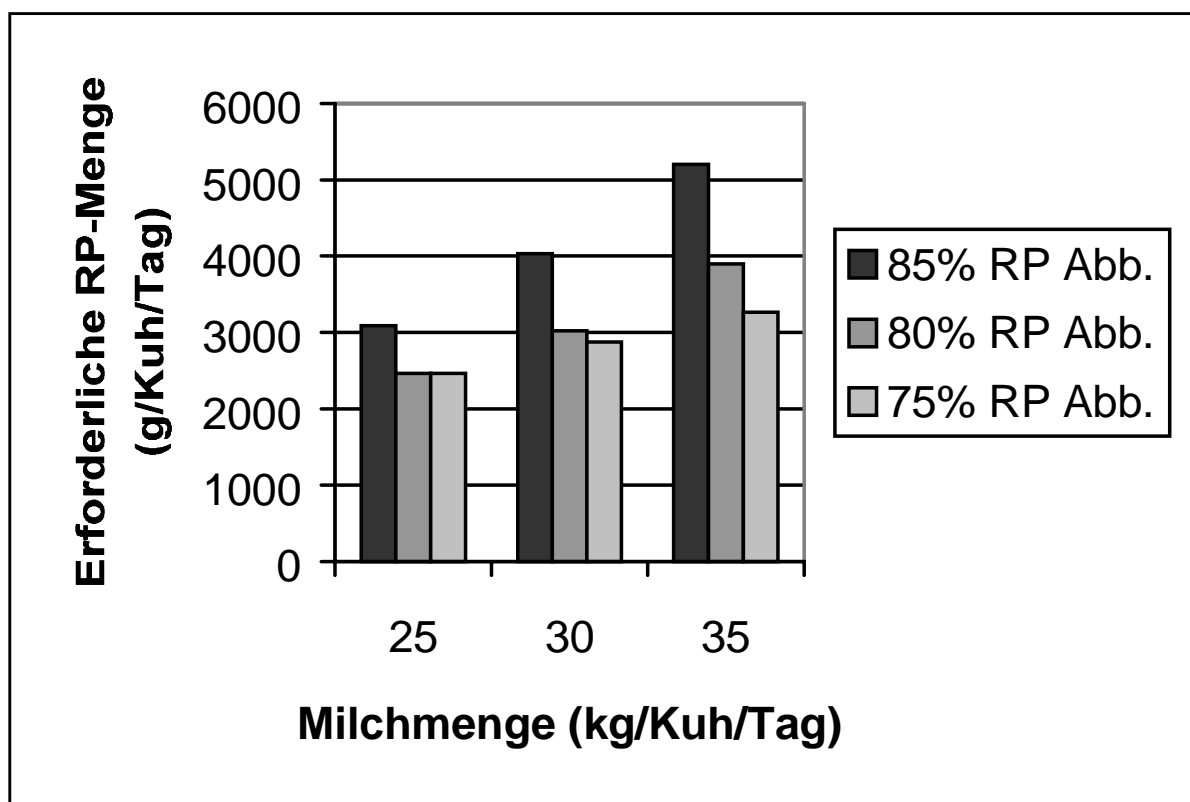


Abbildung 10: Erforderliche Rohproteinmenge im Futter bei unterschiedlicher Abbaubarkeit des Rohproteins und unterschiedlicher Milchleistung (Nach Daten aus Spiekers und Pfeffer, 1991)

7.3 Höhe des Kraftfuttereinsatzes vs. Flächenausstattung des Betriebes

Von Spiekers und Pfeffer (1991) durchgeführte Versuche zeigen, dass die N-Ausscheidungen, bezogen auf eine konstante Milchmenge von 100.000 kg/Jahr, bei Steigerung des Kraftfuttereinsatzes bis 14 dt in gleicher Höhe blieben und dann anstiegen (vgl. Tabelle 8). Die N-Effizienz blieb über den gesamten Bereich des Kraftfuttereinsatzes mit 28,7 % konstant.

Da sich jedoch wegen des sinkenden Flächenbedarfs und der sinkender Viehzahl der Flächenbesatz kaum ändert (2,2 – 2,5 Kühe/ha), steigt der nicht verwertete N/Fläche trotz gleichbleibender N-Effizienz der Tierproduktion im gesamten Bereich von 215 bis 307 kg N/ha an! Es ist somit offensichtlich, dass im Zusammenhang mit der Frage des Kraftfuttereinsatzes die N-Effizienz der Tierproduktion an sich nicht der geeignete Ansatzpunkt zur Verbesserung einer

allfälligen Umweltbelastung darstellt, sondern der Gesamtbetrieb betrachtet werden muss.

Tabelle 8: Veränderung der nicht mit Milch exportierten N-Menge bei steigendem Kraftfuttereinsatz und konstanter Milchmenge von 100.000 l/Jahr. Daten aus Spiekers und Pfeffer (1991)

Kraftfuttermenge (dt/Kuh/Jahr)	9	14	24
Milchmenge (kg/Kuh/Jahr)	5600	6200	6400
benötigte Kuhzahl	17,9	16,1	15,7
benötigte Grundfutterfläche (ha)	8,2	7,3	6,2
Nicht mit Milch exportierter N (kg/Jahr)	1764	1749	1906
Nicht mit Milch exportierter N/Fläche (kg/ha/Jahr)	215	239	307
Nicht mit Milch exportierter N/Tier (kg/Kuh/Jahr)	99	109	121

Pfeffer und Spiekers (1989) zeigten an Hand von Hoftorbilanzen beispielhaft, dass Milchviehbetriebe bei einer Milchleistung von 5000 kg/Kuh/Jahr, die mit einem Kraftfutterraufwand von 10 dt/Kuh/Jahr erzielt wird, eine ausgeglichene N-Bilanz besitzen. Darunter ist die Bilanz negativ, darüber positiv (Abbildung 11). Dabei ist es dem Prinzip nach egal, ob die Bilanz auf die Einheit Tier oder Fläche bezogen wird. Mit zunehmendem Flächenertrag nimmt die Spannweite zwischen Unter- und Überbilanzierung jedoch zu. Relativ unbedeutend für das Ergebnis ist es, ob mit der Milcherzeugung eine Kälberaufzucht verbunden ist oder nicht.

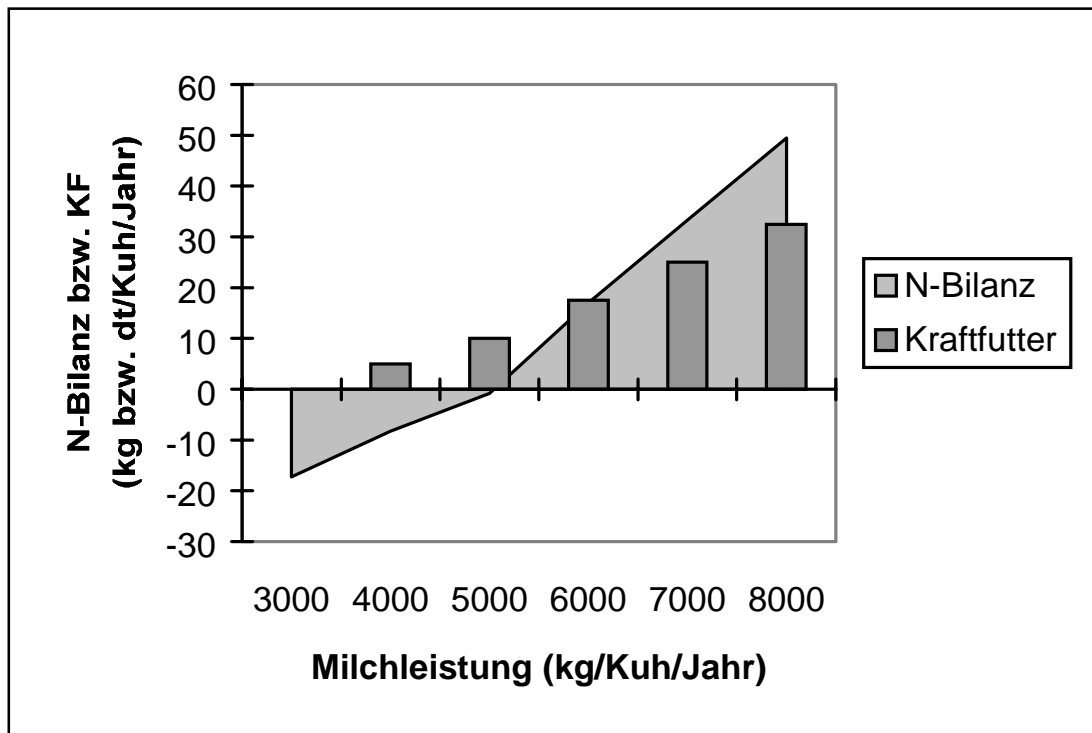


Abbildung 11: N-Bilanz für Milcherzeugungsbetriebe in Abhängigkeit der Milchleistung und des Kraftfuttereinsatzes. (Nach Pfeffer und Spiekers, 1989)

7.4 Zur Phosphoreffizienz beim Rind

Eine Beachtung der Qualität des Futter-P stellt beim Wiederkäuer keinen geeigneten Ansatzpunkt zur Reduktion der P-Ausscheidungen dar. Eine Verbesserung der P-Effizienz auf physiologischem Weg kann daher nur über die Leistungshöhe erfolgen.

Ein anderer Ansatzpunkt würde in der Reduktion zu hoher Phosphorgehalte im Milchleistungsfutter bestehen: Spiekers und Pfeffer (1991) stellten fest, dass bei 1989 in der BRD durchgeführten Analysen von Milchleistungsfutter die erforderlichen P-Gehalte im Durchschnitt um 50% überschritten wurden. Der Grund lag nicht im übermäßigen Zusatz von mineralischem Phosphat sondern im hohen P-Gehalt der eingesetzten Futtermittelkomponenten. Eine Optimierung des P-Gehaltes wäre zwar durch den Einsatz anderer Ausgangsprodukte theoretisch möglich, würde aber vermutlich in einer Reihe von Fällen eine Verteuerung der Futtermittelmischung zur Folge haben.

8 Literatur

- Abel, H. (1997) Stoff und Energiebilanzen in der Tierproduktion. VdLUFA Schriftenreihe, Kongressband 1997: Stoff und Energiebilanzen in der Landwirtschaft **46**, 33-50
- Anderson, W. (1976) More meat - or less - on the dinner table. *World's Poultry Sci* **32**, 222-227
- Byerly, T. (1975) Feed use in beef production: a review. *J. Anim. Sci.* **41**, 921-930.
- Eckert, H. (1997) Stoff und Energiebilanzen im Landwirtschaftsbetrieb. VdLUFA Schriftenreihe, Kongressband 1997: Stoff und Energiebilanzen in der Landwirtschaft **46**, 51-71
- Flachowsky, G. (1992) Nährstoffökonomische, energetische und ökologische Aspekte bei der Erzeugung von eßbarem Protein tierischer Herkunft. *Arch. Geflügelkunde* **56** (6), 233-240
- Fuller, M. F. und A. G. Chamberlain (1988) Protein requirements of pigs. In: Cole, D. J. A.; W. Haresign. Recent developments in pig nutrition 85-96. Butterworths, London
- Haiger, A., J. Sölkner, W. Wetscherek (1986) Der Einfluß verschiedener Futterniveaus auf die Lebensleistung kombinierter und milchbetonter Kühe. 1. Mitteilung: Aufzucht bis Abschluß der zweiten Laktation. *Züchtungskunde* **58**, 38-45
- Haxsen, G. (1997) Betriebswirtschaftliche Berechnung zur Verminderung von Stickstoffüberschüssen in der Viehhaltung unter verschiedenen Preisbedingungen. VdLUFA Schriftenreihe, Kongressband 1997: Stoff und Energiebilanzen in der Landwirtschaft **46**, 183-186.
- Kirchgessner, M. (Hrsg.) (1997) Mitteilungen des Ausschusses für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie. Empfehlung zur Versorgung von Schweinen mit Phosphor. *Proc.Soc.Nutr. Physiol.* **6**, 193-200. Zit. in Pfeffer (1997)
- Kirchgessner, M., F.X. Roth, W. Windisch (1993) Verminderung der Stickstoff- und Methanausscheidung von Schwein und Rind durch die Fütterung. Übers. *Tierernährg.* **21**, 89-120.
- Kuderna, M. (1993) N-Kreisläufe in drei Betrieben des Leibnitzer Feldes. Diss. Univ. f. Bodenkultur, Wien
- Kuderna, M. und W.E.H. Blum (1998) N-fluxes and efficiencies on farms in Styria. In: Van der Hoek, K., J.W. Erisman, S. Smeulders, J. Wisniewski, J. Wisniewski (Eds.) Nitrogen, the Confer-N-s. First International Nitrogen Conference 1998. 507-513. Elsevier, Amsterdam, Lausanne, New York, Oxford, Shannon, Singapore, Tokyo
- Leitgeb, R., P. Oberrauch, F. Baumann, W. Wetscherek (1998) Einsatz von Tiermehl in der Hühnermast. *Die Bodenkultur* **49** (3) 193-199
- Lettnner, F., W. Zollitsch, M. Schams-Schargh (1991) Einfluss der Absenkung des Rohproteingehaltes im Legehennenalleinfutter auf Leistung, Eizusammensetzung und Stickstoffausscheidung. *Die Bodenkultur* **42**, 377-384
- Morgenthum, R (1990) Einflüsse auf die Stickstoffausscheidung beim wachsenden Schwein - eine Literaturlauswertung. *Tierzucht* **44**, 518-519

- Oloffs, K., J. Cossa, H. Jeroch (1997) Phosphor Bilanzierung bei Legehennen. VdLUFA Schriftenreihe, Kongressband 1997: Stoff und Energiebilanzen in der Landwirtschaft **46**, 199-202.
- Pfeffer, E. (1997) Nährstoffbilanzen in verschiedenen Fütterungssystemen. Arch. Tierz. **40** (3), 287-294.
- Pfeffer und Spiekers (1989) Stickstoffbilanz in Milchviehbetrieben. Der Tierzüchter **41**, 246-247.
- Reid, J. T. (1975) Comparative efficiency of animals in the conversion of feedstuffs to human foods. Proc. Cornell Nutr. Conf. for Feed Manuf, Cornell Univ. 1975,16-20.
- Schulz, E. (1994) Leistungsgerechte und umweltverträgliche Fütterung von Schweinen - Probleme und Lösungsansätze. Arch. Tierz, Sonderheft. **37**, 89-95.
- Spiekers, H. und E. Pfeffer (1991) Umweltschonende Ernährung von Schwein und Rind mit Stickstoff und Phosphor
- Stelzl, J. (1992) Effekte der Reduzierung des Rohproteingehaltes und des Einsatzes von Rapsexpeller in der Schweinemast. Diss. Univ. für Bodenkultur, Wien.
- Tiews, J. (1969) Die Erzeugung vom Tier stammender Nahrungsmittel. Landwirtschaft. Forschung, **Sonderh. 23/1**, 15-25.
- Van der Hoek, K.W. (1998) Nitrogen efficiency in global animal production. . In: Van der Hoek, K., J.W. Erisman, S. Smeulders, J. Wisniewski, J. Wisniewski (Eds.) Nitrogen, the Confer-N-s. First International Nitrogen Conference 1998. 127-132. Elsevier, Amsterdam, Lausanne, New York, Oxford, Shannon, Singapore, Tokyo
- Wedin, W. F., H. J. Hodgson and N. L. Jacobson (1975) Utilization plant and animal resources in produced human food. J. Anim. Sci. **41**, 667-680.
- Wilcke, H. L. (1969) Potential of animal, fish, and certain plant protein sources. J. Dairy Sci. **52**, 409-420.
- Zollitsch, W. (1997) Umweltgerechte Tierernährung bei Nichtwiederkäuern. Sonderausgabe „Förderungsdienst“: Landwirtschaft und Umwelt. 75-78. BMLF, Wien.
- Zollitsch-Stelzl, J., F. Lettner, W. Wetscherek (1992). Effekte der Reduzierung des Rohproteingehaltes in der Schweinemast. Die Bodenkultur **43**, 353-362.

DI Dr. Max Kuderna

wpa Beratende Ingenieure
Ingenieurbüro für Bodenkunde und technische Chemie GmbH

Lackierergasse 1 / 4
1090 Wien

Tel: (01) 403 62 80
Fax: (01) 405 57 16
E-Mail: wpa@apanet.at

Der Wald als Empfänger und Quelle diffuser Stickstoffbelastungen

Klaus Katzensteiner

Institut für Waldökologie, BOKU Wien

Kurzfassung: Stickstoff war im Verlauf der Evolution von Wäldern der bedeutenste wachstumslimitierende Hauptnährstoff. Natürliche atmogene Stickstoffeinträge dürften sich im Bereich von 1 bis 2 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bewegen. Die Stickstofffixierung dürfte in den meisten Wäldern der gemäßigten Breiten bei 1 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ liegen und 10 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ kaum überschreiten (Ausnahmen: symbiotische N-Fixierung, z.B. Erlenwälder in frühen Sukzessionsphasen: 50 bis 200 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). Stickstoffverluste mit dem Sickerwasser sind in ungestörten Waldökosystemen gering (weniger als 2 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). In situ Messungen von Denitrifikationsraten in ungestörten Wäldern zeigen meist ebenfalls jährliche Verluste von weniger als 1 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Die Entzüge durch konventionelle Holznutzung liegen, wenn man sie auf die Umtriebszeit bezieht, in Bereichen von weniger als 5 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. In den ersten Jahren nach Kahlschlag treten jedoch substantielle Verluste mit dem Sickerwasser, ebenso wie gasförmige Verluste auf. Diese übersteigen jedoch, auf eine Rotationsperiode hochgerechnet, selten 1 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Nährstoffentzüge durch historische Nutzungsmethoden wie Streurechen und Schneitelung waren verglichen zur konventionellen Holznutzung enorm ($> 20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) und führten in vielen Gebieten zu gravierender Nährstoffverarmung und Bodenversauerung. Gegenwärtige atmogene Einträge an Stickstoff aus verschiedenen Quellen (Verbrennungsprozesse, Landwirtschaft) liegen in Österreich im Bereich von 5 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in emittentenfernen Waldgebieten bis über 20 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten. In emittentennahen Wäldern sind die Depositionsraten aufgrund der effizienten Filterwirkung deutlich höher anzusetzen. Derzeit wirken viele Wälder noch als Senke für atmogene Stickstoffeinträge. Bei gleichbleibender Belastung ist zu erwarten, daß in belasteten Gebieten zunehmend mehr Wälder einen Status der Stickstoffsättigung erreichen und Nitratausträge mit dem Sickerwasser in ähnlichen Größenordnungen wie die Einträge liegen. Die Stickstoffspeicherfähigkeit von Wäldern ist über Bewirtschaftungsmaßnahmen nur begrenzt steuerbar.

Keywords: Stickstoffbilanz Wald, Stickstoffsättigung, Waldbewirtschaftung und Stickstoffhaushalt

1 Einleitung

Der Stickstoffhaushalt von Waldökosystemen in Mitteleuropa war in den letzten Jahrhunderten vorwiegend durch Biomasseentzüge und Streunutzung geprägt. Anthropogen verursachte Stickstoffeinträge waren bis vor wenigen Jahrzehnten vernachlässigbar gering. In vielen Gebieten führten diese Nutzungen zu einer sehr ausgeprägten Verarmung und Degradation der Wälder. Erst in den letzten Jahrzehnten sind diese Einträge durch Emissionen aus Industrie, Verkehr, Hausbrand aber auch aus landwirtschaftlichen Systemen beträchtlich angestiegen. Kurzfristig kann dieser Eintrag durchaus positive Auswirkungen auf den Waldzustand ausüben. Mittlerweile bestehen allerdings bereits massive Bedenken, ob dieser in manchen Gegenden sehr hohe Stickstoffeintrag noch über Einbau in die Biomasse oder Speicherung im Boden abgepuffert werden kann (Aber et al., 1989, Vitousek et al., 1997). Im vorliegenden Artikel soll die derzeitige Belastungssituation evaluiert und mögliche Konsequenzen abgeschätzt werden.

2 Stickstoffhaushalt von Waldökosystemen

In Abbildung 1 wird ein vereinfachtes Schema für den Stoffhaushalt von ungestörten Waldökosystemen dargestellt. Für Stickstoff kommen auf der Eintragsseite die atmosphärische Deposition, andererseits die mikrobielle Stickstofffixierung zum Tragen. Lateraler Eintrag über Streuverfrachtung oder Kot von Tieren kann kleinflächig beträchtliche Ausmaße erreichen, ist jedoch bei der Betrachtung größerer Flächen von untergeordneter Bedeutung. Für azonale Systeme wie Auwälder kann der Eintrag über die Überschwemmungsdynamik jedoch die Hauptnährstoffquelle darstellen.

Die atmogene Stickstoffdeposition in vom Menschen wenig beeinflussten Gebieten kann mit ein bis zwei $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ angenommen werden. So verzeichnete das US –Amerikanische National Atmospheric Deposition Program (1999) für drei Stationen im pazifischen Nordwesten der USA (Washington) in den Jahren 1995-1997, bei Jahresniederschlägen von 1700 mm, Gesamteinträge von $1.5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ an anorganischem Stickstoff. Der Anteil an Ammonium betrug weniger als 40 %. Im Vergleich dazu ist der Osten der USA

mit Einträgen von fünf bis sechs $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bereits deutlich belastet, wiewohl die Einträge noch deutlich niedriger als in Mitteleuropa liegen (Kapitel 4). Noch geringere N-Einträge als auf der Nordhalbkugel von $< 1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ werden von der Cordillera Piuchué Ecosystem Study in Südchile berichtet (Hedin et al., 1995).

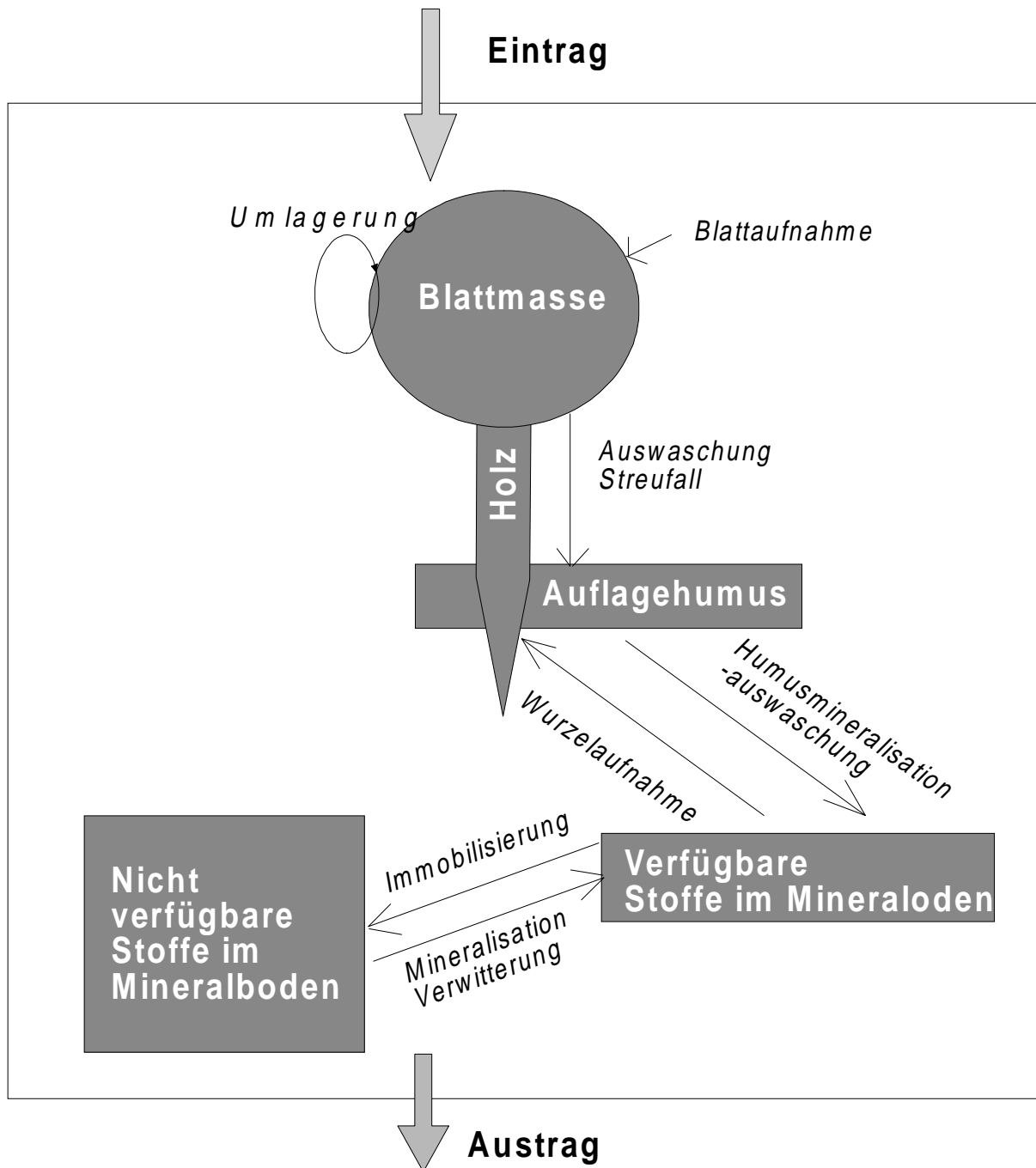


Abbildung 1: Vereinfachtes Schema für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen

Eine weitere wichtige Stickstoffquelle stellt die mikrobielle Stickstofffixierung dar. Diese mikrobielle Stickstofffixierung über autotrophe oder freilebende heterotrophe einzellige Bakterienstämme wie *Clostridium* und *Azotobacter* dürfte in den meisten Waldökosystemen bei $1 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ liegen und $10 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ kaum überschreiten. Die symbiontische Stickstofffixierung über *Rhizobium* bei Leguminosen oder Actinorhiza mit Erlen kann allerdings 50 bis $200 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ betragen (Binkley, 1986). Da Erlenbestände in Mitteleuropa nicht sehr weit verbreitet und auf spezielle Standorte beschränkt sind, sind diese Raten in einer Flächenbilanz wenig bedeutsam.

Gegenüber den Einträgen ist die Stickstoffnachlieferung aus der Gesteinsverwitterung vernachlässigbar gering.

Die Stickstoffspeicherung von Waldökosystemen hängt einerseits von den Bodenverhältnissen, andererseits vom stockenden Bestand ab. Tabelle 1 zeigt die durchschnittlichen Stickstoffvorräte von österreichischen Waldböden nach der Waldbodenzustandsinventur (Englisch, 1992).

Tabelle 1: Stickstoffvorräte [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$] in österreichischen Waldböden (Englisch, 1992):

Bodentypengruppe	Auflage	Mineralboden bis 50 cm	Gesamtvorrat
reiche Fels-Braunerde	480	7320	7800
arme Fels-Braunerde	622	6350	6972
Lockersediment- Braunerde	464	4736	5200
Semipodsol	887	7134	8021
Podsol	752	6525	7277
Pseudogley, Gley	546	6417	6963
Rendsina	814	9287	10101
Kalk-Braunlehm	391	8636	9027

Die Stickstoffvorräte im Mineralboden betragen meist zwischen 5 und 10 t.ha⁻¹. Nur ein geringer Teil dieser Vorräte wird allerdings tatsächlich pflanzenverfügbar. Zirka 10 % des Stickstoffvorrates ist im Auflagehumus gespeichert. Reife Waldökosysteme decken einen großen Teil ihres Nährstoffbedarfes über Mineralisation dieses Auflagehumus. Ein geschlossener Nährstoffkreislauf ist für die Funktion eines Waldökosystems von eminenter Bedeutung.

Die Kompartimentierung der Stickstoffvorräte in der oberirdischen Biomasse von Fichtenbeständen unterschiedlichen Alters einer durchschnittlicher Bonität gibt Glatzel (1990).

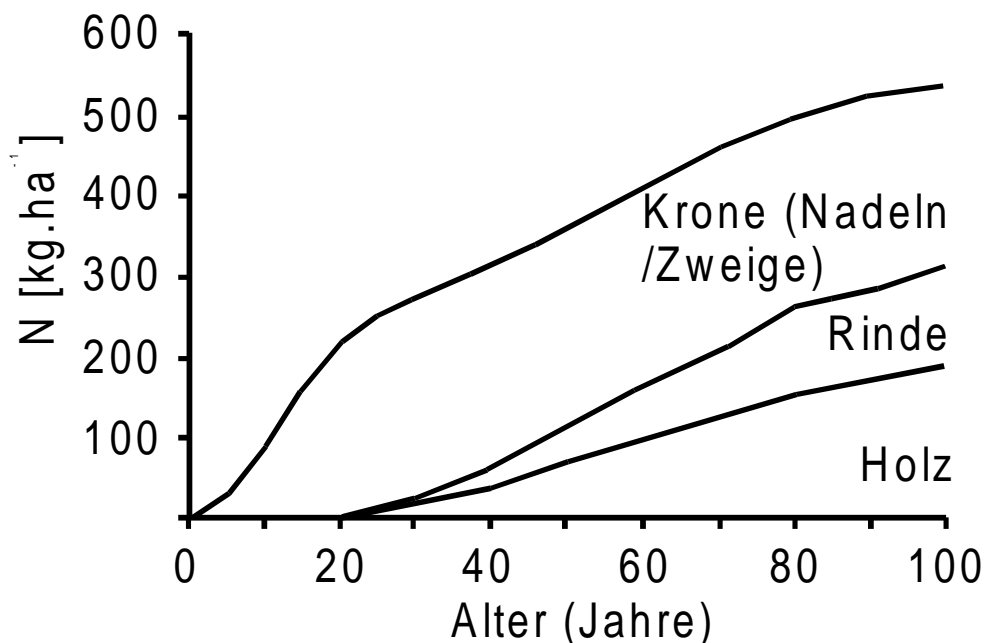


Abbildung 2: Stickstoffeinbau in die oberirdische Biomasse eines Fichtenbestandes 10. Absolutbonität (n. Glatzel, 1990)

Auf der Verlustseite sind Denitrifikation und Auswaschung mit dem Sickerwasser die wesentlichen Bilanzglieder.

Denitrifikationsraten in ungestörten Systemen liegen meist bei Werten unter 1 kg N.ha⁻¹.a⁻¹, wiewohl z.B. Laubwaldsysteme deutlich höhere Stickstoffverluste aufweisen können (Literaturübersicht in Davidson et al., 1990). So fand z.B. Zechmeister Boltenstern (1997) im Wienerwald N₂O-N-Ausgasungen von 3.4 kg.ha⁻¹.a⁻¹. Dabei ist zu bedenken, daß N₂O wiederum in den N-Kreislauf eingebunden wird.

Die Stickstoffauswaschung in ungestörten temperierten Wäldern dürfte ebenfalls extrem gering sein (Hedin et al., 1995). Als Durchschnittswert können $2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ angenommen werden. Ausnahmen können wiederum Systeme mit hoher N-Fixierung bilden. So fanden van Migroet und Cole (1985) jährliche Stickstoffausträge aus Erlenbeständen von $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Weiters muß bei Störungen wie Windwürfen oder Insektenkalamitäten mit hohen N-Austrägen gerechnet werden. Kurzfristig sind hier Werte bis $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, wie sie weiter unten für Kahlschlagnutzungen beschrieben werden, vorstellbar.

3 Einfluß der Bewirtschaftung auf den Stickstoffhaushalt

3.1 Historische Landnutzung

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, waren Wälder für Jahrhunderte nicht nur Energiequelle, sondern auch eine enorm wichtige Nährstoffquelle. In vielen Gebieten war einerseits die Streunutzung verbreitet. Dabei wurde der Auflagehumus komplett aus dem Wald entfernt, erst als Einstreu für das Vieh und anschließend als Dünger für landwirtschaftliche Flächen verwendet. Kreuzer (1972) schätzt Stickstoffverluste je nach Nutzungshäufigkeit für eine Umtriebszeit von hundert Jahren bis zu $1700 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Die Streunutzung wurde in manchen Teilen Österreichs bis in die fünfziger Jahre durchgeführt. Noch intensivere Nährstoffentzüge bewirkte das Schneiteln von Bäumen, das heißt die Entnahme grüner belaubter bzw. benadelter Äste. Wie Abbildung 2 zeigt, sind dies die Pflanzenteile mit den höchsten Stickstoffgehalten.

Weitere Stickstoffverluste sind auf landwirtschaftliche Zwischennutzung von Kahlschlägen zurückzuführen. Weiters wird die Waldweide bis heute in manchen Regionen praktiziert. Katzensteiner und Glatzel (1997) schätzen die Stickstoffentzüge durch Waldweide für eine 100-jährige Rotationsperiode je nach Artzusammenetzung und Deckung der Bodenvegetation ebenfalls auf $100 \text{ bis } 1400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Diese Nährstoffentzüge hatten im weiteren einen massiven Einfluß auf den Basenhaushalt der Böden.

3.2 Konventionelle Forstwirtschaft

Wie Abbildung 2 zeigt, sind die Stickstoffentzüge bei konventioneller Nutzung von Holz in Rinde relativ gering. Da in österreichischen Forstbetrieben Rotationszyklen von 100 Jahren üblich sind, und die Vornutzung in der Regel nur 25 bis 40 % der Gesamtnutzung ausmacht, liegen bei derzeitigen Nutzungsverfahren die Entzüge für eine durchschnittliche Fichtenbonität in einer Rotationsperiode bei ca. 450 kg. Darin liegt auch der Grund, daß Forstwirtschaft mehr oder weniger ohne Düngung auskommt. Zunehmende Entzüge bei Vollbaumnutzung (energetische Verwertung von Biomasse) würden die Stickstoffentzüge annähernd verdoppeln.

Während der ersten Phase nach Kahlschlag muß mit erhöhter Nitratauswaschung gerechnet werden. Einerseits ist der Wärmegenuß deutlich erhöht, andererseits stehen unmittelbar nach Kahlschlag keine Verbraucher zur Verfügung. So wird in der Literatur häufig die Arbeit von Borman und Likens (1979) zitiert, nach der sich die Auswaschungsverluste nach Kahlschlag und Herbizidbehandlung in einem Laubwaldsystem auf $500 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ akkumulierten. Realistischere Schätzungen liegen aber deutlich niedriger, da die Entwicklung der Schlagflora als Nährstoffpuffer dient.

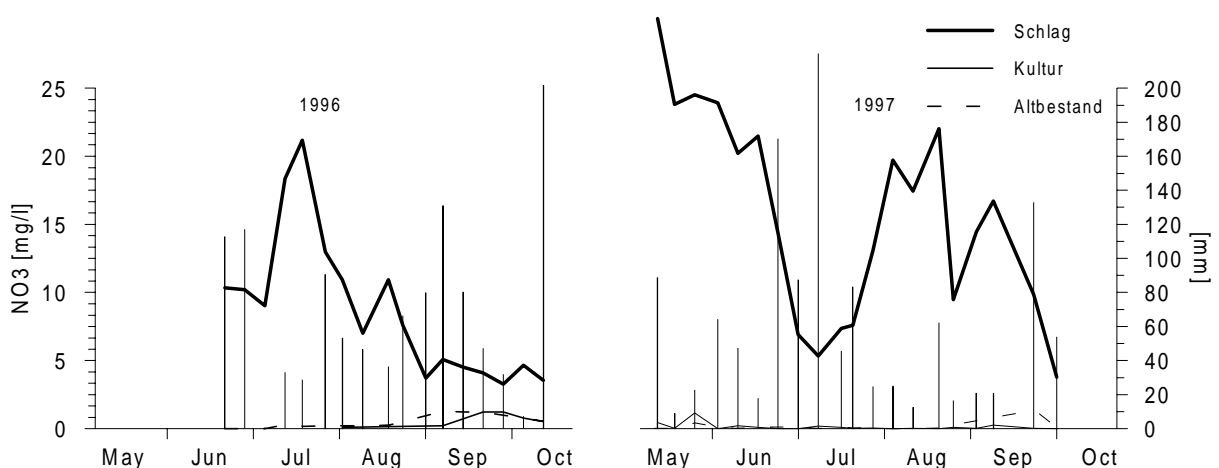


Abbildung 3: Nitratgehalte im Sickerwasser unterschiedlicher Sukzessionsphasen eines Homogyne Abietetums (Katzensteiner, 1998)

In einer Studie von Katzensteiner (1998) waren nach einem Kahlschlag in den nördlichen Kalkalpen die Nitratgehalte im Sickerwasser signifikant erhöht (Abbildung 3). Während der ersten beiden Vegetationsperioden summierten sich die Stickstoffverluste mit dem Sickerwasser auf über $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Da die Stickstoffverluste in der Kulturphase jedoch im selben Zeitraum deutlich unter $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ liegen, dürften diese Verluste rasch ausgeglichen werden.

Eine weitere Nitratbelastung des Sickerwassers kann die Umwandlung tiefwurzelnder Mischbestände in seichtwurzelnde Fichtenbestände bedeuten. Humusabbau in tieferen Bodenhorizonten und fehlende Möglichkeit der Nährstoffaufnahme durch fehlende Durchwurzelung dürfte dafür verantwortlich zeichnen. So fanden Kreuzer et al. (1986) in einem Fichtenbestand (erste Generation nach Buche mit Eiche) Nitratgehalte im Sickerwasser von durchschnittlich $70 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Im benachbarten Buchenaltbestand lagen die Nitratgehalte deutlich unter $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Dieser Unterschied ist nicht mehr durch die hohe Filterwirkung der Fichte für Luftschadstoffe erklärbar.

Eine weitere mögliche Stickstoffquelle für Waldökosysteme stellt die Düngung dar. Allerdings wird Walddüngung kaum angewendet und wenn, dann höchstens als einmalige Meliorationsdüngung. Allerdings kann in diesem Fall auf seichtgründigen, skelettreichen Waldböden mit leichter Bodenart die Sickerwasserbelastung mit Nitrat erheblich sein. So fand Katzensteiner (1995) in einem Walddüngungsversuch auf einem Podsol bei Aufwandsmengen von 1000 kg eines leicht löslichen Mehrnährstoffdüngers (N:P:K 15:5:18) während der ersten Vegetationsperiode mittlere Nitratgehalte im Sickerwasser von über $150 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

4 Atmogene Stickstoffeinträge

Eine Übersicht über Luftverunreinigungen an österreichischen und deutschen Freilandmeßstellen und Waldmeßstationen gibt Smidt (1998, Tabelle 2). Dabei ist zu bedenken, daß Wet-only Depositionen in emittentennahen Gebieten beträchtlich unter den tatsächlichen Freieinträgen liegen können.

Die höchsten Belastungen für Österreich (30 Wet only Meßstellen, Kalina et al., 1996ab, zit. n. Smidt 1998) zeigen zwischen 1991 und 1996 die Stationen

Steyregg mit 17 bis 28 kg N.ha⁻¹.a⁻¹, Kremsmünster (16-25 kg N.ha⁻¹.a⁻¹) und Lunz (15-21 kg N.ha⁻¹.a⁻¹), während z.B. in Innervillgraten nur 4 bis 5 kg N.ha⁻¹.a⁻¹ gemessen werden.

Tabelle 2: Stickstoffflüsse an österreichischen Meßstellen [kg.ha⁻¹.a⁻¹] n. Smidt (1998):

<i>Freilandeinträge</i>				
Land/Quelle	Anzahl Stationen	Meßjahre	NO ₃ -N	NH ₄ -N
Österreich, Wet only (Kalina und Puxbaum 1996b)	26	1994	3.8	5.5
Österreich, Level II-Flächen, Bulk (Smidt, 1998)	20	1996, 1997	3.6	4.6
BRD, Level II (BM f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1997)	61	1995	5.7	7.1
Bayern, Bulk Waldklimastationen (Bayerische Landesanstalt f. Forstwirtschaft)	18	1995, 1996, 1997	4.8	5.9
<i>Flüsse im Kronendurchlaß</i>				
Österreich, Level II-Flächen, Bulk (Smidt, 1998)	20	1996/1997	4.3	4.1
BRD, Level II (BM f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1997)	61	1995	8.6	9.8
Bayern, Bulk Waldklimastationen (Bayerische Landesanstalt f. Forstwirtschaft)	18	1995, 1996, 1997	6.9	7.7

An den 20 ICP Forest Level II-Meßstellen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt sind 1996 und 1997 die Freilandeinträge (Bulk-Deposition) mit 3.9 bis 17.5 (Mittel 8.2) kg N.ha⁻¹.a⁻¹ etwas niedriger. Im Kronendurchlaß wurden Werte von 3.2 bis 22.5 kg N.ha⁻¹.a⁻¹ gemessen. Im Kronenraum von Waldbeständen kann sowohl An- als auch Abreicherung an Stickstoff-

verbindungen auftreten. Einerseits filtern Wälder aufgrund der großen Oberfläche sehr effizient Stäube und Nebeltropfen, was die Gesamtbelastung in exponierten Lagen deutlich steigern kann, andererseits können vor allem reduzierte Stickstoffverbindungen über die Blätter assimiliert werden. Eilers et al. (1992) schätzten anhand von Berechnungsexperimenten mit ^{15}N -markierten Niederschlägen für Fichtenbestände jährliche Aufnahmeleistungen bis zu $9 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Eine negative Kronendachdifferenz für Stickstoff tritt vorwiegend in der Hauptwachstumsperiode auf. Unter der Annahme, daß Stickstoffassimilation im Kronenraum auch dann auftritt, wenn die Stickstoffflüsse unter dem Kronendach über den Freilandeinträgen liegen, sind die tatsächlichen N-Einträge in Wälder höher als die gemessenen Werte anzusetzen. Die Stickstoffflüsse auf den ICP Forest Level II Flächen wurden überdies nur aus der Summe von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ errechnet. Dabei können organische N-Verbindungen bis zu 25 % der Gesamtstickstoffbilanz erreichen (Katzensteiner, 1987). Da diese aber eher dem internen N-Kreislauf der Ökosysteme entstammen dürften, sind sie für die hier dargestellten Bilanzierungen von geringerer Relevanz.

Die Annahme von N-Aufnahme im Kronenraum, vor allem in Ammoniumform, wird auch dadurch gestützt, daß im Freilandniederschlag das $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ Verhältnis im Mittel bei 0.7 bis 0.8 liegt, während im Kronendurchlaß dieser Wert auf 1.1 ansteigt.

Die ICP Forest Level II Meßstellen wurden nach statistischen Kriterien repräsentativ für die österreichische Waldfläche ausgewählt. Da die Problemgebiete eher in industrienahen oder landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen mit geringer Waldausstattung liegen, sind diese in der Statistik kaum vertreten.

Im Rahmen der FIW Waldschadensforschung in den achtziger Jahren gemessene Depositionsraten ergaben für den Böhmerwald Freilandeinträge zwischen 12 und $14 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, während im Kronendurchlaß Flüsse von $14 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ in Leelagen und $24 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ an westexponierten Prallhängen auftraten (Katzensteiner et al., 1992). Im Hausruck waren die kleinräumigen Unterschiede noch ausgeprägter, mit Werten im Kronendurchlaß von bis zu $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Glatzel et al., 1988). Extremwerte fanden Sieghardt und Hager (1992) im Nahbereich einer Massengeflügelhaltung. In einer Meßperiode von

Juli bis Dezember 1988 wurden Bulk-Depositionen von 15.5 bis 26.9 kg und Kronendurchlaßwerte von 16.4 bis 46 kg N.ha⁻¹ gemessen. Die Nitratgehalte im Bodenwasser stiegen auf diesen Flächen bis auf 250 mg.l⁻¹.

Depositionsraten von 50 kg N.ha⁻¹.a⁻¹ und mehr werden sonst nur aus den Niederlanden (Boxman et al., 1998) und Norddeutschland (i.e. Büttner, 1992) berichtet und dürften im Einzugsgebiet der Donau eher die Ausnahme darstellen. So liegen an Bayerischen Waldklimastationen die N-Einträge im Mittel nur geringfügig über den österreichischen Werten (Freiland 9.0, Kronendurchlaß 12.3 kg N.ha⁻¹.a⁻¹).

5 Stickstoffbilanz von Wäldern

5.1 Das Konzept der Stickstoffsättigung

Es existiert eine Reihe von Definitionen für den Begriff ‚Stickstoffsättigung von Ökosystemen‘. Die gebräuchteste Definition von Aber et al. (1989) bezeichnet einen Ökosystemzustand, in welchem das Angebot an anorganischen Stickstoffverbindungen den Bedarf der Pflanzen und Mikroorganismen überschreitet. Operational wird dieser Zustand an erhöhten Stickstoffausträgen aus dem Wurzelraum gemessen. Für die Wasserwirtschaft ist der Punkt, an welchem Wälder nicht mehr als Senke für Stickstoffverbindungen fungieren, sicherlich entscheidend. Mit ökosystemaren Veränderungen ist jedoch bereits viel früher zu rechnen. Diesen Veränderungen werden sogenannte ‚Critical Loads‘-Konzepte gerecht. Als Critical Load werden quantitative Schätzungen einer Belastung mit einem oder mehreren Schadstoffen angegeben, unterhalb derer nach dem momentanen Stand des Wissens keine signifikanten, langfristigen schädlichen Wirkungen auf sensitive Ökosystemkomponenten zu erwarten sind. Von der UN-ECE bzw. der WHO werden je nach Ökosystemtyp wirkungsbezogene Grenzwerte für Stickstoffeinträge von > 5 bis > 20 kg.ha⁻¹.a⁻¹ festgelegt. Hochmoore und Heiden gelten dabei als empfindlichste Systeme, für Laub- und Nadelwald ist der Bodenzustand (Basenversorgung, Nitrifikationsrate) ein entscheidender Faktor. Einträge ab 10 bis 12 kg N.ha⁻¹.a⁻¹ werden im ungünstigsten Fall als kritisch gewertet (zit.n. Smidt, 1998).

5.2 Ökosystemare Veränderungen durch erhöhte Stickstoffeinträge

Einerseits hat der Stickstoffeintrag eine Düngewirkung und verändert damit Wachstum und Konkurrenzverhältnisse von Pflanzen und Tieren, andererseits ist die versauernde Komponente der Stickstoffumsetzung in Betracht zu ziehen.

Eine Konsequenz erhöhter Stickstoffbelastung ist sicherlich die wachstumssteigernde Wirkung – ein teilweise nicht unerwünschter Düngeneffekt. Vielfach wird die in den letzten Jahrzehnten beobachtete Zuwachssteigerung in mitteleuropäischen Wäldern als direkte Konsequenz erhöhter N-Einträge gesehen (Spieker et al., 1996).

Ein zweiter Effekt ist die versauernde Wirkung von Stickstoffeinträgen (i.e. van Breemen und Jordens, 1983). Wird atmosphärisch deponiertes NH_4^+ über die Wurzel aufgenommen, wird im Boden zur Aufrechterhaltung der Elektroneutralität ein Proton generiert. Bei der Nitrifizierung von NH_4^+ werden zwei Protonen generiert. Wenn das entstehende Nitrat in die Biomasse eingebaut wird, wird eines der beiden Protonen wiederum konsumiert, bei Auswaschung von Nitrat kommt die versauernde Wirkung von zwei Protonenäquivalenten voll zum Tragen. Nur wenn Ammonium und Nitrat in gleichen Anteilen deponiert und von der Pflanze aufgenommen würden, wäre Elektroneutralität gewährleistet. Da Koniferen vor allem in saurem Milieu die Aufnahme von Ammonium bevorzugen, ist die versauernde Wirkung von Ammonium in einem großen Teil unserer Waldökosysteme höher als die direkten Säureeinträge.

Da bei der Nitratauswaschung basische Kationen als Gegenionen aus dem Boden verlorengehen, auf der anderen Seite der Bedarf an ebendiesen Elementen bei gesteigertem Wachstum steigt, sind Nährstoffimbilanzen in der Pflanze die Folge. Dazu kommt noch die weiter oben besprochene Stickstoffassimilation im Kronenraum, die eine Entkoppelung von Humusmineralisierung, bei welcher auch basische Kationen freigesetzt werden, und Stickstoffaufnahme bedeutet.

Hinweise auf die Beteiligung erhöhter Stickstoffeinträge an der Entwicklung von Magnesiummängeln im Böhmerwald fanden Katzensteiner et al. (1992). Auf dem am stärksten belasteten Standort lagen überdies die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser bereits bei $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, also bereits gleich hoch wie die

Einträge. Die Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge im Komplexgefüge der Entwicklung von Ernährungsstörungen von Wäldern werden in Katzensteiner und Glatzel (1997) erläutert. Im folgenden sollen die wesentlichsten Mechanismen kurz erläutert werden: Auf basenarmen Ausgangssubstraten führten Nährstoffentzüge durch Biomasseentzug zu einer gravierenden Nährstoffverarmung. Die damit einhergehende Bodenversauerung wurde in den vergangenen Jahrzehnten durch Säureinträge zusätzlich verstärkt. Die Umwandlung von tiefwurzelnden Mischbeständen zu vorwiegend flachwurzelnden Fichtenreinbeständen engte den Nährelementkreislauf zusätzlich ein. Der gegenwärtige Stickstoffeintrag führt zwar in erster Konsequenz zu einer positiven Zuwachsreaktion, im weiteren steigt jedoch der Bedarf an sonstigen Nährelementen, v.a. Phosphor und basischen Kationen (Kalium und Magnesium) weiter an. Bei geringer Nachlieferung dieser Elemente über die Mineralverwitterung und geringen Depositionsraten dieser Elemente kommt es zu unharmonischer Ernährung und reduzierter Vitalität der Wälder.

Die umfassendsten Studien zum Thema Wirkung von N-Einträgen auf Waldökosysteme sind die experimentellen Manipulationen von Wäldern entlang eines Depositionsgradienten in den EXMAN und NITREX Projekten. Die Ergebnisse werden in *Forest Ecology and Management* 101 (Wright und Rasmussen, 1998) dargestellt.

Reynolds et al. (1998) verwenden für die Berechnung von Critical Loads für die NITREX Standorte einen Massenbilanzansatz (Posch et al., 1995). Für die acht Flächen des NITREX-Projektes errechnen sie kritische Einträge von 3-8 kg N.ha⁻¹.a⁻¹ auf Silikatstandorten und 19 kg N.ha⁻¹.a⁻¹ auf einem Mergelstandort. Diese Mengen müßten theoretisch ohne Nährstoffimbilanzen zu verursachen in die Biomasse eingebaut, immobilisiert, denitrifiziert oder in einem für Gewässer unschädlichem Ausmaß ausgewaschen werden können. Wenn Stickstoffentzüge durch Biomassenutzung in Betracht gezogen werden, steigen die errechneten kritischen Werte für die Silikatstandorte auf 11 bis 15 kg N.ha⁻¹.a⁻¹. Diese Modelle sind natürlich mit großen Unsicherheiten behaftet, da diverse Randbedingungen wie z.B. Nährstoffnachlieferung über Verwitterungsraten etc. in Betracht gezogen werden müssen. Trotzdem kann man davon ausgehen, daß eine Reihe von österreichischen Wäldern zumindest an der Grenze kritischer Einträge liegt.

Eine Möglichkeit der Evaluierung der Ernährungssituation von Wäldern stellen Nadelanalysen dar. Stefan und Fürst (1998) stellten die Nadelspiegelwerte von Fichten bzw. Kiefern von 611 Probepunkten im Österreichischen Bioindikatornetz dar. Wie zu erwarten, war Stickstoff im Mittel das häufigste Mangel-element. Ergebnisse aus Walddüngungsversuchen belegen allerdings, daß selbst bei stickstoffbetonter Düngung, solange keine sonstigen Wachstumsfaktoren limitierend wirken, Stickstoff häufig unter den Optimalwert von 1.5 mg.g^{-1} verdünnt wird (Katzensteiner, unpubl. Versuchsergebnisse). Die räumliche Verteilung zeigt aber, daß im nördlichen Alpenvorland und im Wald- und Mühlviertel, jenen Regionen mit hohen Eintragsraten, nur auf 20-30 % der Flächen Stickstoffmängel zu finden sind, während südlich des Alpenhauptkammes 70 % der Probepunkte Stickstoffmängel aufwiesen. Im nördlichen Alpenvorland waren überdies auf 37 % der Flächen N/K- und auf der Hälfte der Flächen die N/P-Verhältnisse oberhalb des harmonischen Bereichs. Im Wald- und Mühlviertel sind auf 37 % der Probepunkte ungünstige N/Mg-Verhältnisse zu finden. Diese Ergebnisse deuten bereits auf eine gewisse Stickstoffeutrophierung im nördlichen Teil Österreichs.

6 **Schlußfolgerungen**

Die gegenwärtige Belastungssituation mit atmosphärischen Stickstoffverbindungen ist regional unterschiedlich zu beurteilen. Viele Waldökosysteme sind durch historische Landnutzung an Nährstoffen verarmt. Wenn die Nährstoffnachlieferung über die Mineralverwitterung ausreicht, die Einträge zu kompensieren, können diese Systeme noch als Stickstoffsinken fungieren. In natürlich armen Systemen wie Hochmooren können auch bereits geringe Einträge gravierende Veränderungen in der Artenzusammensetzung herbeiführen.

In landwirtschaftlichen Intensivgebieten vor allem im Norden Österreichs liegen die Einträge teilweise in Bereichen, die nicht mehr in die Biomasse eingebaut werden können. Hier ist mit zunehmender Stickstoffsättigung von Waldökosystemen zu rechnen.

Durch Vermeidung größerflächiger Nutzungen von Wäldern kann eine vorübergehende Nitratbelastung des Sickerwassers minimiert werden. Höhere

Stickstoffentzüge über eine Intensivierung der Biomassenutzung würden negative Effekte auf den Basenhaushalt und auf die Biozönose nach sich ziehen. und sind eher nicht zu forcieren.

Ob über verstärkte Einbringung von Laubholz und Tiefwurzlern die Stickstoffspeicherung der Böden langfristig verbessert werden kann, ist noch experimentell zu überprüfen. Die Aufforstung von Grenzertragsstandorten kann über den Entzug dieser Flächen aus landwirtschaftlicher Nutzung die regionale Stickstoffbilanz günstig beeinflussen.

7 Literatur

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Stendler, P. and Mellilo, J.M., (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, **39**: 378-386.
- Berger T.W., Glatzel G., (1994): Deposition of atmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (*Quercus petraea* and *Quercus robur*) in Lower Austria. *Forest Ecology and Management*, **70**: 183-193.
- Berger, T.W., Katzensteiner, K., (1996): Deposition of Atmospheric Pollutants and its Impact on Forest Ecosystems of the Northern Tyrolean Limestone Alps. *Phyton*, **36**: 131-144.
- Binkley, D., (1986): Forest Nutrition Management. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore. 290 S.
- Borman, F.H., Likens, G.E., (1979): Patterns and Processes in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin. 253 p.
- Boxman, A.W., van der Ven, P.J.M., Roelofs, J.G.M., (1998): Ecosystem recovery after a decrease in nitrogen input to a Scots pine stand at Ysselsteyn, the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, **101**: 155-163.
- Büttner, G., (1992): Stoffeinträge und ihre Auswirkungen in Fichtenökosystemen im nordwestdeutschen Küstenraum. *Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A*, **84**, Göttingen: 192 S.
- Davidson, E.A., Myrold, D.D., Groffman, P.M., (1990): Denitrification in temperate forest ecosystems. In: Gessel, S.P., Lacate, D.S., Weetman, G.F., Powers, R.F. (eds): Sustained Productivity of Forest Soils. Proceedings of the 7th North American Forest Soils Conference held at the University of British Columbia, Vancouver, Canada, July 1988: 196-220.
- Eilers, G., Brumme, R., Matzner, E., (1992): Above-ground N-uptake from wet deposition by Norway spruce (*Picea abies* Karst.). *Forest Ecology and Management*, **51**: 239-249.
- Englisch, M., (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur Teil III: Atmosphärische Hauptnährstoffe. *Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien*, **168/1**.

- Glatzel, G., Katzensteiner, K., Kazda, M., Kühnert, M., Markart, G., und Stöhr, D., (1988): Eintrag atmosphärischer Spurenstoffe in österreichische Wälder; Ergebnisse aus vier Jahren Depositionsmessung. Bericht FIW-Symposium, Univ. f. Bodenkultur, Wien, 60-72.
- Glatzel, G., (1990): The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant and Soil*, **128**: 67-74.
- Hedin, L.O., Armesto, J.J., Johnson, A.H., (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology*, **76**(2): 493-509.
- Kalina, M., Puxbaum, H., (1996a): Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich – Dokumentation der Daten für 1993. TU Wien, Inst. f. Analytische Chemie, Ber. **2/96**.
- Kalina, M., Puxbaum, H., (1996b): Verteilung der nassen Deposition von Niederschlagsinhaltsstoffen in Österreich – Dokumentation der Daten für 1994. TU Wien, Inst. f. Analytische Chemie, Ber. **5/96**.
- Katzensteiner, K., (1987): Deposition und Umsatz atmosphärischer Spurenstoffe in einem Fichtenwaldökosystem im nordwestlichen Mühlviertel. Diplomarbeit, Institut für Waldökologie, Universität f. Bodenkultur, Wien, 103 S.
- Katzensteiner, K., Glatzel, G., Kazda, M., (1992): Nitrogen induced nutritional imbalances – a contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian Forest (Austria). *Forest Ecology and Management*, **51**: 29-42.
- Katzensteiner, K., Glatzel, G., (1997): Causes of magnesium deficiency in forest ecosystems. In Hüttl, R.F., Schaaf W., (eds): Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers, G.B: 227-251.
- Katzensteiner, 1998: Wasser- und Nährstoffhaushalt ausgewählter Waldstandorte im Nationalpark Kalkalpen. Interner Forschungsbericht.
- Katzensteiner K., (1995). Walddüngungsversuche mit organischen Spezialdüngern. *Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur Wien*, **9**, 65-90.
- Kreutzer, K., (1972): Über den Einfluß der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.). *Forstw. Cbl.*, **91**, 263-270.
- Kreutzer, K., Deschu, E., Hösl, G., (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluß von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, **105**: 364-371.
- National Atmospheric Deposition Program (NRSP-3)/National Trends Network. (1999). NADP Program Office, Illinois State Water Survey, 2204 Griffith Drive, Champaign, IL 61820.
- Neumann, M., Smidt, S., (1997): Niedrige Schadstoffeinträge in Österreichs Wälder. *Österreichische Forstzeitung*, **10/97**: 53-54.
- Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P., Downing, R.J., (Eds.), (1995): Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 1995. Co-ordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven.

- Reynolds, B., Wilson, E.J., Emmett, B.A., (1998): Evaluating critical loads of nutrient nitrogen and acidity for terrestrial systems using ecosystem-scale experiments (NITREX). *Forest Ecology and Management*, **101**:81-94.
- Sieghardt, M., Hager, H., (1992): Auswirkungen erhöhter Stickstoffeinträge auf Fichtenbestände im Nahbereich einer Massengeflügelhaltung. *Agrokémia és Talajtan*, **41**: 65-84.
- Smidt, S., (1998): Luftverunreinigungen an österreichischen Waldmeßstationen. Ergebnisse 1991-1997. *Bericht Immissionen*, **1/1998**, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Institut für Immissionsforschung und Forstchemie, 29 S.
- Spieker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P., Eds., (1996): European Forest Institute Research Report **5**, Growth Trends in European Forests. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 370 S.
- Stefan, K., Fürst, A., (1998): Indication of S and N inputs by means of needle analyses based on the Austrian bio-indicator grid. *Environmental Science and Pollution*, Special Issue **1**: 63-69.
- Van Breemen, N., Jordens, E.R., (1983) Effects of atmospheric ammonium sulfate on calcareous and non-calcareous soils of woodlands in the Netherlands. In: Ulrich, B., Pankrath, J., eds: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, D. Reidel Publ. Comp.: 171-182.
- Van Migroet, H., Cole, D.W., (1985): Acidification Sources in Red Alder and Douglas Fir Soils – Importance of Nitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **49**, 1274-1279.
- Vitousek, P.M., Aber, J., Horwath, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Issues in Ecology*, **1**: 3-16.
- Wright, R.F., Rasmussen, L., (1998): Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management*, **101**: 1-7.
- Zechmeister-Boltenstern, S., (1997): Forest Soils - Source or Sink for Atmospheric Trace Gases? In: Biogenic Emmission of Greenhouse Gases. Proceedings of a Workshop Petten, NL, October 1997.

Dr. Klaus Katzensteiner

Institut für Waldökologie, BOKU Wien

Peter Jordanstr. 82
A-1190 Wien

Tel: ..43 – 1 – 47654-4103
Fax: ..43 – 1- 4797896
email: katz@mail.boku.ac.at

Strategien für die Abwasserentsorgung im Donauraum

Robert Fenz, Matthias Zessner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien

1 Einleitung

Im Rahmen des Donaumweltprogramms wurde unter der Leitung des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien und des Institutes für Siedlungswasserbau der TU-Budapest die Studie „Nutrient Balances for Danube Countries“ erstellt. Die Studie wurde durch das PHARE-Programm der EU-Kommission finanziert. Für die Bearbeitung wurden 3 Arbeitsschwerpunkte festgelegt. Der erste Arbeitsschritt unter der Leitung von Prof. Brunner vom Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien umfaßte die Erstellung einer Stickstoffbilanz sowie einer Phosphorbilanz für das Einzugsgebiet der Donau. Über die Methodik der Stoffflußanalyse, die Probleme bei der Anwendung im konkreten Fall und die Ergebnisse der Bearbeitung hat im Rahmen dieses Seminars Dipl.Ing. Lampert (Lampert, 1999) berichtet. Der zweite Arbeitsschwerpunkt war der Erhebung der Gewässergüte der Fließgewässer im Donaueinzugsgebiet gewidmet. Diese Arbeit wurde unter der Leitung von Prof. Somlyódy von der TU-Budapest durchgeführt. Im Rahmen des 3. Arbeitsschwerpunktes wurden der aktuelle Zustand der Abwasserentsorgung erhoben und basierend auf den Ergebnissen dieser Erhebung verschiedene Szenarien der zukünftigen Abwasserentsorgung entworfen und diskutiert. Dieser 3. Arbeitsschwerpunkt, der unter der Leitung von Prof. Kroiß vom Institut für Wassergüte der TU-Wien durchgeführt wurde, soll in diesem Vortrag vorgestellt werden. Die „eigentliche Arbeit“ (Datenerhebung und Erarbeitung der Szenarien) wurde von Partnern in den jeweiligen 1Staaten durchgeführt, das Institut für Wassergüte der TU-Wien gab die Arbeitsmethodik vor und stellte die Ergebnisse der einzelnen Länderberichte zusammen. Leider war es aus politischen Gründen nicht möglich, daß alle Staaten im Donaueinzugsgebiet bei dieser Studie mitwirkten. Kroatien, Bosnien-Herzegowina und Serbien konnten wegen des damaligen Krieges nicht mitwirken. Die Berücksichtigung von Deutschland war aus Gründen der Finanzierung nicht möglich.

2 Abwasserentsorgung im Donauraum - aktuelle Situation (1995)

Bei Beginn der Arbeit war es unklar, in welchem Detaillierungsgrad die Erhebung der aktuellen Situation der Abwasserentsorgung möglich sein würde. Die Partner in den jeweiligen Staaten wurden aufgefordert, für alle Städte mit mehr als 10.000 Einwohnern möglichst konkrete Zahlen zu erheben, wobei von vornherein klar war, daß diese Vorgabe aus Zeitgründen nur in den kleinen Staaten wie Moldawien oder Slowenien relativ leicht durchführbar sein kann, nicht aber z.B. in Rumänien. Im wesentlichen wurde nach dem Anschlußgrad an die öffentliche Trinkwasserversorgung und an die Kanalisation gefragt, so wie nach Daten der Kläranlagen > 10.000 EW, wobei ausdrücklich zwischen Bemessungsdaten und aktuellen Belastungsdaten unterschieden werden sollte. Die kleineren Gemeinden wurden in 2 Kategorien zusammengefaßt. In der einen waren alle Gemeinden mit weniger als 2.000 Einwohnern enthalten, in der anderen die Gemeinden mit mehr als 2.000 aber weniger als 10.000 Einwohnern. Die Erhebung von Daten von direkt einleitenden Industriebetrieben wurde auf Industrien mit einem Abwasseranfall von mehr als 50.000 EW beschränkt.

Für die Analyse der derzeitigen Situation der Abwasserentsorgung wurden also die Daten aus 9 Staaten zusammengetragen: Bulgarien, Moldavien, Österreich, Rumänien, Slowakei, Slowenien, Tschechische Republik, Ukraine und Ungarn. In dem Teil des Donaeinzugsgebiets, der durch diese 9 Staaten erfaßt wird, leben 58 Mio. Menschen. Etwas mehr als die Hälfte dieser 58 Mio. Menschen lebt in Städten mit mehr als 10.000 Einwohnern. In diesen Städten liegt der Anschlußgrad an die Kanalisation im Durchschnitt bei ca. 75 %. Im ländlichen Bereich, womit in diesem Fall alle Ortschaften mit weniger als 10.000 Einwohnern gemeint sind, ist der Anschlußgrad an die Kanalisation mit etwa 20 % deutlich geringer. Mehr als 80 % des in Kanalisationen erfassten Abwassers kommt aus Siedlungen mit mehr als 10.000 Einwohnern. Insgesamt ist im betrachteten Einzugsgebiet etwa die Hälfte der Bevölkerung an das Kanalnetz angeschlossen. Die Abbildung 1 und Abbildung 2 zeigen, daß die Anschlußgrade in den einzelnen Staaten zum Teil erheblich voneinander abweichen.

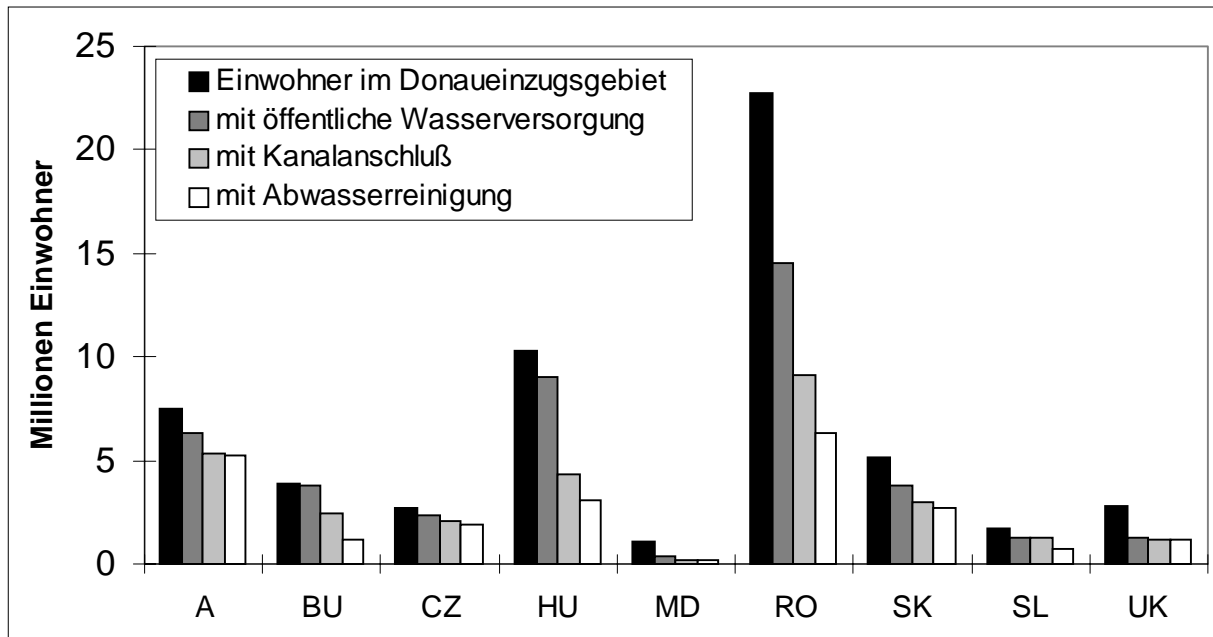


Abbildung 1: An öffentliche Trinkwasserversorgung, Kanalisation bzw. Abwasserreinigungsanlagen angeschlossene Bevölkerung

Generell erkennt man in allen Ländern, daß der Anschlußgrad an Kläranlagen geringer ist als der Anschlußgrad an die Kanalisation, und daß dieser wiederum zum Teil deutlich unter dem Anschlußgrad an die öffentliche Trinkwasserversorgung liegt. So sind z.B. in Ungarn nur die Hälfte der Bewohner, die ihr Trinkwasser über eine öffentliche Versorgung erhalten, an ein Kanalnetz angeschlossen, während z.B. in der Tschechischen Republik, in Slowenien und in Österreich die Differenz zwischen dem Anschlußgrad an die öffentliche Trinkwasserversorgung und dem an die Kanalisation gering ist.

In Moldawien und in der Ukraine sind überhaupt nur etwas mehr als 30% der Bevölkerung an eine öffentliche Trinkwasserversorgung angeschlossen, auch in Rumänien ist dieser Prozentsatz mit 60 % gering.

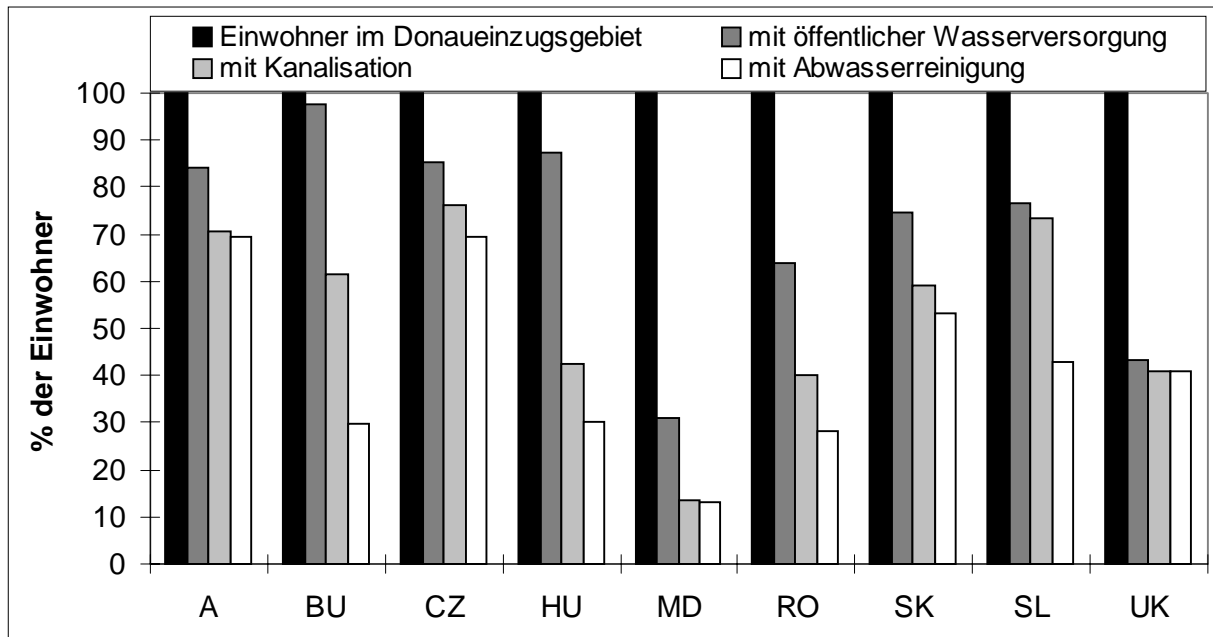


Abbildung 2: Anschlußgrad an öffentliche Trinkwasserversorgung, Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen

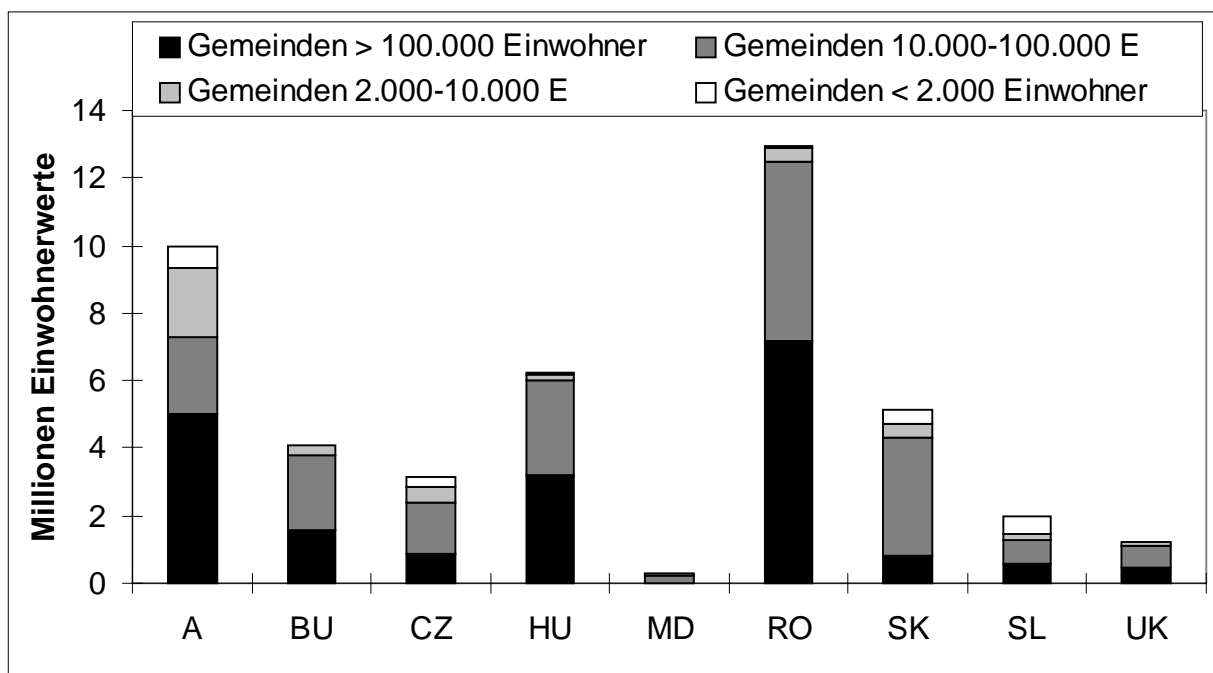


Abbildung 3: Kommunaler Abwasseranfall in den Gemeinden verschiedener Größenklassen

Die folgende Abbildung 4 zeigt den Stand der Abwasserreinigung im Jahr 1995. Im betrachteten Teil des Donaueinzugsgebietes wird ca. 21 % des in Kanalisationen gesammelten Abwassers ohne Reinigung in ein Gewässer

eingeleitet. 12 % des gesammelten Abwassers wird nur mechanisch gereinigt und 70 % des gesammelten Abwassers wird auch biologisch gereinigt, wobei die meisten Kläranlagen hoch belastete Belebungsanlagen sind. Dieses Ergebnis verdeutlicht, daß das Belebungsverfahren überall dort, wo überhaupt eine Abwasserreinigung existiert, die dominierende Art der Reinigung darstellt. Kläranlagen, in denen über den Kohlenstoffabbau hinaus auch nitrifiziert/denitrifiziert und/oder Phosphor entfernt wird, gibt es nur in 3 der betrachteten Staaten (Österreich, Tschechische Republik und Ungarn).

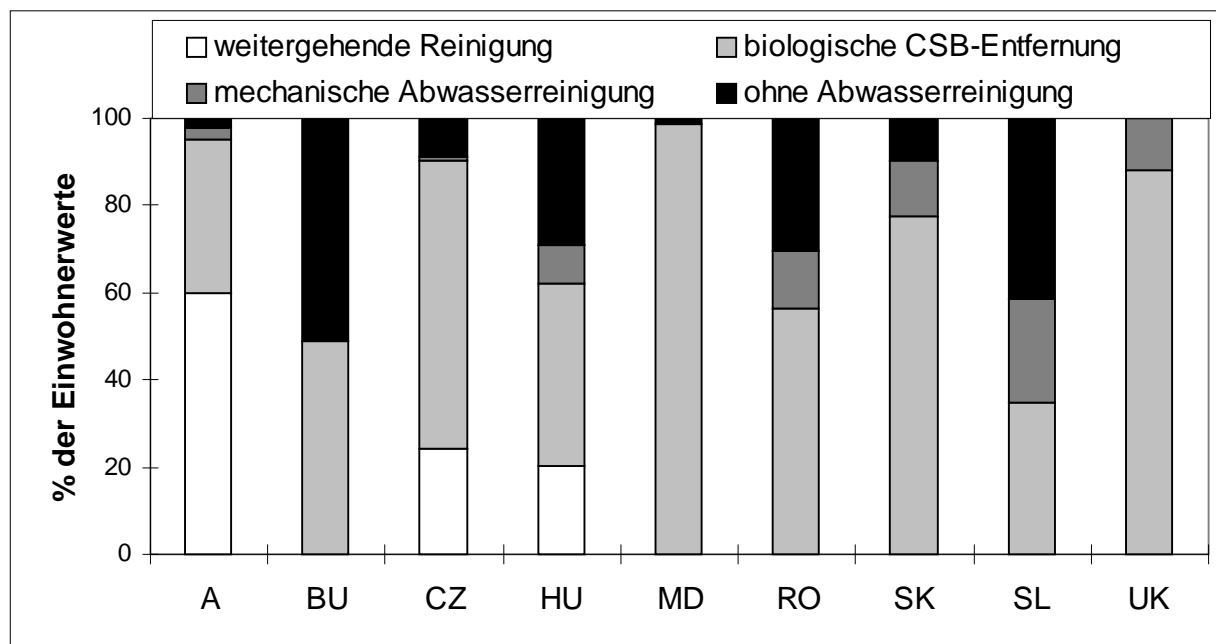


Abbildung 4: Reinigungsleistung der Abwasserreinigung (weitergehende Reinigung beinhaltet Nitrifikation, Nitrifikation/Denitrifikation und/oder Phosphorentfernung)

In den Berichten der einzelnen Länder wurde wiederholt darauf hingewiesen, daß zahlreiche Kläranlagen überlastet und/oder sehr alt sind. Anhand der Daten wurde abgeschätzt, daß etwa 75 % der Anlagen in den nächsten 10 Jahren mehr oder weniger neu zu errichten wären.

Die Gewässerqualität des Vorfluters hängt unter anderem sehr stark vom Verdünnungsverhältnis zwischen Gewässerabfluß und Kläranlagenablauf ab. Für alle Kläranlagen > 10.000 EW wurde daher das vorhandene Verdünnungsverhältnis (in den Abbildung 5 und Abbildung 6 ausgedrückt als m^3 Gewässerabfluß/EW/Tag) errechnet, wobei für den Gewässerabfluß Niedrigwasserbedingungen (Q_{347} bzw. $Q_{95\%}$) angesetzt wurden.

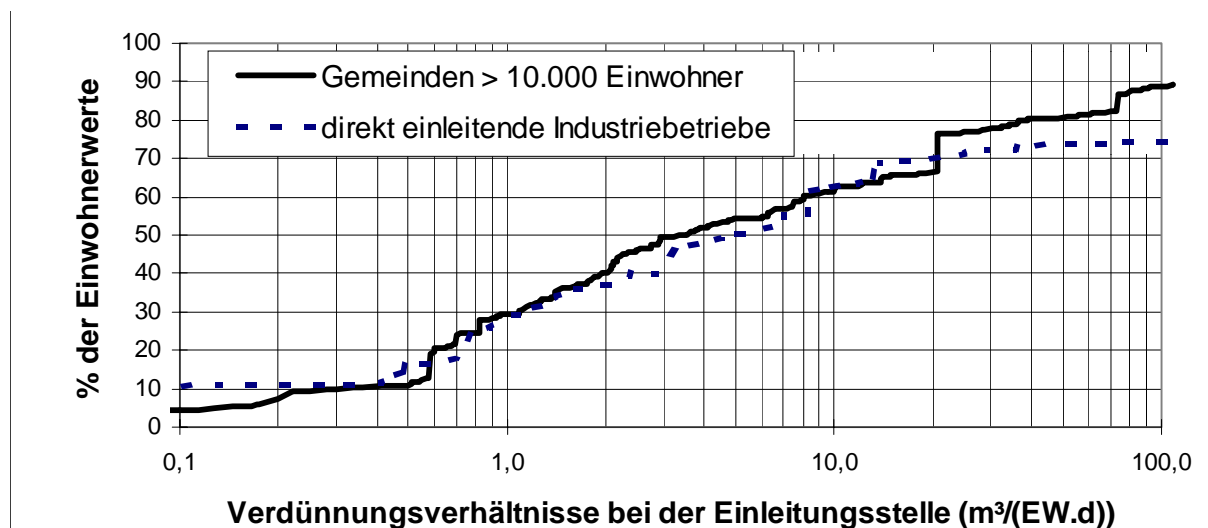


Abbildung 5: Verdünnungsverhältnisse an der Einleitungsstelle - Summenkurve für das untersuchte Einzugsgebiet

Abbildung 5 zeigt, daß 40-50% der Abwässer von Siedlungen > 10.000 Einwohner in sehr abflußschwache Gewässer eingeleitet werden. Das Verhältnis zwischen Gewässerabfluß und Abwassereinleitung (ausgedrückt als EW im Rohabwasser) ist in diesen Fällen kleiner als $2-3 \text{ m}^3/\text{EW}/\text{d}$, dies ist ein Verdünnungsverhältnis von ca. 1:10. In Österreich treffen weniger als 10 % der Abwassereinleitungen aus Siedlungen > 10.000 E auf derart kritische Vorfluterverhältnisse (siehe Abbildung 6), in Rumänien und der Tschechischen Republik sind es hingegen etwa 80 %!!!

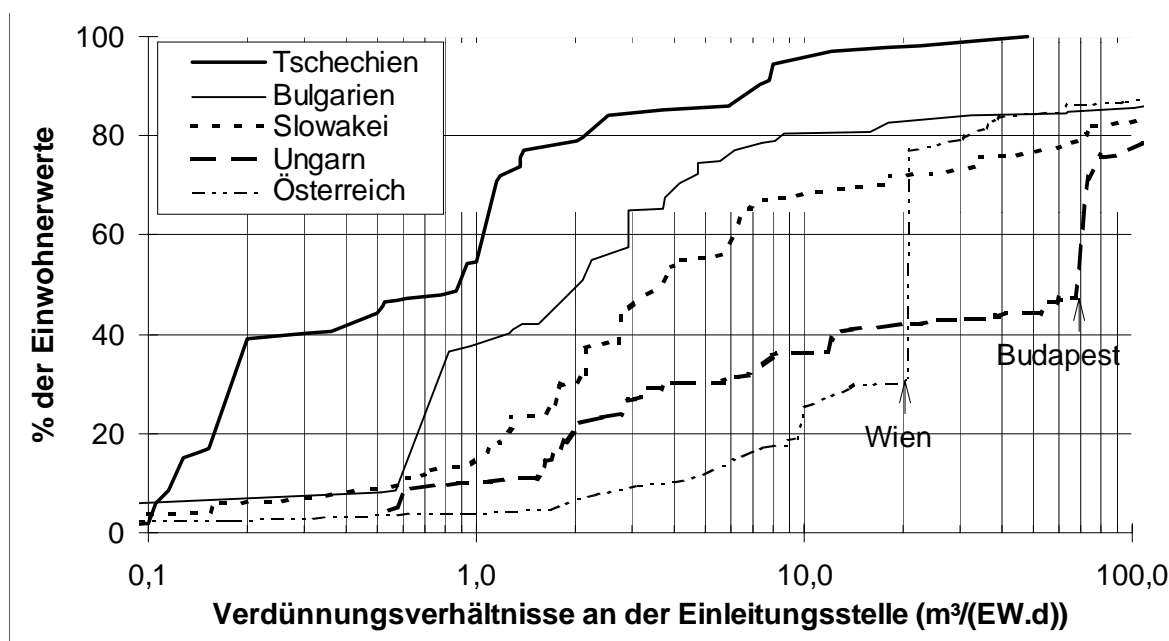


Abbildung 6: Verdünnungsverhältnisse an der Einleitungsstelle - Summenkurven für einige Staaten

Die Datenerhebung wurde zum Teil mit erheblichem Aufwand betrieben. Trotzdem muß angemerkt werden, daß die erhobene Datenlage mit einigen Unsicherheiten behaftet ist. In vielen Fällen waren die Daten schlicht und einfach unplausibel (Anschlußgrad an die Kanalisation geringer als an die Kläranlage; Zulauf- und Abauffrachten, die in keinem Zusammenhang mit dem angegebenen Reinigungsgrad der Kläranlage standen, etc.) Oft war es auch unklar, ob Bemessungsdaten oder aktuelle Betriebsdaten von Kläranlagen vorliegen. Trotzdem wurde die Datenlage hinsichtlich des aktuellen Standes der kommunalen Abwasserentsorgung als ausreichend gut für die Entwicklung zukünftiger Abwasserentsorgungsszenarien erachtet. Die Datenerhebung für größere Industriebetriebe (> 50.000 EW) war aber leider nicht erfolgreich.

Tabelle 1: Zusammenfassung der Wasserversorgungs-, Kanalisations-, und Abwasserreinigungsdaten für kommunale Abwässer

		Kommunal				
		Total	Ortschaften mit Bevölkerung			
			> 100 000	10 000 - 100 000	2 000 - 10 000	< 2 000
Bevölkerung im Einzugsgebiet *	10 ⁶ E.	58	15	15	17	10
Bev. mit öffentlicher Wasservers.	10 ⁶ E.	43	15	13	9	5
Bev. mit öffentlicher Wasservers.	%	74	99	88	64	42
an Kanalisation angeschlossene E	10 ⁶ E.	29	13	10	3	2
an Kanalisation angeschlossene E	%	50	88	67	23	16
Abwasseranfall (1 EW = 60 g BSB ₅ /t)	10 ⁶ EW.	45	20	19	4	2
BSB ₅	kt/a	995	438	420	93	44
N	kt/a	173	76	72	17	8
P	kt/a	35	15	15	3	2
Reinigungsgrad (% der EW)						
keine Reinigung	%	21	27	13	20	41
nur mechanische Reinigung	%	9	3	12	13	12
biolog. Reinigung (C-Abbau)	%	52	47	62	40	31
höherer Reinigungsgrad**	%	18	22	13	25	16
Emissionen von Punktquellen:						
BSB ₅	kt/a	392	191	140	37	24
NH ₄ -N	kt/a	123	55	52	10	6
ges. N	kt/a	138	59	58	14	7
ges. P	kt/a	25,7	10,5	11,4	2,4	1,3

* Österreich, Slovenien, Slowakei, Tschechische Republik, Ungarn, Rumänien, Bulgarien, Moldavien, Ukraine
** Biologische Reinigung mit Nitrifikation, Denitrifikation und/oder Phosphorentfernung

3 Szenarien der zukünftigen Abwasserentsorgung

Im Rahmen der Studie wurden 2 verschiedene Szenarien hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung der Kanalisation bis zum Jahr 2005 entworfen. Im ersten Szenario wurde ein Beibehalten des derzeitigen Anschlußgrades angenommen, wobei aber Kosten für Betrieb und Reparatur der existierenden Kanalnetze und Reinvestitionskosten für zu erneuernde Kanalisationen angesetzt wurden. Im Durchschnitt wurde angenommen, daß innerhalb von 10 Jahren (1995 - 2005) 10 % der existierenden Kanäle wiedererrichtet werden müssen. Im zweiten Szenario sollten die Bearbeiterteams ein für ihr Land realistisches Szenario für die Erweiterung des Kanalisationsgrades bis zum Jahr 2005 annehmen.

Aufbauend auf diesen 2 „Kanalszenarien“ wurden dann 8 verschiedene „Kläranlagenszenarien“ entwickelt. 3 dieser Szenarien bauten auf dem Kanalszenario A auf, die restlichen 5 auf dem Kanalszenario B:

Szenario A0: Es gibt bis zum Jahr 2005 keine Entwicklung sowohl bei der Abwasserableitung als auch bei der Abwasserreinigung. Für alle existierenden Einrichtungen werden Betriebskosten und Reinvestitionskosten angesetzt. Die Reinvestitionskosten wurden sehr grob anhand des Alters der existierenden Anlagen abgeschätzt. So wurde für Kläranlagen, die älter als 25 Jahre sind, 100 % der Investitionskosten angenommen, für jüngere Anlagen wurde dieser Wert linear abgemindert.

Szenario A1: Für alle existierenden Kanalisationsnetze wird sichergestellt, daß zugehörige Kläranlagen existieren und daß diese zumindest die Normalanforderungen der EU für normale (nicht empfindliche) Gebiete erfüllen (d.h.: 90 % BSB-Entfernung und 75 % CSB-Entfernung).

Szenario A2: Dieses Szenario unterscheidet sich vom vorangegangenen nur darin, daß die Ablaufqualität der Kläranlagen den Anforderungen der EU für empfindliche Gebiete entsprechen muß (d.h.: 80 % Phosphorentfernung und 70 % Stickstoffentfernung für alle Anlagen mit mehr als 10.000 EW).

Diese 3 Kläranlagenszenarien wurden auch für das Kanalszenario B (realistische Entwicklung der Kanalisation bis zum Jahr 2005) angewandt (Szenarien B0, B1, B2).

Schließlich wurden noch 2 Szenarien entwickelt, die die Gewässersituation an der Einleitungsstelle berücksichtigten. Die Konzentrationen im Gewässer unterhalb der Einleitungsstelle wurden mittels einer einfachen Mischungsrechnung errechnet. Für den Gewässerabfluß wurde dabei Q_{347} angesetzt. Im Szenario B3 wurden die erforderlichen Maßnahmen so festgelegt, daß im Gewässer unterhalb der Einleitungsstelle eine BSB_5 -Konzentration von 9 mg/l und eine NH_4 -N-Konzentration von 1,5 mg/l nicht überschritten werden. Das Szenario B4 unterscheidet sich vom Szenario B3 nur darin, daß alle existierenden bzw. geplanten Kläranlagen zusätzlich zu der aus der Immissionsrechnung sich ergebenden Reinigungsleistung mit Phosphorfällung ausgerüstet werden.

Für alle Szenarien wurden die anfallenden Kosten und die erreichten Schmutzfrachtreduktionen errechnet. Um vergleichbare Resultate zu erhalten, wurde die Erarbeitung der Szenarien von allen Länderbearbeitern nach der gleichen Methodik und nach den gleichen Vorgaben durchgeführt. Die amgesetzten Bau- und Betriebskosten spiegeln österreichische bzw. deutsche Verhältnisse wider. Die Baukosten für Kanalisationen wurden in Anlehnung an die Ergebnisse einer ATV-Umfrage unter 2000 deutschen Städten, in denen 58 % der deutschen Bevölkerung wohnen, festgelegt (Dudey u. Pecher, 1994) - siehe Abbildung 7. Die jährlichen Kosten für den Betrieb der Kanalisationen und Reparaturarbeiten wurden mit 1 % der Investitionskosten angenommen.

Als spezifische Investitionskosten für eine hochbelastete Belebungsanlage für 100.000 EW wurden 150 Euro/EW angesetzt und als jährliche Betriebskosten 7,5 Euro/EW. Für andere Kläranlagengrößen wurden diese Kosten entsprechend Abbildung 8 erhöht oder reduziert. Um die Kosten anderer Reinigungsverfahren errechnen zu können (insgesamt wurden 7 verschiedene Reinigungsverfahren gewählt - siehe Tabelle 3), wurden die Kosten für eine hochbelastete Belebungsanlage mit Hilfe der in Tabelle 2 angegebenen Faktoren umgerechnet (basierend auf Kroiß et.al., 1996; Schöneberg, 1988; Henze u. Ødegaard, 1994). Hinsichtlich der Schlammensorgung wurde davon ausgegangen, daß diese zukünftig ebenfalls einen erheblichen Kostenfaktor bildet. Die jährlichen Kosten für landwirtschaftliche Klärschlammverwertung von 150 Euro/t TS beinhalten die Kosten für die Schlammspeicherung über die kalte Jahreszeit hinweg, die Kosten für den Transport und die Kosten für Klärschlammanalytik. Die Kosten für die Verbrennung von Klärschlamm (760 Euro/t TS) inkludieren

die Kosten für die Deponierung der anfallenden Asche. Für die Deponierung von Klärschlamm wurden jährliche Kosten von 380 Euro/t TS angesetzt.

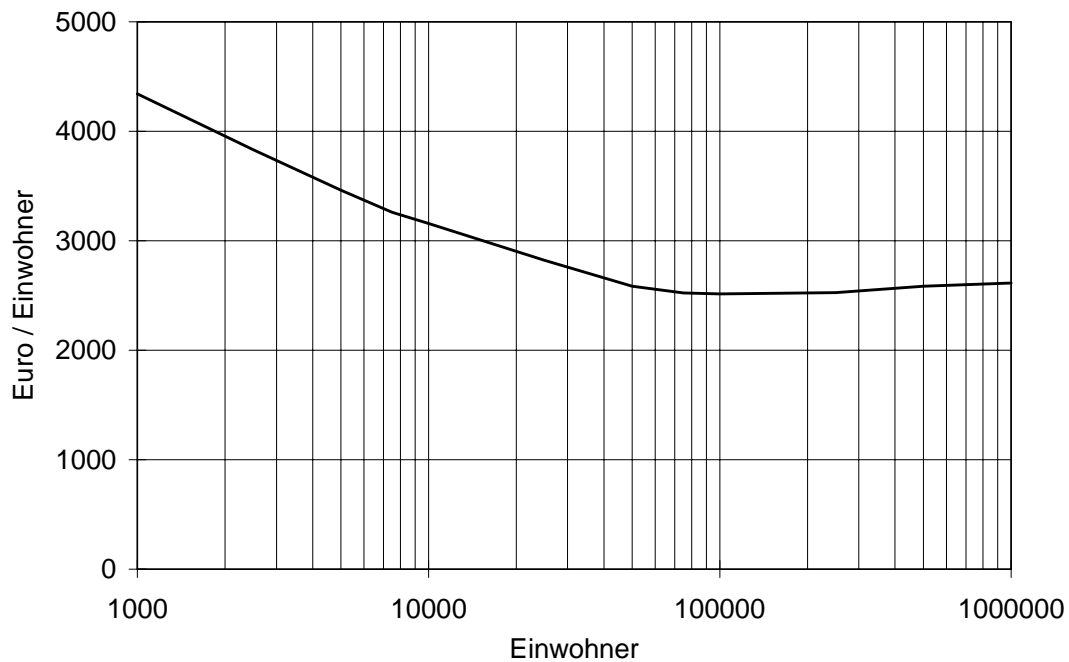


Abbildung 7: Spezifische Investitionskosten für Kanalisationen in Abhängigkeit der Größe der Siedlung

Tabelle 2: Relative Investitions- und Betriebskosten im Vergleich zur hoch belasteten Belebungsanlage

		Baukosten	Betriebsk.
1	Mechanische Reinigung	0.74	0.60
2	Chemische Reinigung - niedrige Dosierung	0.78	0.90
3	Chemische Reinigung - hohe Dosierung	0.89	1.00
4	Hoch belastete Belebungsanlage	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>
5	Hoch belastete Belebungsanlage + P-Fällung	1.00	1.20
6	Nitrifizierende Belebungsanlage + P-Fällung	1.45	1.43
7	Belebungsanlage mit Nährstoffentfernung	1.65	1.40

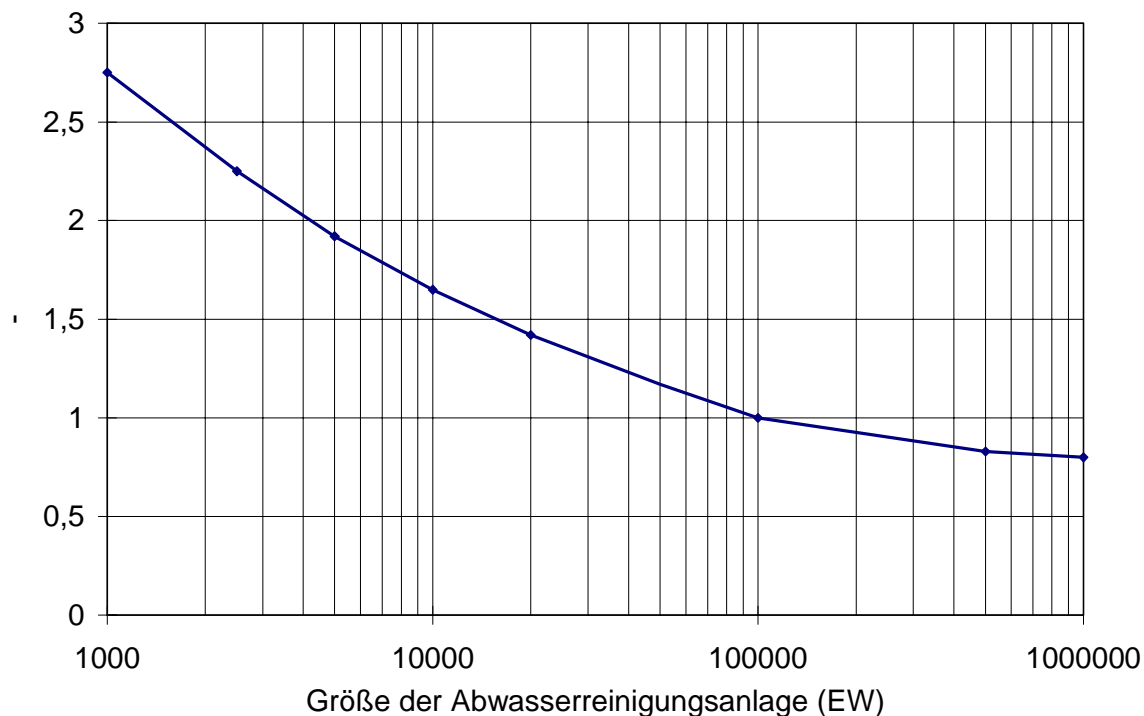


Abbildung 8: Einfluß der Kläranlagengröße auf die Kosten
(relativ zu einer 100.000 EW Anlage)

Bau- und Betriebskosten wurden in Jahreskosten umgerechnet. Diese Berechnung wurde mit einem langfristigen, realen Zinssatz von 3 % und im Vergleich dazu mit einem nominellen Zinssatz von 10 % durchgeführt. Als wirtschaftliche Nutzungsdauer der Kanalisation wurden 50 Jahre gewählt, für die Nutzungsdauer der Kläranlagen wurden 25 Jahre angesetzt.

Die angenommenen Reinigungsleistungen der 7 verschiedenen Abwasserreinigungsverfahren sind in der folgenden Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Angenommene Reinigungsleistungen
(basierend auf eigener Erfahrung; Henze, Ødegaard, 1994; Ødegaard, 1995)

	Reinigungsprozeß	Entfernungsraten und Ablaufkonzentrationen								
		BSB ₅ CSB		NH ₄ -N ³⁾		ges.N		ges.P		Schlamm
		%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	kg TS ¹⁾ / (EW.a)
	Rohabwasser (Q = 250 l / EW.d)		240 480				44		10	
1	Mechanische Reinigung	30 30	170 340	5	42	5	42	10	9	8
2	Chemische Reinigung („geringe Dosierung“: z.B. 50 g FeCl ₃ /m ³)	50 50	120 240	10	40	10	40	70	3	20
3	Chemische Reinigung („hohe Dosierung“ z.B. 150 g FeCl ₃ /m ³)	70 70	70 140	10	40	10	40	90	1	30
4	Hoch belastete Belebung ohne P-Fällung (Schlammalter: 2 Tage)	90 80	24 96	15	38	15	38	25	7,5	14
5	Hoch belastete Belebung mit P-Fällung (Schlammalter: 2 Tage)	90 80	24 96	15	38	15	38	90	1	18 ²⁾
6	Gering belastete Belebung mit P-Fällung (Schlammalter: 8 Tage)	95 90	12 48	95	2	15	38	90	1	20 ²⁾
7	„Nährstoffentfernung“ Schlammalter: 13 Tage)	95 90	12 48	95	2	80	9	90	1	20 ²⁾

1) biologisch stabilisierter Schlamm

2) Für Anlagen mit „hoher Fällmitteldosierung“ müssen etwa 10 kg TS / (EW.a) (abhängig von der Dosierungsmenge) addiert werden.

4 Kosten - Nutzen Beurteilung der Szenarien

Die Tabelle 4 zeigt die wesentlichen Ergebnisse einer Abschätzung von Kosten und Nutzen für die einzelnen Szenarien. Die Jahreskosten beinhalten die Kosten für Wartung, Betrieb und Instandhaltung sowie auf Jahreskosten umgelegte Investitions- und Reinvestitionskosten. Zur Berechnung der Jahreskosten aus Investitionskosten wurde ein realer Zinssatz von $i = 3\%$ und zum Vergleich dazu ein nomineller Zinssatz von $i = 10\%$ angesetzt. Den Kostenangaben in Tabelle 4 liegen österreichische Erfahrungen zugrunde. Sie wurden nur zum Vergleich verschiedener Szenarien verwendet. Eine direkte Umlegung auf die tatsächlichen Kosten in den einzelnen Ländern ist daher nicht möglich! Neben den Kosten wurde auch abgeschätzt wie sich verschiedene Szenarien auf die Emissionen in die Oberflächengewässer auswirken können. Für die Gemeinden mit mehr als 10.000 Einwohner beruhen diese Abschätzungen auf einer detaillierten Erhebung. Für die kleineren Gemeinden nur auf Abschätzungen für ganze Größenklassen (Gemeinden < 2.000 E und $2.000 - 10.000$ E). Der Ausbau der Kanalisation führt zu einer Verringerung der diffusen Belastung von Fließgewässern über Untergrund und Grundwasser, aber ohne entsprechende Verbesserung der Reinigungsanlagen kommt es auf der anderen Seite zu einer Erhöhung von punktförmigen Belastungen über die Kanalisation.

Der Ausdruck $CBSB_5$ wird in den folgenden Angaben für den BSB_5 mit Nitrifikationshemmung verwendet, wie er üblicherweise im Ablauf von Kläranlagen bestimmt wird. $MaxBSB_5$ stellt einen theoretischen Maximalwert für den BSB_5 ohne Nitrifikationshemmung, der bei BSB_5 -Messungen im Gewässern herangezogen wird, dar. Dieser theoretische Maximalwert $maxBSB_5$ wurde über die Formel $maxBSB_5 = CBSB_5 + NH_4-N \times 4,3$ errechnet.

Tabelle 4: Überblick über Kosten und Nutzen verschiedener Szenarien
(Gesamtsumme der im Donaeinzugsgebiet gelegenen Teile der Länder Österreich, Tschechien, Slowakei, Ungarn, Slowenien, Rumänien, Bulgarien, Ukraine und Moldawien)

Kanalisationsszenarien	Jahreskosten gesamt		Anschlußgrad	Reduktion der Belastung von Gewässern über Senkgruben	
	i = 3 %	i = 10 %		TN	TP
	Mill Euro/a	Mill. Euro/a	% der Einwohner	kt/a	kt/a
Scenario A	1065	1552	50	0	0
Scenario B	1818	3261	58	10	0,9

Abwasserreinigungsszenarios	Jahreskosten		Emissionen in die Oberflächengewässer				
	Mill. Euro/a	Mill. Euro/a	CBSB ₅ **	NH ₄ -N	maxBSB ₅ *	TN	TP
	i = 3 %	i = 10 %	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a
Scenario A0	889	1127	459	126	1001	146	24
	zusätzliche Jahreskosten		Emissionsreduktion (Ausgehend von Scenario A0)				
	Mill. Euro/a	Mill. Euro/a	CBSB ₅ **	NH ₄ -N	maxBSB ₅ *	TN	TP
	i = 3 %	i = 10 %	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a
Scenario A1	448	647	356	25	463	23	5
Scenario A2	799	1179	390	104	838	92	17

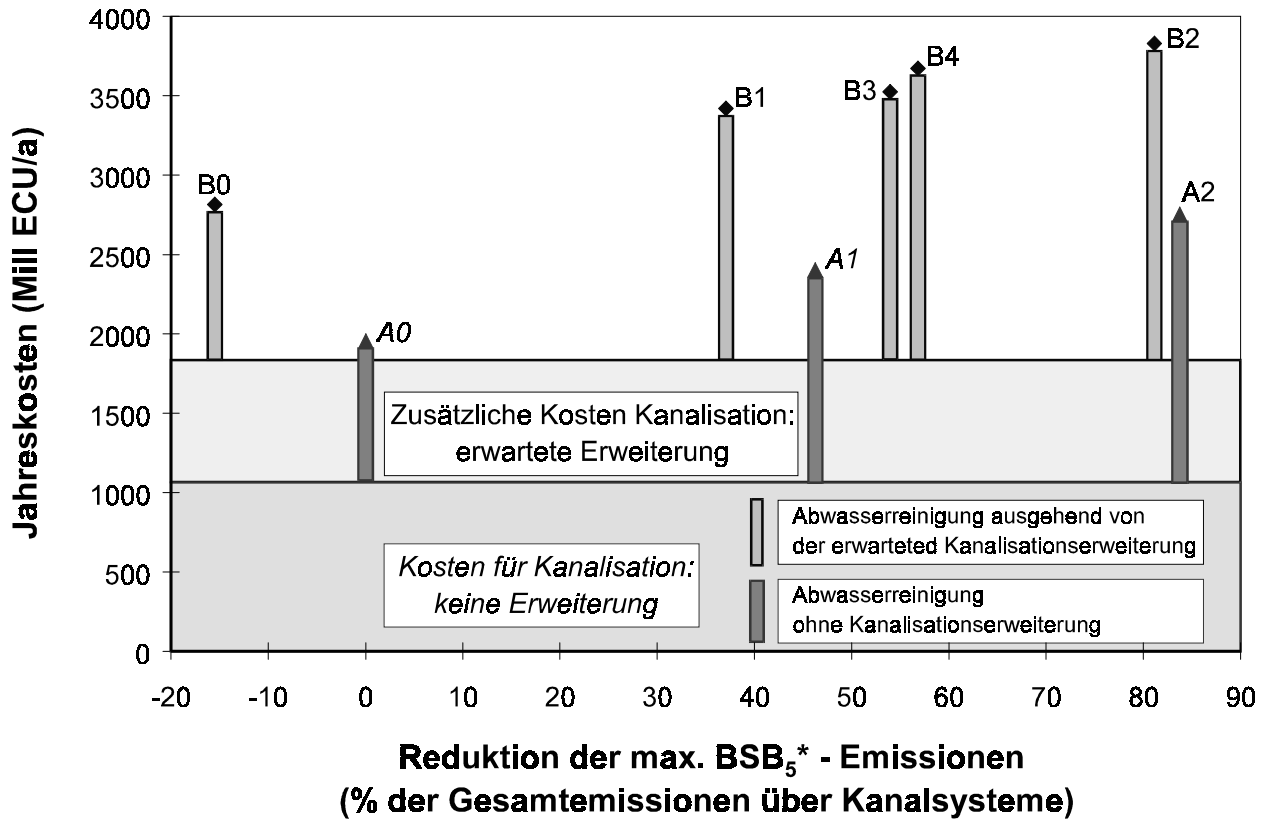
	Jahreskosten		Emissionen in die Oberflächengewässer				
	Mill. Euro/a	Mill. Euro/a	CBSB ₅ **	NH ₄ -N	maxBSB ₅ *	TN	TP
	i = 3 %	i = 10 %	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a
Scenario B0	959	1215	523	149	1162	170	27
Municipal WWT	739	950	415	124	950	141	26
Industrial WWT	219	264	108	24	212	29	1
	zusätzliche Jahreskosten		Emissionsreduktion (Ausgehend von Scenario A0)				
	Mill. Euro/a	Mill. Euro/a	CBSB ₅ **	NH ₄ -N	maxBSB ₅ *	TN	TP
	i = 3 %	i = 10 %	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a	kt/a
Scenario B1	606	861	406	29	532	27	5
Scenario B2	1016	1483	445	123	973	107	19
Scenario B3	711	1032	361	79	701	54	10
Scenario B4	860	1236	389	79	730	54	23
Industrial WWT	155	213	90	20	178	20	1

* maxBSB₅ = CBSB₅ + NH₄-N x 4,3, theoretischer Maximalwert für den BSB₅ ohne Nitrifikationshemmung

** CBSB₅: BSB₅ mit Nitrifikationshemmung

In Abbildung 9 sind einige Ergebnisse der Kosten-Nutzen Analyse graphisch dargestellt. Das dunkel gefärbte Kostenband (rund 1.100 Millionen Euro/a bei $i = 3\%$) sind die Kosten für Betrieb, Wartung und Instandhaltung der bestehenden Kanalisation (Szenario A). Das hellere Kostenband sind die zusätzlichen Jahreskosten, die sich bei einer erwarteten Kanalerweiterung bis zum Jahr 2005 von 50 % Anschlußgrad auf 58 % inklusive der Investitionskosten ergeben würden (Szenario B). Aufbauend auf den Szenarien für die Kanalisationserweiterung sind die Szenarien für die Abwasserreinigung als Balken dargestellt (Szenarien A0 - A2 bzw. B0 - B4).

Werden die Kosten betrachtet, so zeigt sich, daß ein hoher Anteil der Jahreskosten in jedem Fall alleine für Betrieb, Wartung und Instandhaltung von bestehenden Kanalsystemen aufgewendet werden muß. Dies gilt obwohl der in einigen Ländern angesetzten Anteil (im Mittel 10 %) für eine Erneuerung von Kanalsystemen im Zeitraum von 1995 bis 2005 für eine langfristige Kanalerhaltung nicht ausreichen wird. Kosten für Betrieb, Wartung und Instandhaltung werden daher in Zukunft weiter steigen. Die gesamten Jahreskosten für das Kanalisationsszenario B (erwartete Erweiterung) sind um etwa 80 % höher als die Kosten für das Kanalisationsszenario A (keine Erweiterung). Der Anschlußgrad beim Szenario B erhöht sich von 50 % der Bevölkerung auf 58 % im Jahre 2005. Auch Betrieb, Wartung und Instandhaltung (Erneuerung) von bestehenden Kläranlagen sind eine finanzielle Herausforderung, auch ohne daß damit eine Erhöhung der Reinigungsleistung verbunden wäre. Die gesamten Jahreskosten des Abwasserreinigungsszenarios A0 (keine Kanalerweiterung, keine Kläranlagenerweiterung) betragen mehr als 50 % des Abwasserreinigungsszenarios B2 (erwartete Kanalerweiterung mit flächendeckender Kohlenstoffentfernung auf allen Kläranlagen und Nährstoffentfernung in allen Gemeinden mit mehr als 10.000 Einwohnern). Das zeigt, daß unabhängig von der gewählten Strategie hohe Kosten für Betrieb, Wartung und Instandhaltung zu bewältigen sein werden, wenn sich die Situation in den Gewässern des Donaueinzugsgebietes nicht verschlechtern soll. Es zeigt sich, daß die Reinigungsleistung der Kläranlagen nur einen relativ geringen Einfluß auf die Gesamtkosten für die Sammlung und Reinigung des Abwassers hat.



* BSB₅ ohne Nitrifikationshemmung

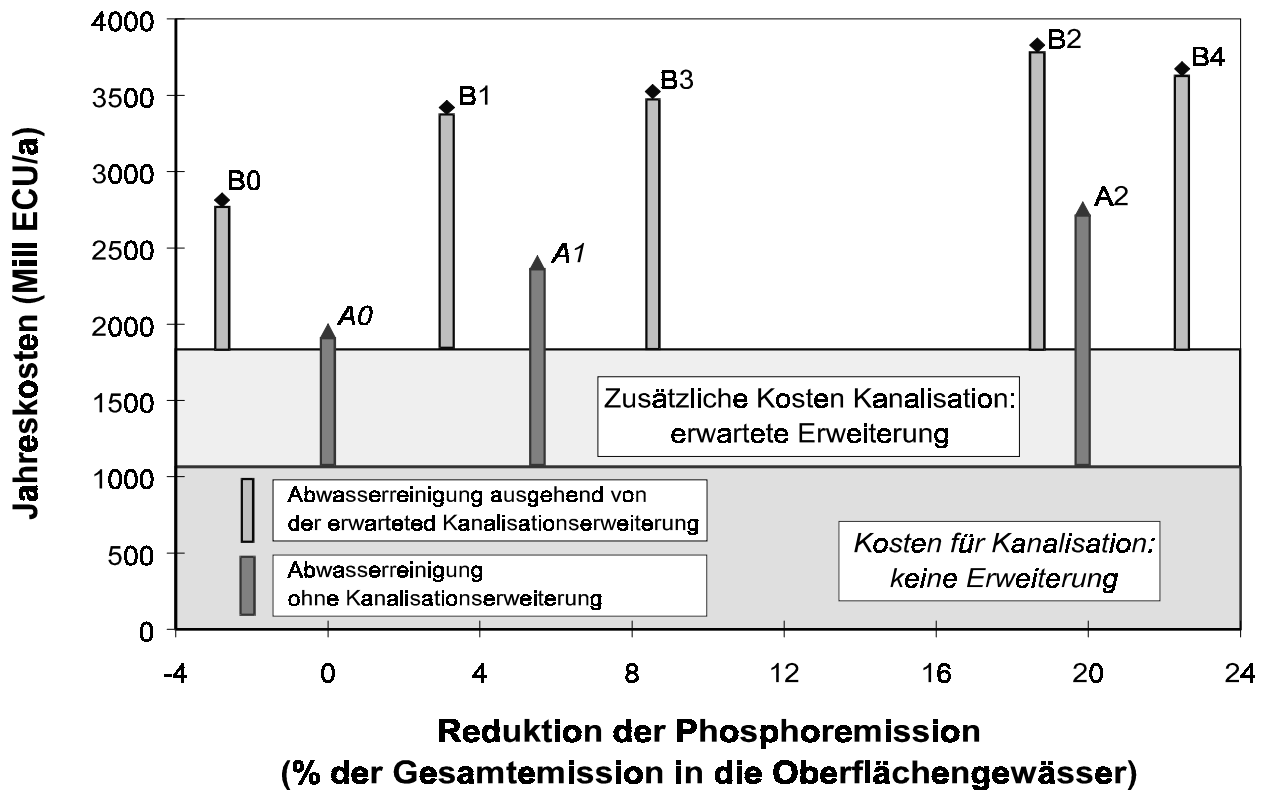


Abbildung 9: Kosteneffizienz verschiedener Szenarien in Bezug auf die BSB₅- und ges.P-Emissionen in Oberflächengewässer

Die Kosten für das Szenario ohne Erweiterung des Anschlußgrades an die Kanalisation aber mit dem höchsten Ausbaugrad der Kläranlagen (A2) liegen in der selben Größenordnung wie die Kosten für das Szenario mit einer erwarteten Erhöhung des Anschlußgrades an die Kanalisation aber mit ausschließlicher Erhaltung des derzeitigen Standes bei der Abwasserreinigung ohne Erhöhung der Reinigungsleistung (B0). Das erste Szenario verringert die Emissionen in die Oberflächengewässer deutlich, während beim zweiten die Emissionen sogar noch etwas ansteigen werden. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, daß in Hinblick auf den Schutz von Oberflächengewässern und dem Schwarzen Meer die Priorität der Maßnahmen im Bereich der Errichtung und Erweiterung von Kläranlagen für das gesamte in Kanälen gesammelte Abwasser liegen sollte, während der Ausbau der Kanalisation vor allem unter schwierigen wirtschaftlichen Bedingungen, wie sie in weiten Teilen des Donaueinzugsgebietes herrschen, erst in weiterer Folge und dann nur mit entsprechender Reinigung vorangetrieben werden sollte.

Durch eine Umsetzung der Nährstoffentfernung auf allen Kläranlagen mit mehr als 10.000 Einwohnerwerten (Szenarien A2 und B2) können die derzeitigen Gesamtemissionen (inklusive der Emissionen aus anderen Quellen) in die Oberflächengewässer des betrachteten Teil des Donaueinzugsgebietes beim Stickstoff um etwa 16 % und beim Phosphor um etwa 20 % gesenkt werden. Für den Stickstoff sind diese Szenarien im Bereich der Abwasserentsorgung bei weitem die effektivsten. Die zusätzlichen Kosten für die Stickstoffentfernung in den Kläranlagen > 10.000 EW liegen im Vergleich mit einer nur auf C-Entfernung ausgelegten Strategie im Bereich von 10 - 15 % der Gesamtkosten für die Abwassersammlung und -reinigung.

Im Szenario B4 wird von Phosphorentfernung auf allen Kläranlagen ausgegangen, die entsprechend dem Szenario B3 („Immissionsszenario“) ausgestattet werden. Durch dieses Szenario können die derzeitigen Phosphor-Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer um ca. 23 % verringert werden. Die zusätzlichen Kosten für die Phosphorentfernung auf allen Kläranlagen ist mit 4 - 6 % der Gesamtkosten für Abwassersammlung und -reinigung vergleichsweise gering. Die Einführung von phosphatfreien Waschmitteln in allen Ländern des Donaueinzugsgebietes könnte wenn auf den Kläranlagen keine Phosphorentfernung durchgeführt wird, die gesamten Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer um etwa 8 - 10% verringern.

Eine gesicherte Behandlung, Verwertung bzw. Entsorgung des Klärschlammes sind wesentliche Bestandteile der zukünftige Abwasserentsorgung im Donaueinzugsgebiet. Deponierung des entwässerten Schlammes ist zur Zeit der bei weitem häufigste Entsorgungsweg. Die Anforderungen an die Deponierung im Donaueinzugsgebiet werden in Zukunft deutlich steigen. Damit wird auch eine Zunahme der Kosten verbunden sein (z.B. Verbrennung). Eine Strategie mit Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft in Kombination mit konsequenten Anstrengungen zur Verringerung des Eintrages potentieller Schadstoffen in Abwasser und Klärschlamm, kann die Kosten für die Abwasserentsorgung zumindest in der Größenordnung der Kosten für die Phosphorentfernung verringern. Eine Kombination der Maßnahmen Schadstoffvermeidung (z.B. Schwermetalle), Phosphorentfernung bei der Abwasserreinigung und landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes kann wesentlich zur Ressourcenschonung in Hinblick auf den Phosphor (siehe auch Zeßner, 1999) beitragen und verringert die Belastung der Oberflächengewässer mit Phosphor und Schwermetallen ohne wesentliche zusätzliche Kosten für die Abwasserentsorgung zu verursachen. Allerdings ist für diese Strategie ein Klärschlamm von „guter Qualität“ erforderlich, um die Belastung von Böden gering zu halten.

Abbildung 10 zeigt eine Abschätzung der Auswirkungen der Abwassereinleitungen von Gemeinden mit mehr als 10.000 Einwohnern auf den jeweiligen Vorfluter bei verschiedenen Szenarien. Diese Erhebung wurde mit Hilfe einfacher Verdünnungsrechnungen durchgeführt, bei denen die Erhöhung der Konzentration verschiedener Parameter bei Niederwasser (etwa Q_{95}) an der jeweiligen Einleitungsstelle errechnet wurde. Die Abbildungen zeigen nun welcher Anteil des eingeleiteten Abwassers (ausgedrückt als Einwohnerwerte im Rohabwasser) im empfangenden Gewässer zu einer Aufhöhung über einen bestimmten Wert hinaus führt. Zum Beispiel kann man erkennen, daß im Falle des Szenarios B0 (gleichbleibende Reinigungsleistung der Kläranlagen) 50 % des eingeleiteten Abwasser bei Niederwasser zu einer Erhöhung der Ammoniumkonzentration im empfangenden Gewässer bei der Einleitungsstelle um etwa $1 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ und mehr führen. Bei maxBSB_5 (Anmerkung: dabei handelt es sich um eine theoretischen Maximalwert für den BSB_5 im Gewässer ohne Nitrifikationshemmung der über BSB_5 mit Nitrifikationshemmung im Kläranlagen Ablauf + $\text{NH}_4\text{-N} \times 4,3$ errechnet wurde) führen 40 % des Abwassers der Gemeinden > 10.000 Einwohnern zu einer Erhöhung von mehr als 20 mg/l . Im Falle das Szenarios B1 (C-Entfernung bei allen Kläranlagen)

sind es immer noch etwa 35 % der Abwässer, die zu einer Erhöhung von 20 mg/l maxBSB₅ und mehr führen. Eine deutliche Verbesserung wird durch die Szenarien B3 („Immissionsszenario“) und B2 („Emissionsszenario mit Nährstoffentfernung auf Kläranlagen > 10.000 EW) erreicht. Mehr als 90 % der Abwässer führen dann zu einer Aufhöhung der Konzentrationen bei Niederwasser von weniger als 10 mg BSB₅/l und 1 mg NH₄-N/l.

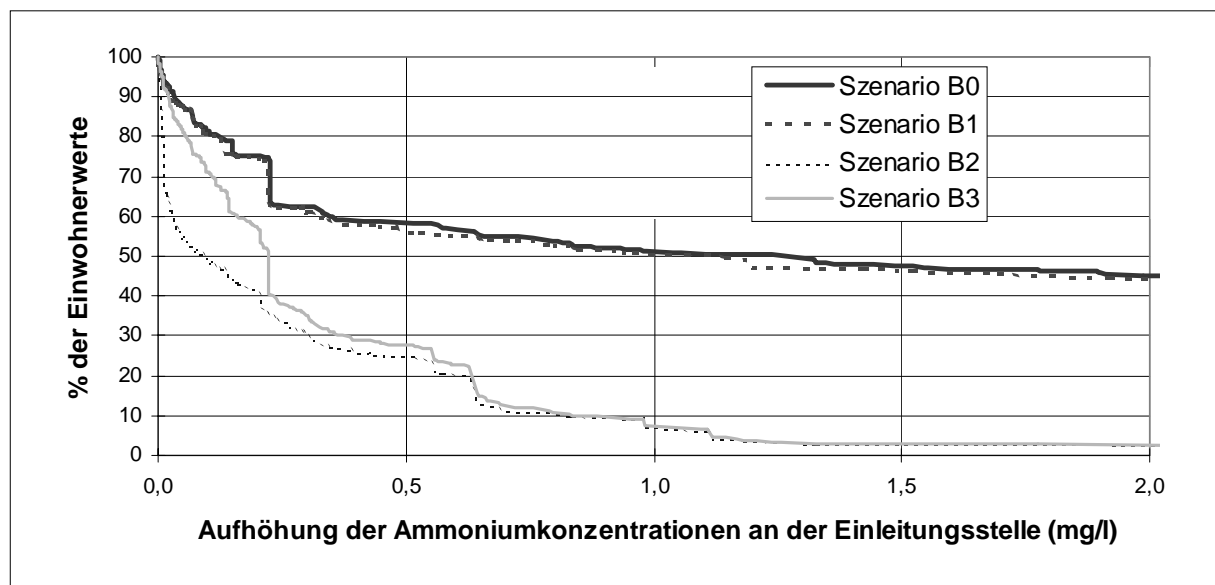
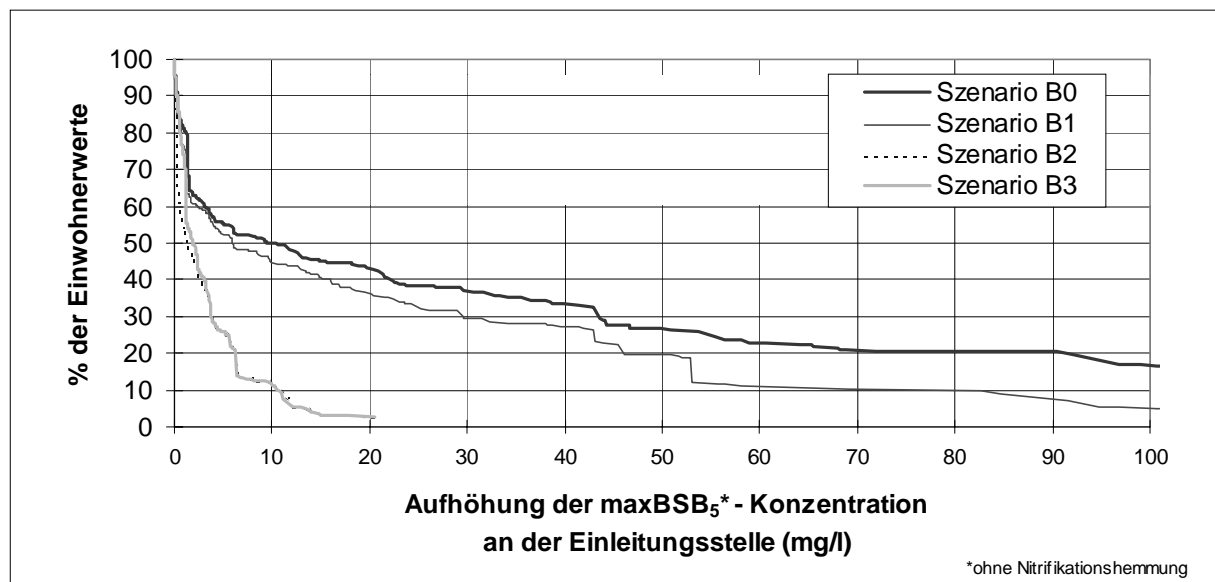


Abbildung 10: Summenkurve der Abwassermenge (ausgedrückt als EW im Rohabwasser) der Gemeinden > 10.000 E in Hinblick auf die Aufhöhung an maxBSB₅ (ohne Nitrifikationshemmung) bzw. NH₄-N die sie in den empfangenden Gewässern bei Niederwasser an der Einleitungsstelle verursachen

Das bedeutet, daß eine nur auf C-Entfernung ausgelegte „Hochlast-Biologie“ in vielen Fällen im Donaeinzugsgebiet nicht ausreichen wird um eine „gute Gewässergüte“ (z.B. $BSB_5 < 9 \text{ mg/l}$ und $NH_4-N < 1,5 \text{ mg/l}$) gesichert zu erreichen. In vielen Fällen wird dazu eine weitergehende Reinigung (z.B. Nitrifikation) erforderlich sein.

5 Schlußfolgerungen

Unter der Voraussetzung, daß Gewässerschutz unverzichtbar für eine nachhaltige Entwicklung ist und das die Errichtung der Kanalisation in Stadtgebieten aus hygienischen Gründen erforderlich ist, können auf Grund der vorliegenden Arbeit folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die gesamten Jahreskosten für Betrieb und Erhaltung bestehender Kanalsysteme und Abwasserreinigungsanlagen sind ein ganz entscheidender Kostenfaktor der nicht vernachlässigt werden darf. Eine möglichst gute Nutzung der bestehenden Infrastruktur ist von hoher Priorität um die Gewässergütesituation nicht zu verschlechtern.
- Die zusätzlichen Kosten für eine geplante Kanalerweiterung liegen in der selben Größenordnung wie die Kosten für eine entscheidende Verbesserung der kommunalen Abwasserreinigung (biologische C-Entfernung auf allen Kläranlagen, N- und P-Entfernung bei Kläranlagen $> 10.000 \text{ EW}$). Die Kostendifferenzen zwischen den verschiedenen Szenarien für die Abwasserreinigung sind klein im Verhältnis zu den Gesamtkosten für Abwasserableitung und -reinigung.
- Wird eine Nährstoffentfernung auf allen Kläranlagen $> 10.000 \text{ EW}$ umgesetzt so können damit die Gesamtemissionen in die Oberflächengewässer des betrachteten Teils des Donaeinzugsgebietes um etwa 16 % beim Stickstoff und etwa 20 % beim Phosphor reduziert werden. Die zusätzlichen Kosten für die Stickstoffentfernung (Nitrifikation/Denitrifikation) betragen etwa 10 - 15 % der Gesamtkosten für Abwasserableitung und Reinigung, die zusätzlichen Kosten für die Phosphorentfernung etwa 4 - 6 % der Gesamtkosten.
- Der Schutz der lokalen Gewässergüte (z.B. um $BSB_5 < 9 \text{ mg/l}$ und $NH_4-N < 1,5 \text{ mg/l}$ zu halten) wird für viele Städte im Donaeinzugsgebiet zumindest

eine Abwasserreinigung mit Nitrifikation erfordern, da die Verdünnungsverhältnisse in weiten Bereichen sehr ungünstig sind.

- Vor allem unter schwierigen wirtschaftlichen Bedingungen, wie sie in weiten Teilen des Donaueinzugsgebietes herrschen, sollte vorerst die Prioritäten auf Seiten der Abwasserreinigung gegenüber der Kanalerweiterung gesetzt werden. Überall wo eine Kanalisation besteht oder entstehen wird, ist eine entsprechende Abwasserreinigung anzustreben. Die Festlegung was unter entsprechender Abwasserreinigung zu verstehen ist, muß über ein Zusammenspiel zwischen Emissionsansatz und Immissionsansatz erfolgen.
- Als Mindestanforderungen für die Abwasserreinigung wird bei großen Kläranlagen jedenfalls eine Nährstoffentfernung zu fordern sein. Fraglich ist nur der Realisierungshorizont. Nitrifikation wird in vielen Fällen schon zum Schutze der lokalen Gewässergüte erforderlich sein.
- Eine Kanalerweiterung wird unter beschränkten wirtschaftlichen Möglichkeiten vorerst nur dort zu forcieren sein, wo dies zum Schutze wesentlicher Grundwasserreserven oder aus hygienischen Gesichtspunkten dringend erforderlich ist. Da im Donauraum noch etwa 50 % der Bevölkerung nicht an eine öffentliche Kanalisation angeschlossen sind, es sich dabei zu einem großen Anteil um ländliche Gebiete handelt und vor allem in diesen Gebieten eine Kanalisation mit anschließender Reinigung hohe spezifische Kosten verursacht, sollten in Zukunft für diesen Bereich angepaßte Technologien weiterentwickelt werden, die den Anforderungen an Hygiene und Lebensstandard gerecht werden und eine Rückführung von Nährstoffen in den landwirtschaftlichen Kreislauf ermöglichen. Ansätze in diese Richtung gibt es bereits, jedoch müssen Sie weiter ausgereift werden um eine echte Alternative zum erprobten System mit Kanalisation und anschließender Reinigung zu werden.
- Eine Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft kann, wenn die Abwasserreinigung mit Phosphorentfernung betrieben wird, einen wesentlichen Beitrag zur Phosphorversorgung der Landwirtschaft liefern und Kosten für die Abwasserreinigung verringern. Dafür ist es jedoch erforderlich den Eintrag von potentiellen Schadstoffen in Abwasser und Klärschlamm gering zu halten.

6 Literatur

- Dudey, Pecher, (1994) ATV Umfrage Abwassergebühren, *ATV Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis* **No.34**.
- Henze, Ødegaard (1994) An analysis of wastewater treatment strategies for Eastern and Central Europe, *Wat.Sci.Tech.* **30, No.5**.
- Kroiß et. al. (1996) Studie Abwasserentsorgung Lainsitztal, Begutachtung in technischer, wirtschaftlicher und ökologischer Hinsicht, im Auftrag des NÖ-Wasserwirtschaftsfonds der NÖ-Landesregierung, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien.
- Lampert C. (1999) Nährstoffbilanzen der Donauanreinerstaaten; *Wiener Mitteilungen* **Band 155**
- Ødegaard H. (1995) Environmental impact and cost efficiency in municipal wastewater treatment, *Proceedings of the 5th Stockholm Water Symposium*.
- Pecher R. (1994) Bau- und Betriebskosten bestehender Anlagen zur Abwasserentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, *Korrespondenz Abwasser* **41, No.12**.
- Schoeneberg H. (1988) Kosten der Abwasserreinigung, *Das Gas und Wasserfach* **129, No.4**.
- Zeßner M., Fenz R., Kroiss H. (1998) Wastewater management in the Danube Basin, *Wat. Sci. Tech.* **Vol. 38, No. 11**, pp 41-49
- Zeßner M., Fenz R., Kroiss H. (1998) Current situation and future options for wastewater management in the Danube catchment, *Wat. Sci. Tech.*, in press
- Zeßner (1999) Der Beitrag Österreichs zur Belastung des Schwarzen Meeres mit Nährstoffen, *Wiener Mitteilungen*, **Band 155**

Dipl.Ing. Robert Fenz
Dipl.Ing.Dr.Matthias Zeßner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
TU-Wien

Karlsplatz 13
A-1040 Wien

Tel.: 0043/1/58801/22612
Fax: 0043/1/58801/22699
Mail: rfenz@iwag.tuwien.ac.at

Kostensparende Konzepte zur Nährstoffentfernung bei der Abwasserreinigung

Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien

Kurzfassung: Es besteht heute Übereinstimmung darüber, daß eine effektive Stickstoffentfernung nur auf biologischem Wege über Nitrifikation und Denitrifikation möglich ist, während zu einer weitgehenden Phosphorentfernung auch der Einsatz von Chemikalien erforderlich ist. Dabei kommt weltweit bei weitem am häufigsten das Belebungsverfahren zum Einsatz. Für Österreich ist derzeit bei mittelgroßen Kläranlagen von etwa 50.000 EW mit Gesamt-Jahreskosten (Errichtung und Betrieb) von rund 500 ATS/(EW.a) zu rechnen. Mit einfacheren technischen Mitteln, jedoch den (nahezu) gleichen Reinigungszielen kommt dieses Verfahren auch in den östlichen Nachbarstaaten zum Einsatz, wobei die Kosten für die Abwasserreinigung aufgrund der niedrigeren Lohnkosten deutlich geringer sind. Für die an der unteren Donau gelegenen Staaten wird es aufgrund der äußerst angespannten ökonomischen Situation sehr schwierig sein, eine effiziente Abwasserreinigung zu bewerkstelligen.

Keywords: Biologische Abwasserreinigung, Belebungsverfahren, Kosten, Nährstoffentfernung, angepaßte Technologie

1 Einleitung

Wenn heute von Abwasserreinigung die Rede ist, dann bewegt sich die Diskussion in Österreich, und mehr noch in Deutschland, sehr rasch auf das Thema der „hohen Kosten“ zu. Dabei kursieren in dieser allgemeinen Diskussionen vor allem 2 Gerüchte, wobei „Gerücht 1“ am häufigsten ins Treffen geführt wird:

„**Gerücht 1**“: Die hohen Anforderungen an den Reinigungsgrad sind schuld an den hohen Kosten der Abwasserreinigung.

„**Gerücht 2**“: Durch Alternativen zu den derzeit üblichen Verfahren zur Abwasserreinigung könnte wesentliches an Kosten eingespart werden.

Ich werde im Laufe dieses Vortrags „Gerücht 1“ mit Zahlen entkräften. Zu „Gerücht 2“ ist anzumerken, daß dieses Argument vor allem indirekt gilt, indem durch Verfahrensalternativen eine Konkurrenzsituation geschaffen wird, die Planer und Anbieter von „gängigen Abwasserreinigungsverfahren“ dazu zwingt, diese in einer kostengünstigeren Weise zu gestalten.

In jedem Fall steht außer Zweifel, daß „wir“ - ich meine damit die Volkswirtschaften der wohlhabenden Staaten Mittel-, Nord- und Westeuropas - uns die weitgehende biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung auch in absehbarer Zeit werden leisten können. Außer Deutschland und Österreich weisen jedoch alle anderen Länder des Donauraums eine deutlich geringeren Volkseinkommen auf. Somit erhebt sich die Frage, wenn man einen Vortrag über kostensparende Konzepte zur Abwasserreinigung im Rahmen einer Veranstaltung über den Donauraum hält, inwieweit eine effiziente, weitgehende Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung auch in weniger wohlhabenden Ländern möglich ist.

2 Verfahren zur Nährstoffentfernung

Die Erarbeitung und Verbesserung von Verfahren zur Nährstoffentfernung war weltweit eines der Hauptthemen der Forschung und Entwicklung im Bereich der Abwasserreinigung der letzten etwa 30 Jahre. Dabei herrscht heute Übereinstimmung darin, daß

- eine effiziente Stickstoffentfernung nur auf biologischem Wege möglich ist, und zwar über Nitrifikation im aeroben Milieu und Denitrifikation in anoxischen Zonen oder Phasen, und daß
- für eine weitgehende Phosphorentfernung auch der Einsatz von Chemikalien zur Fällung erforderlich ist. Dabei wird durch zusätzliche anaerobe Zonen bzw. Phasen eine vermehrte biologische Phosphoraufnahme (durch die Mikroorganismen) begünstigt, womit sich der erforderliche Fällmitteleinsatz vermindert.

Das Belebungsverfahren ist heute das bei weitem am häufigsten angewendete Verfahren zur weitgehenden, biologischen Abwasserreinigung, und zwar nicht nur in Mitteleuropa, sondern auch in allen anderen Teilen der Welt.

Im folgenden werden nun kurz die beiden Verfahrensweisen bei biologischen Abwasserreinigungsanlagen nach dem Belebungsverfahren vorgestellt, welche in der gesamten Bandbreite von Kläranlagen von wenigen 100 bis zu mehreren 100.000 „Einwohnerwerten“ Ausbaugröße hauptsächlich zum Einsatz kommen. Es handelt sich in beiden Fällen um einstufige Belebungsanlagen, und zwar um

- Belebungsanlagen ohne Vorklärung, mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung (bis zu einer Ausbaugröße von etwa 100.000 EW) bzw. um
- Belebungsanlagen mit Vorklärung und beheizter Schlammfäulung (ab einer Ausbaugröße von etwa 30.000 EW sinnvoll möglich).

Diese beiden Verfahrensweisen sind in den Abbildungen 1 und 2 graphisch dargestellt, worin in Hinblick auf die späteren Ausführungen zu den Kosten auch gleich die wesentlichen Bauteile (Bauwerksgruppen) eingetragen sind.

Die beiden angeführten Verfahrensweisen unterscheiden sich primär durch die Art der Schlammstabilisierung. Dies ist jener biologische Prozeß, durch den der anfallende Klärschlamm in eine fäulnisunfähige und somit „geruchsarme“ Form übergeführt wird. Dieser Prozeß der Schlammstabilisierung kann generell entweder auf aerobem oder auf anaerobem Wege erfolgen. Bei der aeroben Stabilisierung wird Energie in Form von Belüftungsenergie zugeführt, bei der anaeroben Stabilisierung (Schlammfäulung) wird Energie in Form des anfallenden Faulgases (oder Klärgases) gewonnen.

Die „gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung“ erfolgt gemeinsam mit den Abwasserreinigungsprozeß im Belebungsbecken. Dazu wird die Schlammaufenthaltszeit (= „Schlammalter“) im Prozeß und folglich das Volumen des Belebungsbeckens ausreichend groß gewählt, daß die Aktivität der Mikroorganismen soweit herabgesetzt ist, daß der anfallende Klärschlamm danach ohne weiteren Behandlungsschritt weitgehend fäulnisunfähig ist. Gewisse Probleme treten bei diesem Verfahren insofern auf, als der Schlamm im allgemeinen, außer bei sehr hoher Schlammaufenthaltszeit, nicht „ausstabilisiert“ ist und somit zu Geruchsbelästigungen neigt (Nowak, 1998 a).

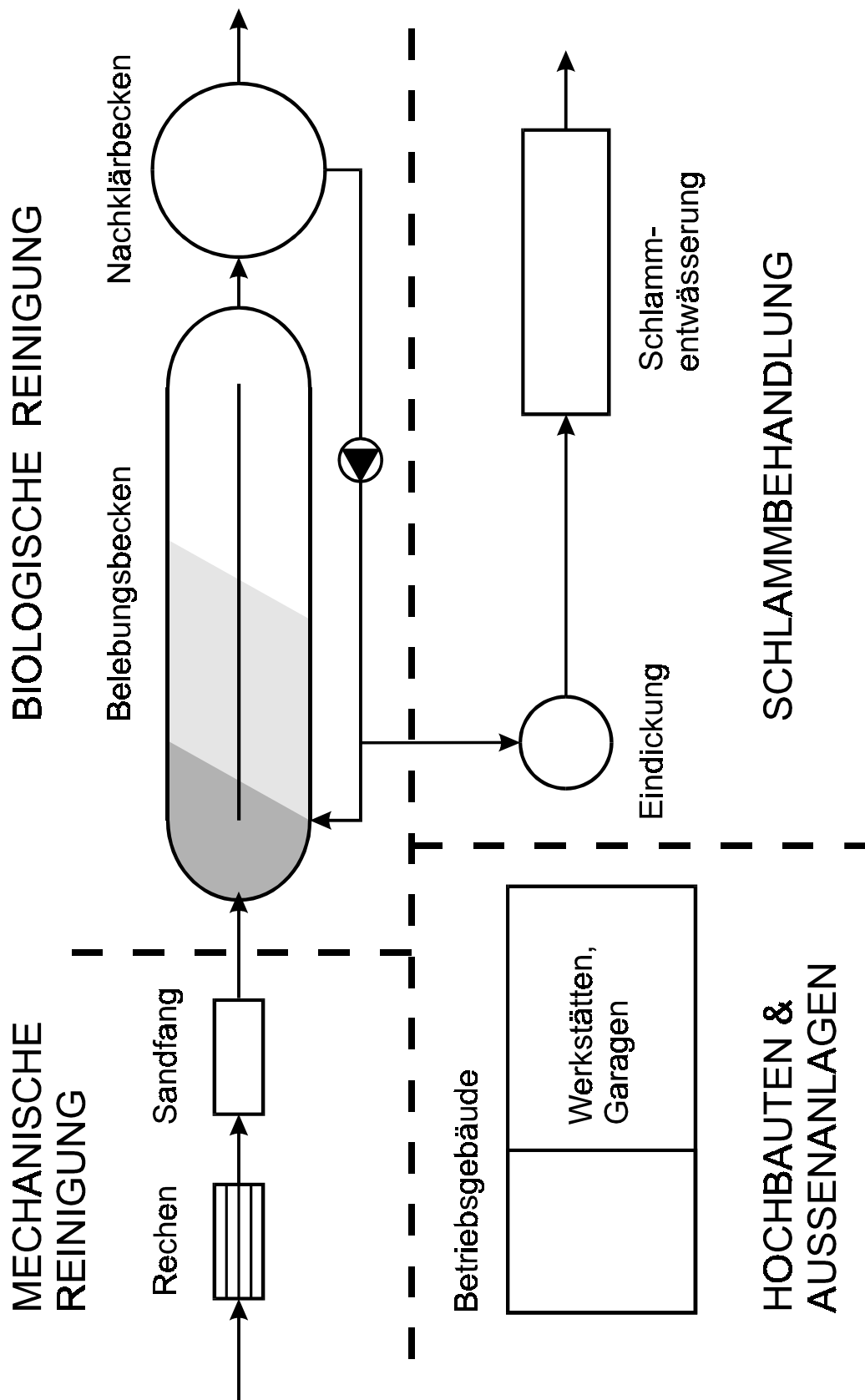


Abbildung 1: Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung

Hinsichtlich der Abwasserreinigung hingegen werden mit diesem Verfahren bei geeigneter Betriebsführung hervorragende Ergebnisse erzielt, zumal das „Schlammalter“ und somit die Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im System durch das Erfordernis der gleichzeitigen Schlammstabilisierung um vieles (etwa um das doppelte) größer ist als dies zur Erreichung des Reinigungszieles erforderlich wäre. In Hinblick auf die Stickstoffentfernung kann aus der österreichischen Praxis gesagt werden, daß mit diesem Verfahren bei zahlreichen Anlagen sowohl der Ammonium- als auch der Nitratgehalt im Ablauf im Bereich von 1 mg N/l gehalten wird. Der Grad der Stickstoffentfernung kann somit weit über 90 % liegen.

Zur Einstellung der notwendigen aeroben und anoxischen Zonen bzw. Phasen wird die Sauerstoffzufuhr entsprechend gesteuert oder über den Sauerstoffgehalt geregelt. Die Phosphorentfernung wird bei diesem Verfahren, ebenso wie bei dem mit Vorklärung und Schlammfäulung, sinnvollerweise mittels Simultanfällung vorgenommen, d.h. das Fällmittel (Fe- oder Al-Salze) wird in den Belebtschlammkreislauf zugegeben. Dabei hat sich herausgestellt, daß bei vielen dieser Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung deutlich weniger Fällmittel benötigt werden, als aufgrund der Stöchiometrie (Metall zu Phosphor) und aufgrund der „normalen“ Inkorporation von Phosphor in die Biomasse zu erwarten wäre (Ludwig *et al.*, 1985; Nikolavcic *et al.*, 1998). Dies ist dadurch zu erklären, daß durch eine gut angepaßte, d.h. minimierte Sauerstoffzufuhr, größere anaerobe (= ohne O₂ und ohne NO₃) Zonen bzw. Phasen entstehen, wodurch eine vermehrte biologische Phosphoraufnahme durch den Belebtschlamm möglich wird. Dem Autor ist eine solche Anlage bekannt, bei der ohne der Zugabe von Fällmitteln nur durch eine Steuerung der Belüftung ein Gesamt-P-Ablaufwert von unter 1 mg/l im Jahresmittel eingehalten wird, noch dazu ohne Sauerstoffsonde. Voraussetzung dafür ist allerdings ein entsprechendes Geschick des Betriebsleiters.

Bei Belebungsanlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung gibt es kein Vorklärbecken, da ansonsten wieder Schlamm anfallen würde, der ausstabilisiert werden müßte. Insgesamt besteht eine solche Anlage daher nur aus wenigen Bauteilen (Abb. 1). Dies ist ein Grund, warum dieses Verfahren vornehmlich bei kleineren Anlagen zum Einsatz kommt. Ein weiterer Grund liegt darin, daß eine effektive energetische Nutzung des Faulgases bei zu kleinen Anlagen nicht möglich bzw. nicht wirtschaftlich ist.

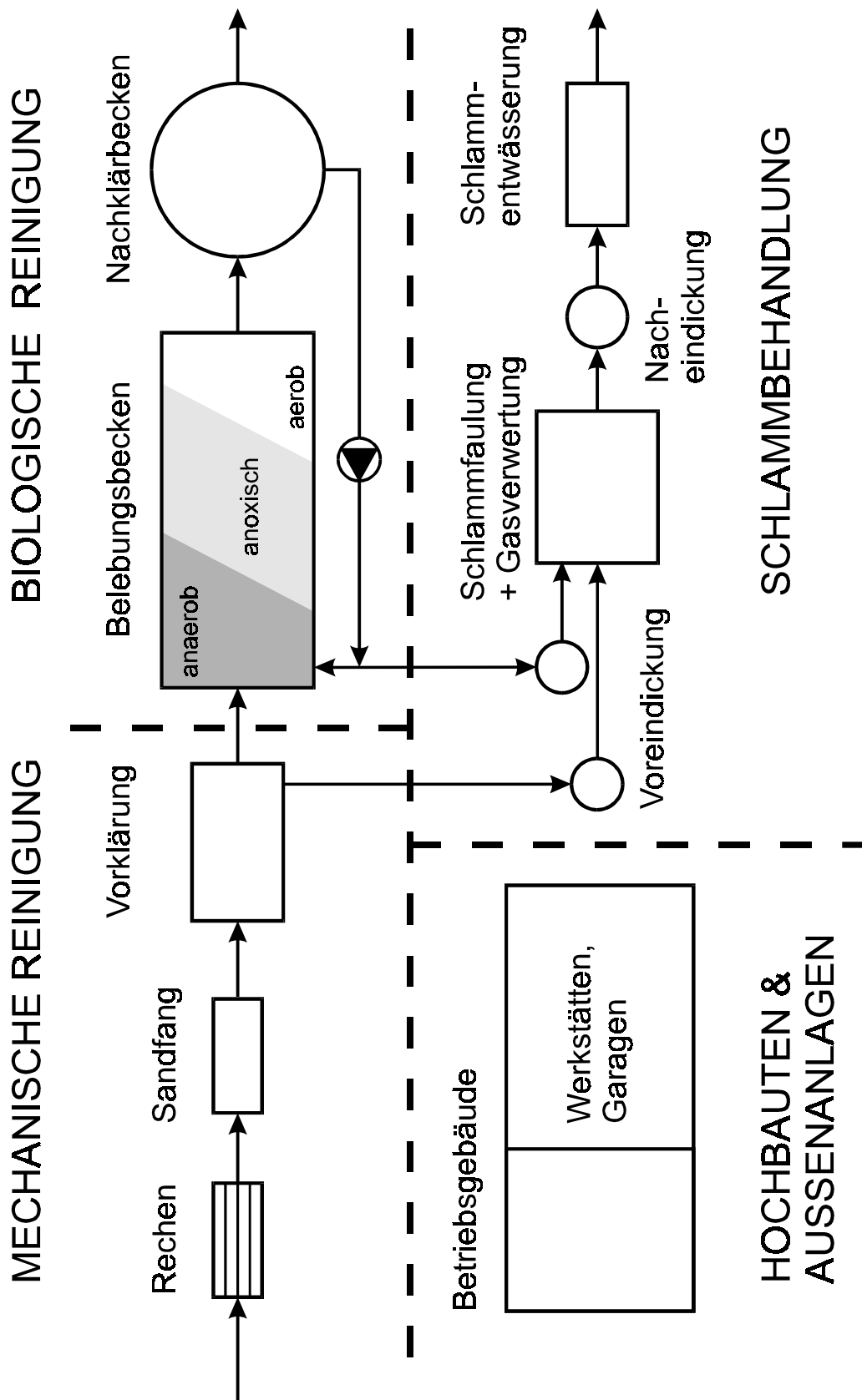


Abbildung 2: Belebungsanlage mit Vorklärung und beheizter Schlammfaulung

Letztlich haben Wirtschaftlichkeitsüberlegungen darüber zu entscheiden, ob dieses Verfahren oder das mit Vorklärung und Schlammfäulung zum Einsatz kommt. Die Wirtschaftlichkeitsgrenze liegt, wie aus dem im folgenden angeführten Beispiel auch zu entnehmen ist, bei unseren Rahmenbedingungen hinsichtlich der Kosten etwa bei einer Ausbaugröße von 50.000 EW, ist jedoch von der spezifischen Situation abhängig.

Bei Belebungsanlagen mit Vorklärung und Schlammfäulung (Abb. 2) können Stickstoffentfernung und Phosphorentfernung (Fällung) auch in ein- und demselben Becken erfolgen. Es kann jedoch auch, zumal bei größeren Anlagen, eine Unterteilung des Belebungsbeckens in vorgeschalteten anaeroben und danach anoxischen Kaskaden vorgenommen werden.

Bei diesen Anlagen ist das Belebungsbecken etwa um ein Drittel bis zur Hälfte kleiner als bei Belebungsanlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung. Dafür sind ein Vorklärbecken sowie die Anlagenteile zur Schlammfäulung einschließlich Nutzung des anfallenden Gases (Gasbehälter etc.) zu errichten. Die Gasnutzung erfolgt bei diesen Anlagen heute häufig über ein Blockheizkraftwerk mit Verstromung der mechanischen Energie.

Da bei diesen Anlagen durch die Vorklärung bereits organische Verschmutzung aus dem Abwasser entfernt wird, welche danach nicht mehr für die Denitrifikation zur Verfügung steht, und durch die relativ kleineren Belebungsbecken (kürzeres „Schlammalter“) ist das Ausmaß der Stickstoffentfernung geringer als bei Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung. Werte um 80 % für den Stickstoffentfernungsgrad sind jedoch bei durchschnittlich häuslichem Abwasser bei geeigneter Ausbildung der Anlage und geeignetem Betrieb erreichbar. Bei diesen etwas größeren Anlagen erfolgt die Einstellung - gegebenenfalls das Zu- und Abschalten - der Sauerstoffzufuhr zumeist durch Regelung entweder über den Sauerstoffgehalt oder über Parameter aus der Online-Analytik ($\text{NH}_4\text{-N}$ - und/oder $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt).

Andere als die hier angeführten Verfahren zur Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung kommen bislang im allgemeinen nur in Einzelfällen zur Anwendung. Insbesondere bei kleinen Ausbaugrößen (kleiner rund 5.000 EW) kommen zunehmend auch Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb (SBR-Anlagen) zum Einsatz. Diese unterscheiden sich vom herkömmlichen Belebungsverfahren dadurch, daß die biologische Reinigung und der Absetzvorgang des

Belebtschlammes nicht wie beim konventionellen Belebungsverfahren in 2 getrennten Becken (Belebungsbecken und Nachklärbecken), sondern zeitversetzt in ein- und demselben Becken vorgenommen werden. Dies birgt Vor- und Nachteile in sich, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll.

Auch bei größeren Anlagen werden SBR-Verfahren, ebenso wie zweistufige Belebungsverfahren bzw. Verfahrensweisen mit festsitzender Biomasse, wie z.B. Biofilter, als Alternative angeboten und kommen auch fallweise zur Ausführung. Allerdings haben diese Verfahren bislang flächendeckend noch keine wesentliche Bedeutung erlangt. Manche dieser Verfahren sind jedoch zweifelsfrei geeignet, um die hohen Anforderungen hinsichtlich Nitrifikation, Stickstoff- und Phosphorentfernung zu erfüllen, weswegen auch keine Ursache besteht, die Auswahl an möglichen Abwasserreinigungsverfahren auf die beiden hier im Detail behandelten Konzepte nach dem Belebungsverfahren einzuschränken.

Verschiedentlich wurden in letzter Zeit bei der Ausschreibung von neu bzw. weitgehend neu zu errichtenden Kläranlagen Verfahrensalternativen mit deutlich geringeren Kosten angeboten als die ausgeschriebene „Hauptvariante“. Erfahrungsgemäß ist in solchen Fällen entweder die Verfahrensalternative nicht geeignet, die vorgeschriebenen Anforderungen zu erfüllen, oder es wurde mit der Hauptvariante keine einfache und kostengünstige Kläranlage geplant.

Somit liegt, wie bereits eingangs angedeutet, ein wesentlicher „Vorteil“ von Verfahrensvarianten darin, daß der Planer hinsichtlich der „Hauptvariante“ gezwungen ist, eine kostengünstige Lösung zu finden.

Weiters wäre noch darauf hinzuweisen, daß bei Kostenvergleichen, insbesondere im Fall von Verfahrensalternativen, zukünftig vermehrt auf die Folgekosten (Abschreibedauer und Betriebskosten) Bedacht genommen werden sollte. Die Auswahl der zur Ausführung gelangenden Verfahrensvariante sollte nämlich nach dem *Bestbieter-* und nicht nach dem *Billigstbieterprinzip* erfolgen.

3 Kosten der Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung in Österreich

3.1 Vorbemerkung

Im folgenden wird dargestellt, mit welchen Kosten für die weitergehende Abwasserreinigung derzeit in Österreich bei einer mittelgroßen Anlage zu rechnen ist. Diese Darstellung erfolgt auf der Basis von eigenen Erhebungen, da nach dem Wissenstand des Autors momentan für Österreich keine umfassende Studie mit verlässlichen Daten zu diesem Thema existiert.

Für diese Darstellung wurden die Errichtungskosten in Jahreskosten umgerechnet, um zu einer mit den Betriebskosten vergleichbaren Darstellung zu kommen, und in der Summe von Errichtungskosten als Jahreskosten und Betriebskosten die Aufwendungen, mit denen jährlich je Einwohnerwert zu rechnen ist, auszuweisen.

3.2 Gesamtkosten für die Errichtung

Wenn von Baukosten, Herstellungskosten bzw. Errichtungskosten die Rede ist, werden häufig unterschiedliche Begriffe durcheinandergebracht, und es ist in der Literatur bei Kostenvergleichen häufig nicht klar, welche Kosten nun tatsächlich gemeint sind. In Abbildung 3 ist die Gliederung in Kostenbereiche nach ÖNORM B 1801-1 (1995) „Kosten in Hoch- und Tiefbau - Kostengliederung“ dargestellt. Es sollte daher künftig mehr darauf geachtet werden, ob von „Bauwerkskosten“, „Baukosten“, „Errichtungskosten“ oder „Gesamtkosten“ (für die Errichtung) die Rede ist (vgl. Abb. 3). Dabei ist der Begriff „Gesamtkosten“ auch nicht sehr glücklich gewählt, weil hier in einem größeren Zusammenhang nicht mehr klar ist, daß es sich um die Gesamtkosten für die Errichtung bzw. Herstellung handelt. Nach Abbildung 3 stellen diese Gesamtkosten die Summe aus Errichtungskosten und den Kosten aus dem Grunderwerb dar. In dieser Arbeit werden sich die Angaben zur Errichtung im weiteren jedenfalls stets auf diese Gesamtkosten beziehen. Die Kosten für den Grunderwerb sind im allgemeinen als vergleichsweise gering anzusehen, insbesondere wenn diese Gesamtkosten in Jahreskosten umgerechnet werden.

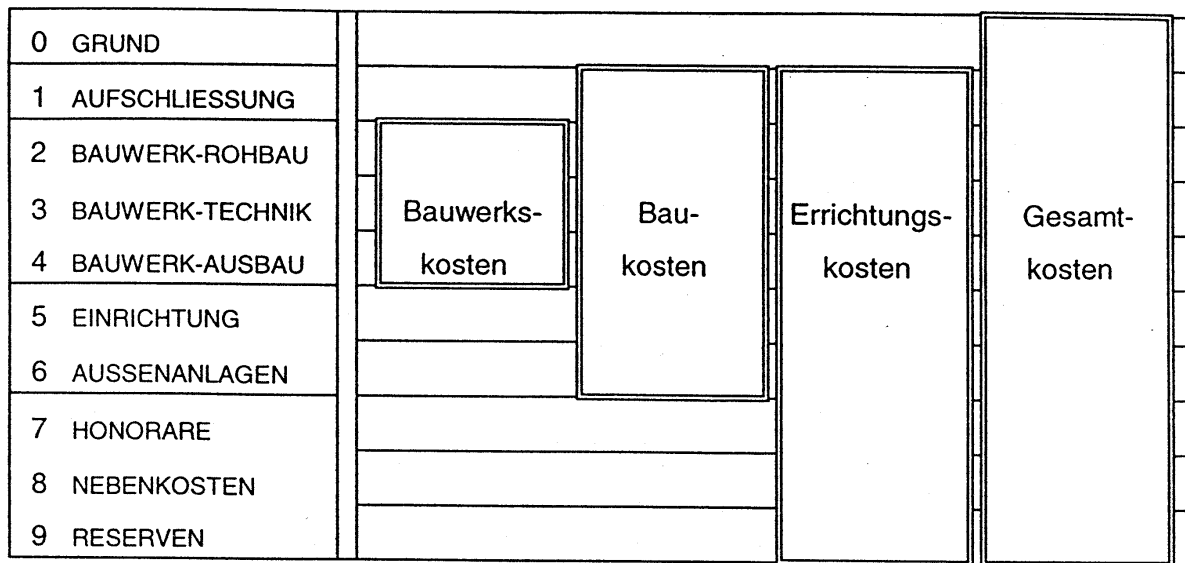


Abbildung 3: Zusammenfassung von Kostenbereichen für den Hoch- und Tiefbau (entsprechend ÖNORM B 1801-1, 1995)

Die im weiteren angegebenen Kosten wurden aus in letzter abgerechneten Projekten sowie aus Projekten, zu denen die Ausschreibungsergebnisse weitgehend vorliegen, ermittelt bzw. abgeschätzt. Dabei traten bei diesen Projekten in einzelnen Abschnitten erhöhte Kosten zufolge spezifischer, örtlich bedingter Umstände auf, welche bei dieser Kostenabschätzung nicht berücksichtigt wurden und in die hier genannten (einwohnerwert-)spezifischen Kosten demzufolge keinen Eingang fanden.

Weiters ist zu beobachten, daß die baulichen Kosten (Erd- und Baumeisterarbeiten) in den letzten Jahren kaum mehr angestiegen sind und mittlerweile sogar (stark) rückläufig sind, und dies nicht nur in Österreich, sondern auch in Deutschland. Abbildung 4 zeigt die Preisentwicklung in Deutschland für Kläranlage und Ortskanäle zwischen 1990 und 1997. Aus dieser Abbildung wird erkennbar, daß die baulichen Kosten in den letzten Jahren leicht gesunken sind, während die Kosten für maschinelle und elektrische Ausrüstung weiterhin angestiegen sind. Insgesamt blieben die Kosten für die Errichtung von Kläranlagen in Deutschland zwischen 1995 und 1997 nahezu gleich.

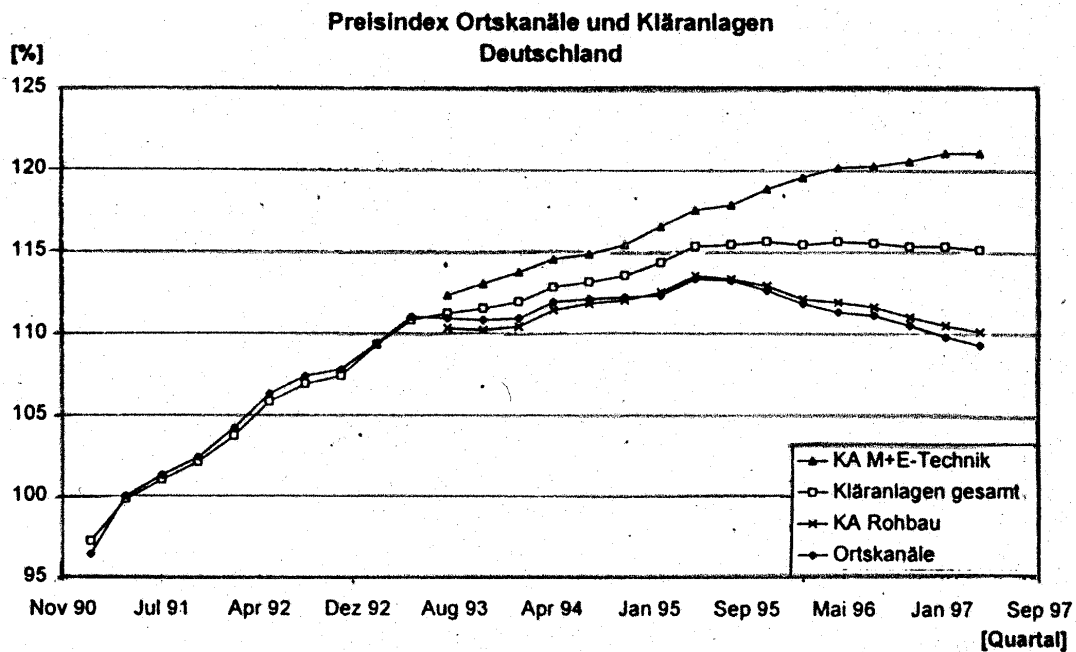


Abbildung 4: Preisindex Kläranlage und Ortskanäle - Deutschland (Statistisches Bundesamt, 1997, zitiert von Günthert und Reicherter, 1998)

Teilweise ist der „Preisverfall“ bei den baulichen Kosten aktuell noch wesentlich größer. Verschiedentlich liegen die Ausschreibungsergebnisse derzeit um wesentlich mehr als 10 % unter den Schätzkosten. Vor diesem Hintergrund wurden die dieser Abschätzung zugrunde liegenden baulichen Kosten um rund 10 % angehoben, um hier ein allgemein (*und länger ?*) gültige Aussage zu treffen.

Die in den nachfolgenden Tabellen 1 bis 4 angegebenen (einwohnerwert-)spezifischen Gesamtkosten für die Errichtung beziehen sich auf eine biologische Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation, Stickstoff- und Phosphorentfernung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW. Dabei wurde diese Auswertung bzw. Abschätzung sowohl für eine Belebungsanlage mit beheizter Schlammfäulung (Tab. 1 und 2) als auch für eine solche mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung (Tab. 3 und 4) vorgenommen.

Die Größenordnung von 55.000 EW Ausbaugröße wurde deswegen gewählt, da bei der Auswertung von Betriebskosten 7 Anlagen herangezogen wurden, von denen sich der Mittelwert der mittleren Belastung der einzelnen Anlagen zu 33.000 EW ergab. Eine biologische Abwasserreinigungsanlage ist als ausgelastet zu bezeichnen, wenn die mittlere Belastung etwa 65 bis 70 % der

Ausbaugröße beträgt. Da gewisse Reserven zweifellos angebracht sind, wurde hier im weiteren von einem Verhältnis mittlere Belastung zu Ausbaugröße von 0,6 ausgegangen. Das heißt, es wurde angenommen, daß diese Anlage mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW im Mittel mit 33.000 EW belastet ist. Auf diese Werte beziehen sich auch die Angaben in den Tabellen 1 bis 4 zu „Ausbau“ und „Mittl. Belastung“.

Die Tabellen 1 und 3 unterscheiden sich von den Tabellen 2 und 4 dadurch, daß die die Bauwerke betreffenden Kostenbereiche 2 bis 4 nach ÖNORM B 1801-1 (siehe Abb. 3) einschließlich der Außenanlagen (Kostenbereich 6) in den Tabellen 1 und 3 nach baulichen bzw. maschinellen Kosten sowie elektrischer Ausrüstung aufgeteilt wurden, während in den Tabellen 2 und 4 die Aufteilung nach dem Zweck der Bauwerke erfolgte, wobei jeweils zwischen baulich und maschinell (einschl. elektrischer Ausrüstung) unterschieden wurde.

Im einzelnen wurden zwischen folgenden Kostenarten unterschieden:

In den Tabellen 1 und 3:

- *Grund*: Grunderwerb, Abfindungen, etc.
- *Aufschließung*: Verkehrserschließung, Strom- und Wasserversorgung etc.
- *Bauliche Kosten (Biol. Stufe)*: Belebungsbecken, Nachklärbecken, Rücklauf- und Überschußschlammumpwerk, verbindende Leitungen.
- *Bauliche Kosten („Rest“)*: Mechanische Vorreinigung (siehe unten), Schlammbehandlung, Hochbauten, Außenanlagen, etc.
- *Maschinelle Kosten*: Kosten für die maschinelle Ausrüstung: Belüftung, Schlammbehandlung, Räumern, Rechen, Hausinstallationen, Einfriedung etc.
- *Elektrische Ausrüstung*: Starkstromversorgung, MSR-Technik einschl. Prozeßleitsystem, Haustechnik
- *(Innen-)Einrichtung*: Laboreinrichtung, Möblierung, Fuhrpark, etc.
- *Honorare & Nebenkosten*: alle Planungshonorare, Gutachten, Versicherungen, Gebühren

In den Tabellen 2 und 4 wurde die Unterteilung in Kostenarten nun funktional nach Bauwerksgruppen vorgenommen (siehe auch Abbildungen 1 und 2).

Die Kosten der Kostenart *Honorare & Nebenkosten* wurden proportional auf anderen alle anderen Kostenarten mit Ausnahme der Kostenart *Grund* aufgeteilt, auch auf die *Aufschließung*, ebenso wie auf die *(Innen-)Einrichtung*. Die Kosten zu diesen einzelnen Bauwerksgruppen sind darüber hinaus noch als bauliche und als maschinelle Kosten ausgewiesen, wobei die Kosten für die elektrische Ausrüstung jeweils den maschinellen Kosten zugerechnet wurde.

In den Tabellen 2 und 4 wurden, außer den bereits oben angeführten, folgende Kostenarten nach Bauwerksgruppen verwendet:

- *Mech. Reinigung*: Zulaufpumpwerk, Rechen, Sandfang, ggf. Vorklärung.
- *Biol. Reinigung*: siehe *Bauliche Kosten (Biol. Stufe)*, wobei hier noch die baulichen Kosten für die Errichtung des Belebungsbeckens gesondert ausgewiesen sind.
- *Schlammbehandlung*: Eindickung, ggf. Faulung mit Gasverwertung (Energienutzung), Schlammentwässerung einschl. Hochbau, Schlamm lager.
- *Hochbauten & Außenanlagen*: Betriebsgebäude, Werkstätten, Lager, Garage, Straßen, Einfriedung, etc.

Die spezifischen Gesamtkosten für die Errichtung, wie sie hier ausgewiesen sind, liegen mit rund ATS 3.000 je EW „Ausbau“ bei einer Ausbaugröße von 55.000 EW genau an der unteren Grenze üblicher Kostenangaben der letzten Jahre (vgl. IWAG, 1996).

Im weiteren wurden die spezifischen Errichtungskosten in den Tabellen 1 bis 4 in Jahreskosten umgerechnet. Dazu waren vorerst Ansätze über die Abschreibdauer festzulegen. Generell wurde bei den baulichen Kosten von einer Abschreibdauer von 30 Jahren ausgegangen, bei den maschinellen Kosten wurden 20 Jahre und bei der elektrischen Ausrüstung 15 Jahre angesetzt. Da in den maschinellen Kosten, wie sie in den Tabellen 2 und 4 ausgewiesen sind, die Kosten für die elektrische Ausrüstung anteilmäßig beinhaltet sind, ergab sich hier eine Abschreibdauer von 18 Jahren.

Für die Umrechnung in Jahreskosten wurde sodann von einem langfristigen, realen Zinssatz von 2,5 % ausgegangen. Aus der Abschreibdauer und aus diesem Zinssatz errechnen sich danach die in den Tabellen 1 bis 4 angeführten „Faktoren“ und im weiteren die Jahreskosten für die Errichtung.

Tabelle 1: Errichtungskosten einer Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW und einer mittleren Belastung von 33.000 EW (Preisbasis: 1995 bis 1998, in Österreich) - Aufteilung der Bauwerkskosten nach baulich, maschinell und Elektrik

Kostenarten	spez. Errichtungskosten		Abschreibedauer	Faktor *)	Jahreskosten (Errichtung)	
	Ausbau	Mittl. Belastung			Ausbau	Mittl. Belastung
	ATS/EW	ATS/EW	Jahre	%	ATS/(EW.a)	
Grund	55	92	-	2,50%	1	2
Aufschließung	134	224	20	6,41%	9	14
Bauliche Kosten (Biol. Stufe)	705	1175	30	4,78%	34	56
Bauliche Kosten ("Rest")	637	1062	30	4,78%	30	51
Maschinelle Kosten	751	1251	20	6,41%	48	80
Elektrische Ausrüstung	370	617	15	8,08%	30	50
(Innen-)Einrichtung	83	139	10	11,43%	10	16
Honorare & Nebenkosten	382	637	22	5,91%	23	38
"Gesamtkosten" (Errichtung)	3118	5197			184	307

Tabelle 2: Errichtungskosten einer Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW und einer mittleren Belastung von 33.000 EW (Preisbasis: 1995 bis 1998, in Österreich) - Aufteilung der Kosten nach Bauwerksgruppen (einschließlich Honorare und Nebenkosten)

Kostenarten	spez. Errichtungskosten		Abschreibedauer	Faktor *)	Jahreskosten (Errichtung)	
	Ausbau	Mittl. Belastung			Ausbau	Mittl. Belastung
	ATS/EW	ATS/EW	Jahre	%	ATS/(EW.a)	
Grund	55	92	-	2,50%	1	2
Aufschließung (inkl. Honorar)	154	257	20	6,41%	10	16
Mech. Reinigung (baulich)	156	259	30	4,78%	7	12
Mech. Reinigung (maschin.)	165	275	18	6,97%	11	19
Biol. Reinigung (baul. BB)	369	615	30	4,78%	18	29
Biol. Reinigung (baul. "Rest")	437	728	30	4,78%	21	35
Biol. Reinigung (maschinell)	573	955	18	6,97%	40	67
Schlammbehandlung (baul.)	272	453	30	4,78%	13	22
Schlammbehandlung (ma.)	437	729	18	6,97%	30	51
Hochbauten & Außenanl.(b.)	301	502	30	4,78%	14	24
Hochbauten & Außenanl.(m.)	107	178	18	6,97%	7	12
(Innen-)Einrichtung (inkl. Ho.)	93	154	10	11,43%	11	18
"Gesamtkosten" (Errichtung)	3118	5197			184	307

Tabelle 3: Errichtungskosten einer Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW und einer mittleren Belastung von 33.000 EW (Preisbasis: 1995 bis 1998, in Österreich) - Aufteilung der Bauwerkskosten nach baulich, maschinell und Elektrik

Kostenarten	spez. Errichtungskosten		Abschreibedauer	Faktor *)	Jahreskosten (Errichtung)	
	Ausbau	Mittl. Belastung			Ausbau	Mittl. Belastung
	ATS/EW	ATS/EW	Jahre	%	ATS/(EW.a)	
Grund	55	92	-	2,50%	1	2
Aufschließung	134	224	20	6,41%	9	14
Bauliche Kosten (Biol. Stufe)	840	1400	30	4,78%	40	67
Bauliche Kosten ("Rest")	462	770	30	4,78%	22	37
Maschinelle Kosten	691	1152	20	6,41%	44	74
Elektrische Ausrüstung	348	580	15	8,08%	28	47
(Innen-)Einrichtung	83	139	10	11,43%	10	16
Honorare & Nebenkosten	375	626	22	5,85%	22	37
"Gesamtkosten" (Errichtung)	2990	4983			176	294

Tabelle 4: Errichtungskosten einer Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW und einer mittleren Belastung von 33.000 EW (Preisbasis: 1995 bis 1998, in Österreich) - Aufteilung der Kosten nach Bauwerksgruppen (einschließlich Honorare und Nebenkosten)

Kostenarten	spez. Errichtungskosten		Abschreibedauer	Faktor *)	Jahreskosten (Errichtung)	
	Ausbau	Mittl. Belastung			Ausbau	Mittl. Belastung
	ATS/EW	ATS/EW	Jahre	%	ATS/(EW.a)	
Grund	55	92	-	2,50%	1	2
Aufschließung (inkl. Honorar)	154	257	20	6,41%	10	16
Mech. Reinigung (baulich)	117	195	30	4,78%	6	9
Mech. Reinigung (maschin.)	146	244	18	6,97%	10	17
Biol. Reinigung (baul. BB)	525	876	30	4,78%	25	42
Biol. Reinigung (baul. "Rest")	439	731	30	4,78%	21	35
Biol. Reinigung (maschinell)	604	1007	18	6,97%	42	70
Schlammbehandlung (baul.)	101	169	30	4,78%	5	8
Schlammbehandlung (ma.)	331	552	18	6,97%	23	38
Hochbauten & Außenanl.(b.)	312	520	30	4,78%	15	25
Hochbauten & Außenanl.(m.)	111	185	18	6,97%	8	13
(Innen-)Einrichtung (inkl. Ho.)	93	155	10	11,43%	11	18
"Gesamtkosten" (Errichtung)	2990	4984			176	294

Die in den Tabellen 1 bis 4 ausgewiesenen Ergebnisse dieser Auswertungen und Abschätzungen zeigen, daß die spezifischen Errichtungskosten als Jahreskosten bei Belebungsanlagen mit beheizter Schlammfäulung bzw. mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung bei einer Ausbaugröße von 55.000 EW sehr nahe beisammen liegen und unter der Annahme einer mittleren Belastung von 60 % der Ausbaugröße, somit von 33.000 EW, rund 300 ATS/(EW.a) betragen. Es wird aber auch ersichtlich, daß die baulichen Kosten als Jahreskosten für die Errichtung des Belebungsbeckens, in dem der eigentliche Reinigungsprozeß stattfindet, einschließlich des Honoraranteils bei Anlagen mit Schlammfäulung nur rund 10 %, bei solchen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung rund 13 % der Gesamtkosten zur Errichtung ausmachen (siehe Tab. 2 und 4). Unter Einbeziehung der Kosten für die Abwasserableitung *entscheiden somit nur 2 bis 4 % der Gesamtkosten des Abwassersystems darüber, ob für den Gewässerschutz auch tatsächlich der erwartete Nutzen erzielt wird* (Kroiß, 1998).

Im einzelnen werden die Kosten für die Errichtung, wie sie sich aus dieser Abschätzung ergeben haben, in den Punkten 3.4 und 3.5 zusammen mit den Betriebskosten diskutiert.

3.3 Betriebskosten

Die folgenden Angaben zu Betriebskosten stammen aus einer Erhebung, die im Jahre 1998 hinsichtlich der Betriebskosten des Jahres 1997 von österreichischen Kläranlagen durchgeführt wurde (Nowak, 1998 b). Bei dieser Erhebung wurden Angaben zu den Betriebskosten von den gleichen, insgesamt 13 Kläranlagen ausgewertet, die bereits zuvor im Jahre 1991 in bezug auf ihre Betriebskosten untersucht worden sind (Nowak, 1991). Alle diese Anlagen erfüllten im Jahre 1997 die Anforderungen in bezug auf Phosphorentfernung und Nitrifikation. Hinsichtlich Stickstoffentfernung (Denitrifikation) waren jedoch teilweise noch Ausbaumaßnahmen vorzunehmen, wodurch sich die Betriebskosten jedoch nur geringfügig verändert werden.

Es wurde folgende Gliederung nach Kostenarten gewählt:

- *Energiekosten*: Strom, Erdgas, Flüssiggas, Heizöl
- *Chemikalienkosten*: zur Phosphatfällung und Schlammkonditionierung
- *Schlamm Entsorgungskosten*
- *Kosten für Reparatur und Instandhaltung*: Sachkosten und Fremdleistungen
- *Personalkosten (Betriebspersonal)*
- *Verwaltungskosten*: Verwaltungspersonal, Aufwandsentschädigung, Post, Telekom, Gebühren, Versicherung, Beratung, Verbrauchsmaterial, etc.

In deutschen Arbeiten zum Thema „Betriebskosten bei der Abwasserreinigung“ (wie z.B. Bohn, 1998) werden ähnliche Gliederungen verwendet.

Unschärfen ergeben sich bei dieser Gliederung insbesondere bei der Zuordnung zu den Kostenarten „Personalkosten (Betriebspersonal)“, „Kosten für Reparatur und Instandhaltung“ und „Verwaltungskosten“. Je nachdem, ob für Reparatur und Instandhaltung (und Inspektion) eher eigenes Personal oder Fremdfirmen herangezogen werden, sind die dabei entstehenden Kosten entweder den „Personalkosten (Betriebspersonal)“ oder den „Kosten für Reparatur und Instandhaltung“ zuzuordnen. Dabei kann aus den Angaben von Bohn (1998) geschlossen werden, daß bei größeren Anlagen Instandhaltungsaufgaben eher an Fremdfirmen vergeben werden, an mittleren bis kleineren Anlagen diese Aufgaben hingegen vermehrt vom Betriebspersonal erfüllt werden. Bei der Betriebsleitung ist zum Teil nur schwer zu trennen zwischen reinen Verwaltungsaufgaben und der Betriebsführung, zumal diese Aufgaben bei kleineren und mittleren Anlagen häufig (und sinnvollerweise !) von ein- und derselben Person wahrgenommen werden.

Abbildung 5 zeigt spezifische „Gesamt-Betriebskosten“ in Abhängigkeit von der mittleren Anlagenbelastung. Dabei sind einerseits Betriebskosten der Jahre 1989 bzw. 1990 (Nowak, 1991) sowie solche des Jahres 1997 (Nowak, 1998) dargestellt. Mit den schwarzen Symbolen sind die Werte von insgesamt 7 Anlagen gekennzeichnet, die für den Kostenvergleich in der vorliegenden Arbeit herangezogen wurden.

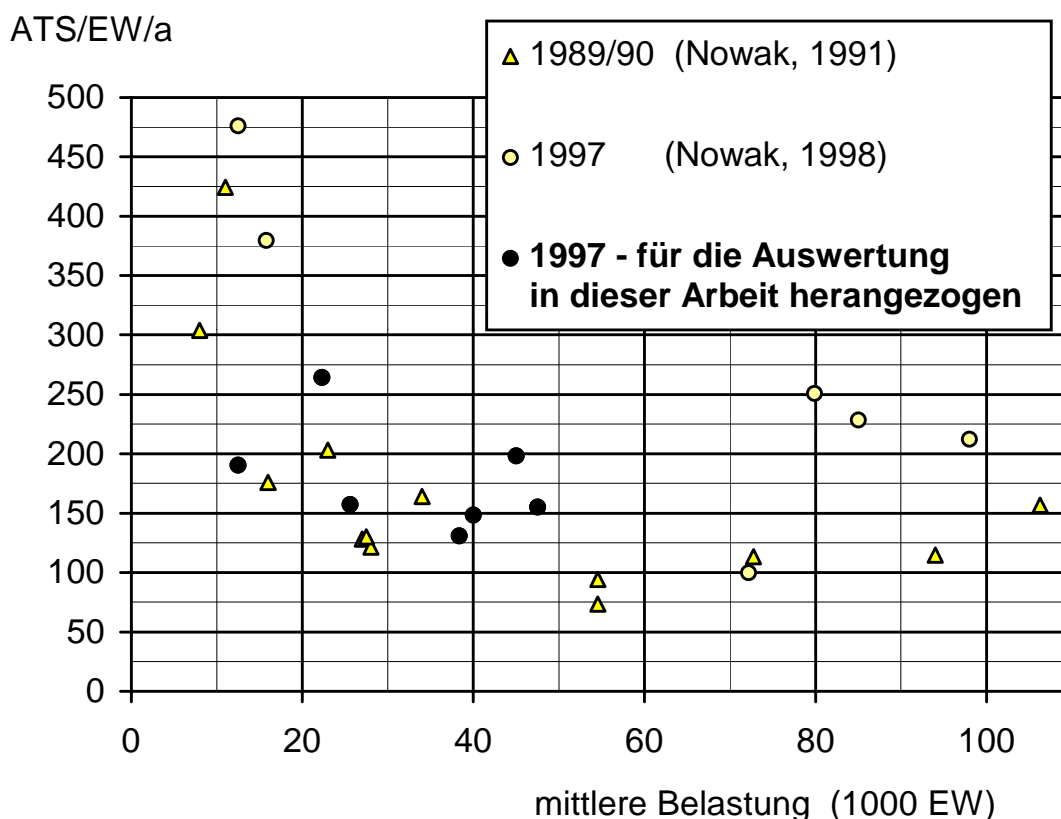


Abbildung 5: Spezifische Betriebskosten von 13 österr. Kläranlagen (Nowak, 1998)

Wie Abbildung 5 zeigt, liegen die Betriebskosten dieser 7 Anlagen zwar im Mittel eher im unteren Bereich aller hier ausgewerteten Anlagen. In den Ausführungen zu den Betriebskosten des Jahres 1997 (Nowak, 1998) wurde allerdings dargelegt, daß Kläranlagen mit Nährstoffentfernung mit einer Ausbaugröße von etwa 50.000 EW mit Betriebskosten von 200 ATS/(EW.a), bezogen auf die mittlere Belastung, im allgemeinen das Auslangen finden sollten. Dieser Richtwert wird von 3 dieser 7 Anlagen nicht bzw. nur knapp eingehalten.

Alle 7 Kläranlagen, von denen Daten zu den Betriebskosten über die Betriebskosten für diese Auswertung herangezogen wurden, sind mit beheizter Schlammfäulung ausgestattet. Die Mittelwerte der Betriebskosten dieser 7 Anlagen sind nach Kostenarten in Tabelle 5 angeführt („Belebungsanlage mit Schlammfäulung“). Daraus wurden die Betriebskosten von vergleichbaren Anlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung abgeschätzt.

Tabelle 5: Betriebskosten von österreichischen biologischen Abwasserreinigungsanlagen mit einer mittleren Belastung von 33.000 EW (Preisbasis 1997) - Belebungsanlagen mit Schlammfäulung (von 7 Anlagen nach eigenen Erhebungen) und daraus abgeschätzte Werte für Belebungsanlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung

<i>alle Werte in ATS/(EW.a)</i>	Belebungsanlage mit Schlammfäulung	<i>Belebungsanlage mit glz. Stabilisierung</i>
Energie	24	50
Chemikalien	18	18
Schlamm Entsorgung	15	20
Reparatur & Instandhaltung	18	17
Betriebspersonal	73	66
Verwaltung	30	30
Betriebskosten gesamt	178	201

Zu den einzelnen Kostenarten ist folgendes anzumerken:

- Energiekosten:* Bei Belebungsanlagen mit Schlammfäulung sollten im Falle einer energetischen Nutzung des Faulgases die Energiekosten einen Wert von 18 ATS/(EW.a) nicht überschreiten (Agis, 1998). Dies entspricht einem Bezug an elektrischer Energie von rund 12 kWh/(EW.a). Von den 7 ausgewerteten Anlagen sind nicht alle mit elektrischer bzw. mechanischer Energienutzung des Faulgases ausgestattet, woraus sich der vergleichsweise hohe Wert von 24 ATS/(EW.a) erklärt. Bei Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung sollte der Bezug an elektrischer Energie ein Wert von 35 kWh/(EW.a) bzw. die Energiekosten von 50 ATS/(EW.a) nicht überschritten (Agis, 1998). Dieser Wert wurde hier eingesetzt. Insgesamt zeigt sich, daß der Anteil der Energiekosten an den gesamten Betriebskosten relativ gering ist.

- *Chemikalienkosten:* Auch die Chemikalienkosten, die im wesentlichen aus der Phosphatfällung, bzw. von der Schlammkonditionierung herrühren, sind vergleichsweise gering. Für die Phosphatfällung werden bei typisch häuslichem Abwasser und ohne (nennenswerte) „vermehrte biologische Phosphoraufnahme“ beim Einsatz von Eisensalzen rund 1 kg Fe/(EW.a) benötigt.
- *Schlammmentsorgungskosten:* Die geringen Schlammmentsorgungskosten ergeben sich daraus, daß der Klärschlamm der meisten dieser Anlagen landwirtschaftlich verwertet wird. Bei Deponierung des anfallenden Klärschlammes ist bei derzeitigen Deponiegebühren mit rund 30 ATS/(EW.a) zu rechnen.
- *Kosten für Reparatur und Instandhaltung:* Ein Vergleich mit den spezifischen Errichtungskosten bezogen auf die mittlere Belastung (Tab. 1 bis 4) zeigt, daß die Kosten für Reparatur und Instandhaltung noch unter 0,5 % der Gesamt-Errichtungskosten, bzw. bei rund 1 % der Kosten für die maschinelle und elektrische Ausrüstung liegen.
- *Personalkosten (Betriebspersonal) und Verwaltungskosten:* Die Kosten für Betriebspersonal und Verwaltung sind als einzige der angeführten Betriebskostenarten in den letzten Jahren deutlich angestiegen, und zwar mit 4,2 % pro Jahr (Nowak, 1998). Heute tragen diese Kosten zu rund 50 bis 60 % zu den Gesamt-Betriebskosten bei. Der hier angegebene (ermittelte) Wert von 73 ATS/(EW.a) für die Personalkosten von Belebungsanlagen mit Schlammfäulung entspricht bei 33.000 EW mittlerer Belastung einem Personalstand ohne Verwaltungspersonal (Geschäftsführung) von etwa 5 Beschäftigten. Für die Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung wurde mit 10 % geringeren Kosten (entsprechend 0,5 Beschäftigten) ausgegangen.

In Abbildung 6 werden die Betriebskosten des Jahres 1997 der 3 „kostengünstigsten“ der 7 Anlagen, die hier zur Mittelwertbildung herangezogen wurden, nach Kostenarten miteinander verglichen. Die mittlere Belastung dieser 3 Anlagen lag 1997 innerhalb einer Bandbreite von 10.000 EW (zwischen 38.000 und 48.000 EW).

Alle 3 Anlagen halten die Anforderungen der 1. AEV hinsichtlich Phosphorentfernung und Nitrifikation ein. ARA B erreicht im Gegensatz zu ARA A und C auch die Anforderungen bezüglich Stickstoffentfernung. Zudem wird von ARA B ein Phosphorablaufwert von 0,5 mg Ges.-P/l im Jahresmittel eingehalten. Alle Anlagen, insbesondere ARA B, weisen ein großes Netz von Verbandssammlern auf. Dabei sind die Kosten für die Betreuung des Kanalnetzes zu einem großen Teil in den Kosten für Betriebspersonal beinhaltet.

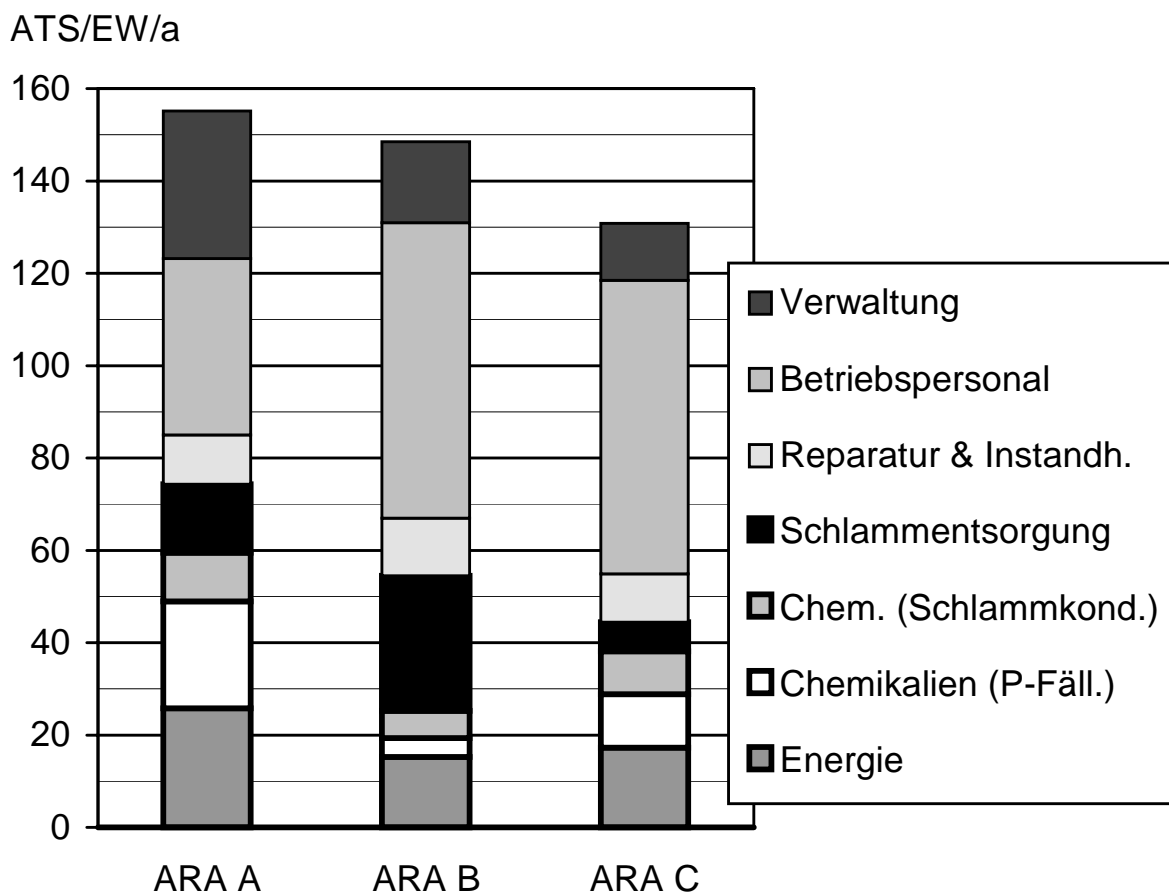


Abbildung 6: Vergleich der Betriebskosten von 3 kostengünstigen Anlagen (mittlere Belastung 38.000 bis 48.000 EW)

Interessant ist nun, daß, obwohl die „Gesamt-Betriebskosten“ dieser 3 Anlagen nahe beieinander liegen (zwischen 131 und 155 ATS/(EW.a)), sich große Unterschiede bei den einzelnen Kostenarten zeigen, und folglich im einzelnen noch Einsparungspotential vorhanden ist. Hinzuweisen wäre darauf, daß bei allen 3 Anlagen die Summe aus den spezifischen Kosten für die Reparatur und

Instandhaltung, Betriebspersonal und Verwaltung unter 100 ATS/(EW.a) (zwischen 80 und 94 ATS/(EW.a)) liegt. Dies ist als Hauptgrund für die vergleichsweise geringen Betriebskosten dieser Anlagen anzusehen.

3.4 Gesamt-Jahreskosten (Errichtung und Betrieb)

Die in den vorangegangenen beiden Punkten angeführten, ermittelten bzw. abgeschätzten Jahreskosten für die Errichtung (Pkt. 3.2) bzw. für den Betrieb (Pkt. 3.3) von biologischen Abwasserreinigungsanlagen mit Nährstoffentfernung nach dem Belebungsverfahren wurden nun zusammengeführt und sind in den Abbildungen 7 bis 10 graphisch dargestellt.

Die Gesamt-Jahreskosten sind bei dieser Ausbaugröße einer biologischen Abwasserreinigungsanlage von 55.000 EW zur Nährstoffentfernung (Nitrifikation, Denitrifikation, teilweise biologischer und chemischer Phosphorentfernung) für eine Belebungsanlagen mit beheizter Schlammfäulung und für solche mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung nahezu gleich. Nach der hier durchgeführten Ermittlung bzw. Abschätzung liegt die Belebungsanlage mit beheizter Schlammfäulung mit Gesamt-Jahreskosten von 485 ATS/(EW.a) geringfügig günstiger als die mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung mit 495 ATS/(EW.a) (Tabelle 6).

Tabelle 6: Gesamt-Jahreskosten von biologischen Abwasserreinigungsanlagen zur Nährstoffentfernung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW bzw. einer mittleren Belastung von 33.000 EW (Preisbasis: Österreich 1997/98)

<i>Werte in ATS/(EW.a)</i>	Belebungsanlage mit beheizter Schlammfäulung	Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung
Errichtungskosten	307	294
Betriebskosten	178	201
Gesamt-Jahreskosten	485	495

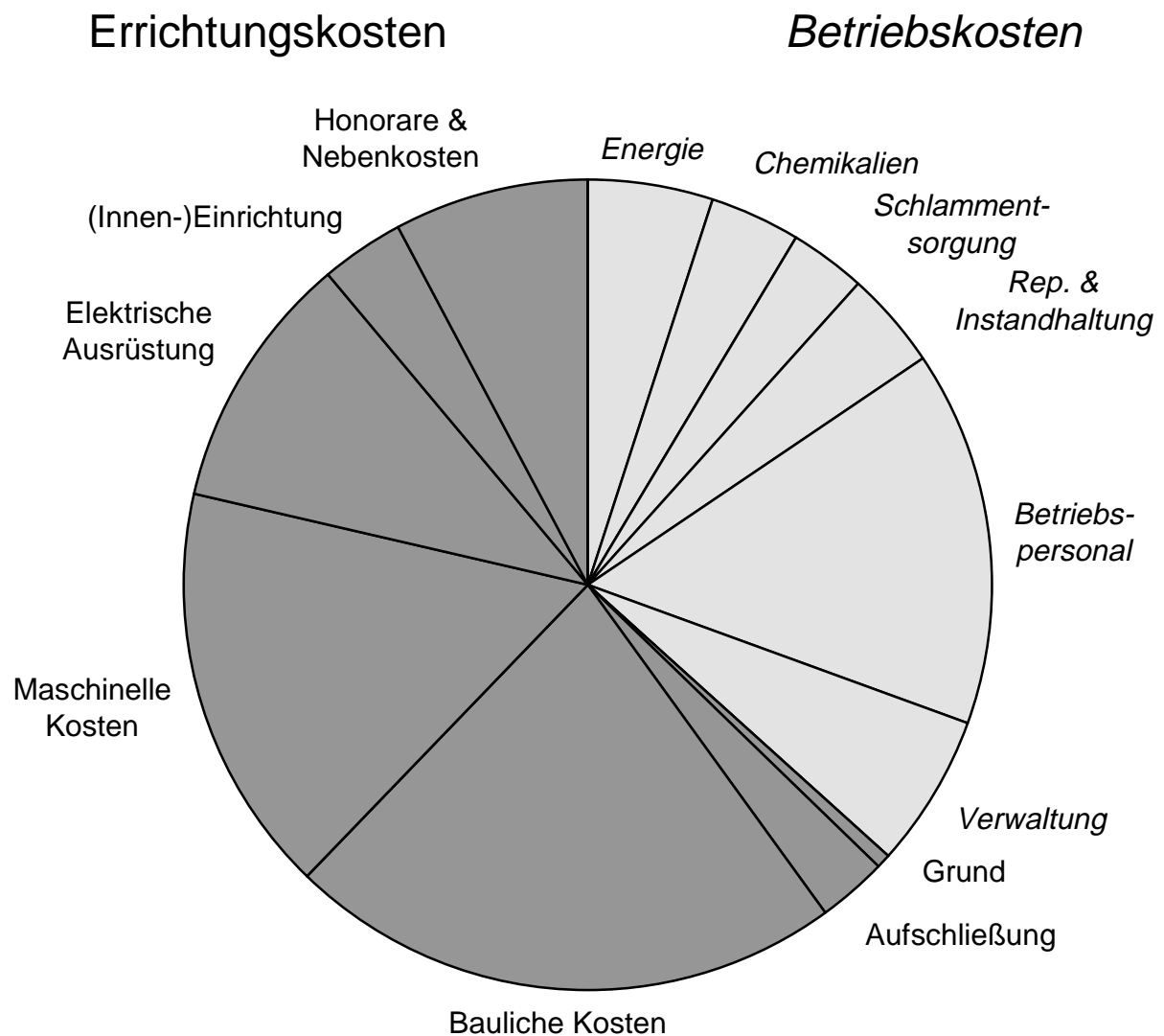


Abbildung 7: Anteile der Errichtungskosten und Betriebskosten an den Jahreskosten einer Belebungsanlage mit beheizter Schlammfäulung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW (mittlerer Belastung von 33.000 EW) - Aufteilung der Bauwerkskosten nach baulich, maschinell und Elektrik

Aus den Abbildungen 7 und 8 fällt hinsichtlich der Errichtungskosten auf, daß bei der Zuordnung nach den Kostenarten baulich, maschinell und elektrische Ausrüstung die baulichen Kosten einerseits und die Kosten für die maschinelle und elektrische Ausrüstung andererseits als Jahreskosten etwa gleich groß sind und jeweils rund 25 % der Gesamtkosten betragen.

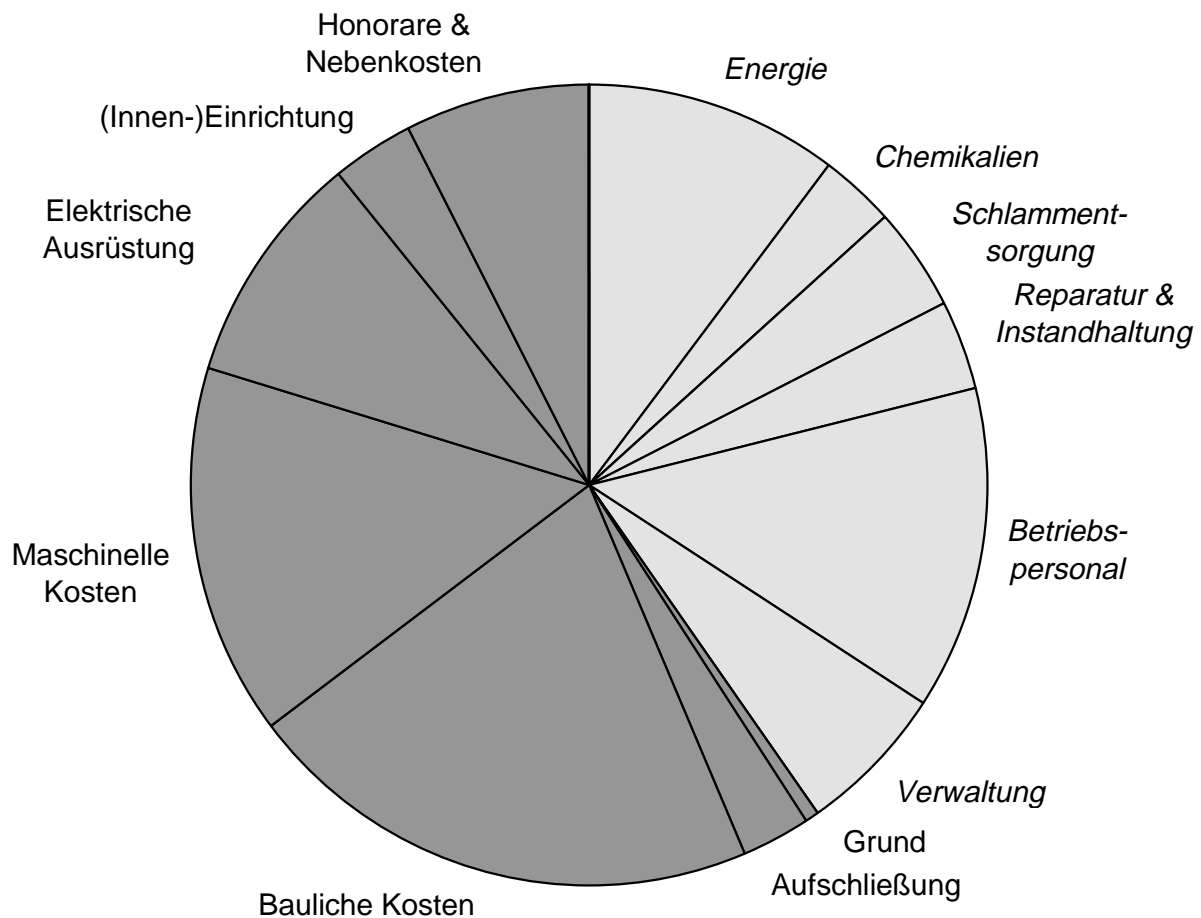
Errichtungskosten***Betriebskosten***

Abbildung 8: Anteile der Errichtungskosten und Betriebskosten an den Jahreskosten einer Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW (mittlerer Belastung von 33.000 EW) - Aufteilung der Bauwerkskosten nach baulich, maschinell und Elektrik

Weiters scheinen die Kosten für die elektrische Ausrüstung gegenüber etwa den baulichen Kosten relativ hoch. Dabei ist zu beachten, daß die baulichen Kosten in den letzten Jahren stagniert und zuletzt sogar deutlich zurückgegangen sind, was im vollen Umfang in dieser Abschätzung gar nicht berücksichtigt wurde, während die maschinellen Kosten und vor allem auch die für die elektrische Ausrüstung weiterhin ansteigen. Ferner ist zu beachten, daß für bauliche Kosten eine Abschreibdauer von etwa 30 Jahren anzusetzen ist, wohingegen die Abschreibdauer für elektrische Ausrüstung mit 15 Jahren ohnedies bereits relativ hoch gewählt wurde.

In eine Abschätzung der Jahreskosten gehen die Kosten für elektrische Ausrüstung somit wesentlich stärker ein als die baulichen Kosten. Kosten für die elektrische Ausrüstung betreffen heute nicht nur die (Stark-)Stromversorgung, sondern in zunehmendem Maße auch Automatisierung und Prozeßleittechnik.

In Anbetracht der Kurzlebigkeit solcher Investitionen sollte daher in diesem Bereich, ebenso wie bei relativ kurzlebigen Investitionen im Bereich der Maschinenteknik, darauf Bedacht genommen werden, inwieweit diese Einrichtungen tatsächlich sinnvoll genutzt werden. Die Frage hat daher zu lauten: Bringen diese Investitionen einen Vorteil für das Gewässer oder helfen sie an anderer Stelle Kosten oder Ressourcen sparen? Falls nicht, so sollten solche Anschaffungen unterbleiben.

Generell gilt, daß *zusätzliche Anlagenteile* - oder Installationen - *immer zu einem höheren Aufwand bei der Wartung und zumeist auch zu einem höheren Aufwand bei der Eigenüberwachung führen* (Kristeller, 1998). Insbesondere im Bereich der MSR-Technik sind die Wechselwirkungen zum Personalaufwand zu beachten. Zuverlässige Automatisierung hilft Kosten sparen, eine aufwendige Meß- und Regeltechnik jedoch, wie z.B. Online-Analytik bei kleineren Anlagen, verursacht Personalkosten!

Wenn man die Abbildungen 7 und 8 näher betrachtet, so wird deutlich, daß der Personalanteil für Errichtung und Betrieb von biologischen Abwasserreinigungsanlagen in unserer und vergleichbaren Volkswirtschaften weit über 50 %, wahrscheinlich bei rund 70 bis 75 %, liegt. Die Kosten für den Ressourcenverbrauch (Energie, Chemikalien, Baugrund, Schlamm Entsorgung im Falle einer Deponierung, sowie Rohmaterialien bei der Herstellung) fallen kaum ins Gewicht. Dies ist jedoch aus anderen Bereichen bereits ein wohlbekannter Umstand. Da Abwasserreinigungsanlagen als Teil eines umfassenden Umweltschutzes zu sehen sind, sollte jedoch gerade in diesem Bereich auf einen schonenden Umgang mit Ressourcen Bedacht genommen werden. Unter diesem Gesichtspunkt ist daher eine Verschwendung von Energie oder etwa von Chemikalien als wesentlich bedenklicher anzusehen als ein übertriebener Personalaufwand. Chemikalien sollten an einer biologischen Abwasserreinigungsanlage meines Erachtens generell nur sehr umsichtig eingesetzt werden, da sie letztlich im Gewässer oder im Klärschlamm wiederzufinden sind.

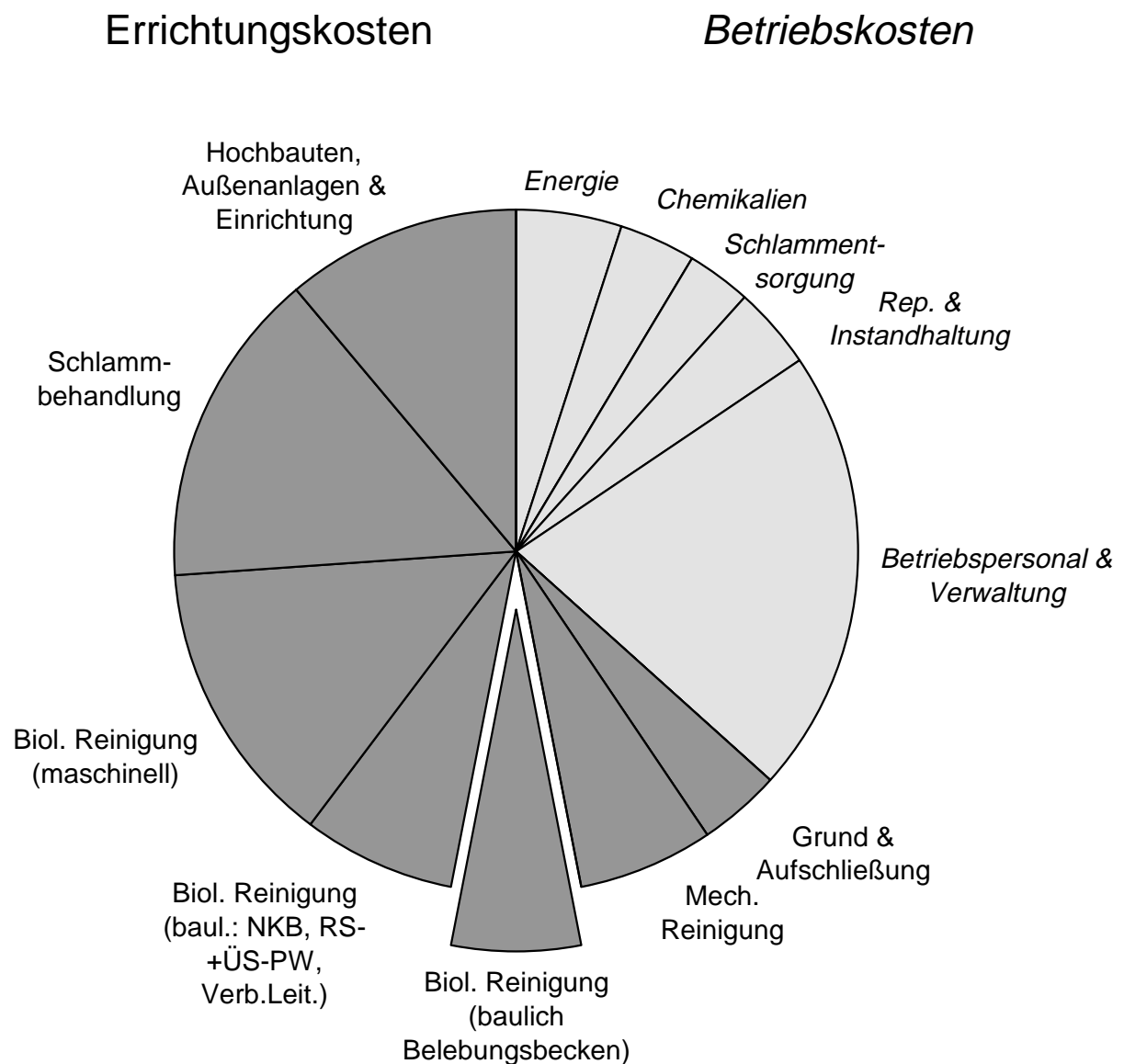


Abbildung 9: Anteile der Errichtungskosten und Betriebskosten an den Jahreskosten einer Belebungsanlage mit beheizter Schlammfäulung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW (mittlerer Belastung von 33.000 EW) - Aufteilung der Kosten nach Bauwerksgruppen (einschließlich Honorare und Nebenkosten)

Die Abbildungen 9 und 10 unterscheiden sich von den Abbildungen 7 und 8 dadurch, daß nun die Errichtungskosten nach Bauwerksgruppen getrennt dargestellt sind. Aus diesen Abbildungen wird nochmals optisch klar ersichtlich, wie gering der Anteil der baulichen Kosten für das Belebungsbecken, in dem die biologische Reinigung stattfindet, an den Gesamt-Jahreskosten für die biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung ist.

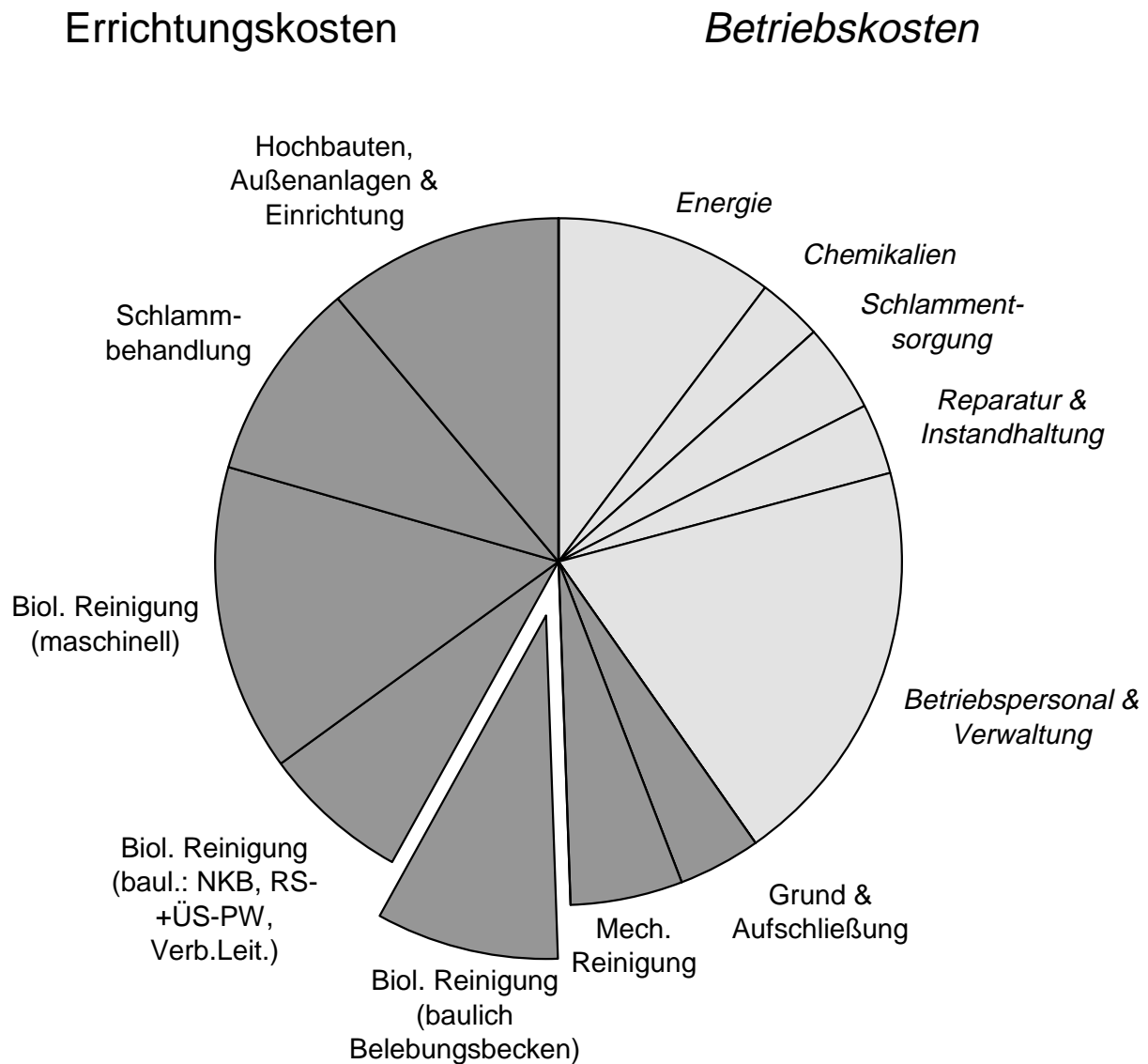


Abbildung 10: Anteile der Errichtungskosten und Betriebskosten an den Jahreskosten einer Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung mit einer Ausbaugröße von 55.000 EW (mittlerer Belastung von 33.000 EW) - Aufteilung der Kosten nach Bauwerksgruppen (einschließlich Honorare und Nebenkosten)

Ein zusätzliches Belebungsbeckenvolumen von 100 l/EW, welches bei einer knapp bemessenen Belebungsanlage einer Vergrößerung des Belebungsbeckens um rund 70 % entspricht, ergibt Jahreskosten über die Abschreibdauer von 15 ATS/(EW.a), einschließlich Honoraranteil. Dies entspricht 3 % der Gesamt-Jahreskosten für die Abwasserreinigung bzw. 1 % der Gesamtkosten für die Abwasserentsorgung. Aber gerade an dieser Größe entzündeten sich seit Jahren

die Diskussionen, obwohl genau dieser vergleichsweise geringe Mehraufwand darüber entscheidet, ob stets mit geringen oder fallweise mit erhöhten Ablaufkonzentrationen für Ammonium, Gesamt-Stickstoff, etc. zu rechnen ist. Eine solche Vergrößerung des Belebungsbeckens ruft nur einen geringfügigen, zusätzlichen Sauerstoffbedarf hervor, wobei auch dazu anzumerken ist, daß Druckluftherzeuger mittlerweile sehr kostengünstig angeboten werden.

Insgesamt stellen die Errichtungskosten für die *biologischen Reinigungsstufe* (Belebungsbecken und Nachklärbecken) eine relativ kleine Größe von rund 25 % der Gesamtkosten einer biologischen Abwasserreinigungsanlage dar.

Die in den Abbildungen 9 und 10 zu einer Kostengruppe zusammengezogenen Errichtungskosten für *Hochbauten, Außenanlagen & Einrichtung* erscheinen auch relativ gering, vor allem, wenn man bedenkt, daß hierin die gesamten Kosten für Betriebsgebäude, Fuhrpark (Garagen), Lager, Werkstätten, Labor einschließlich Ausstattung, gesamte Inneneinrichtung, Einfriedung, Lärmschutzmaßnahmen, etc., etc. enthalten sind. Allerdings ist zu bedenken, daß bei dieser Auswertung (Abschätzung) alle durch spezifische, örtliche Bedingungen hervorgerufenen Kosten unberücksichtigt blieben („herausgerechnet“ wurden). Dabei und auch in Hinblick auf die Kosten der *Aufschließung* darf nicht übersehen werden, daß ein Unterschied darin besteht, ob eine Kläranlage auf die „grüne Wiese“ gebaut wird, oder in eine bestehende Infrastruktur eingebettet wird.

3.5 Möglichkeiten zur Kostenreduktion bei Errichtung und Betrieb von biologischen Abwasserreinigungsanlagen

3.5.1 Allgemeine Anmerkungen

Ausgehend von dem Bild über die heute zu erwartenden Kostenrelationen bei Errichtung und Betrieb von biologischen Abwasserreinigungsanlagen zur Nitrifikation und Nährstoffentfernung, welches in den vorangegangenen Punkten gezeichnet wurde, erhebt sich die Frage, in welchem Bereich nun Einsparungen möglich sind. Offensichtlich ist es ja eine Tatsache, daß nicht die Kosten, die in den letzten Jahren vornehmlich diskutiert worden sind, nämlich die für die Errichtung der biologischen Reinigungsstufe sowie die

Energiekosten, diejenigen sind, die wesentlich zu den Gesamtkosten der Abwasserreinigung beitragen.

Wenn Überlegungen zur Kostenreduktion angestellt werden, so neigt man nur allzu leicht dazu, unbedingt Einsparungen erzielen zu wollen. Die folgenden Ausführungen sollten vor dem Hintergrund gesehen werden, daß einem stets bewußt sein sollte, daß Einsparungen auch zu Nachteilen führen können. Es kann vorausgeschickt werden, daß viele mögliche Einsparungen in Bereichen zu finden sind, die zwar nicht unmittelbar dem Gewässerschutz gefährden, jedoch auf „Kosten“ allgemeiner Standards, die wir heute gewöhnt sind, gehen bzw. gehen würden.

Wenn zum Beispiel bei der Außengestaltung einer Kläranlage gespart wird, so kann dadurch das Landschaftsbild beeinträchtigt werden. Oder es kann die Gefahr bestehen, daß es im Umfeld der Kläranlage zu Lärm- oder Geruchsbelästigungen kommt. Weitere Kosten betreffen die Qualität am Arbeitsplatz, wozu auch diejenigen zu zählen sind, die aus die Anforderungen des Arbeitsschutzes bzw. der Unfallverhütung herrühren. In jedem Fall hat der Arbeitgeber (Abwasserverband, Gemeinde) dafür zu sorgen, daß das Betriebspersonal auf der Kläranlage Arbeitsbedingungen vorfindet, die dem heute bei uns üblichen allgemeinen Standard entsprechen. Dies ist nicht zuletzt eine Frage der Mitarbeitermotivation. Nur Klärwärter, die zufriedenstellende Bedingungen am Arbeitsplatz vorfinden, werden auch willens sein, ihre Arbeit in zufriedenstellender Weise auszuführen.

Insgesamt sind dies alles Punkte, die unmittelbar mit unserer Lebensqualität, unserem derzeitigen Lebensstil, zu tun haben. Und es wird daher stets im einzelnen zu entscheiden sein, ob der Nutzen vorgesehener Investitionen den Aufwand rechtfertigt. Jedenfalls sollte man sich dessen bewußt sein, daß viele Ausgaben, die heute auf Kläranlagen bzw. im Bereich des Abwassersystems insgesamt getätigt werden, nicht dem Gewässerschutz zugute kommen, sondern der Hebung der Lebensqualität im allgemeinen dienen. Damit soll jedoch nicht zum Ausdruck gebracht werden, daß diese Ausgaben und Investitionen auf keinen Fall vorgenommen werden sollen. Falsch wäre es jedoch in jedem Fall, für die je nach Blickwinkel vermeintlich oder tatsächlich hohen Kosten für den Bereich Kläranlage in erster Linie die hohen Anforderungen an die Abwasserreinigung verantwortlich zu machen.

3.5.2 Konkrete Ansätze zu Kosteneinsparungen

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Kosten, die unmittelbar durch die biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung hervorgerufen werden, heute bei gleichen Reinigungszielen real niedriger sind als etwa vor 20 Jahren. Diese Kosten betreffen die Errichtung der biologischen Reinigungsstufe, insbesondere der Belebungsbecken, baulich und maschinell, sowie den Energiebedarf für die Belüftung und den Chemikalienbedarf für die Phosphatfällung.

In diesem Bereich wurde in den letzten beiden Jahrzehnten eine intensive Forschung durchgeführt, sowohl bezüglich der Abwassertechnik (Prozeßtechnik) als auch in Hinblick auf die eingesetzten Technologien (etwa bei der Sauerstoffzufuhr). Als Folge dessen sollte daher einerseits der biologische Prozeß effizienter gestaltet werden können. Andererseits sollten die verwendeten Aggregate kostengünstiger hergestellt werden können und insgesamt wirtschaftlicher sein als in der Vergangenheit, z.B. hinsichtlich des Energiebedarfs. Weiters hat sich der Markt für Produkte, die im Zusammenhang mit der (weitergehenden) biologischen Abwasserreinigung stehen, deutlich vergrößert. Dies hat sich vor allem bei den Preisen für die Eisensalze zur Phosphatfällung, teilweise auch bei der maschinellen Ausrüstung deutlich bemerkbar gemacht.

Kostenerhöhungen ergaben sich im Bereich der biologischen Reinigungsstufe vor allem bei der elektrischen Ausrüstung. In diesem Zusammenhang wäre nochmals auf eine umsichtige Verwendung von MSR-Technik bei der Ausstattung von Kläranlagen hinzuweisen.

Zusätzliche Errichtungskosten werden sich heute, gegenüber der Situation vor etwa zwei Jahrzehnten, durch zusätzliche maschinelle Ausrüstung (Aggregate) hervorgerufen, insbesondere im Bereich der mechanischen Vorreinigung (Rechengut- bzw. Sandfanggutwäsche) sowie der Schlammbehandlung (maschinelle Überschußschlammeindickung - „MÜSE“). Es ist im einzelnen stets zu prüfen, inwieweit diese Aggregate benötigt werden. Dies gilt insbesondere für die ziemlich aufwendigen und kostspieligen Fäkalübernahmestationen (Schrammel, 1998). Dabei wäre nochmals darauf hinzuweisen, daß zusätzliche Anlagenteile und Aggregate zu zusätzlichem Personalaufwand führen.

In den Bereichen der Kläranlage, die in keinem unmittelbaren Zusammenhang zur Abwasserreinigung oder zur Schlammbehandlung stehen (Betriebsgebäude, Außenanlagen, etc.), können sicher in verschiedenen Fällen in erheblichem Umfang Kosten eingespart werden. Dies betrifft unter anderem den Innenausbau, die Innenraumgestaltung. Inwieweit hier Ausgaben getätigt werden, geht über die Frage der Abwasserreinigung hinaus und ist im einzelnen zu entscheiden. Jedenfalls sollten nicht Kosten, die in keinem (unmittelbaren) Zusammenhang zur Abwasserreinigung stehen, dieser angelastet werden.

Den größten Anteil an den Betriebskosten haben, wie eingehend ausgeführt, die Kosten für Betriebspersonal und Verwaltung. Daher beschäftigt man sich heute, insbesondere in Deutschland, verstärkt mit Möglichkeiten gerade im Bereich der Personalkosten eine Kostendämpfung zu erreichen (ATV, 1997; Kristeller, 1998; Wagner, 1998). Die wesentlichsten Einflußfaktoren bzw. möglichen Abhilfemaßnahmen bei überhöhten Kosten für Personal und Verwaltung sind in einer einfachen Betriebsweise, einer geeigneten Betriebs- bzw. Organisationsstruktur, in der Vermeidung von Schichtbetrieb und letztlich auch in einem organisatorischer bzw. betrieblicher Verbund von Kläranlagen zu finden (Nowak, 1998).

3.5.3 Situation in anderen EU-Ländern

Wie in der Einleitung erwähnt, gab es insbesondere in Deutschland in den letzten Jahren eine rege Diskussion und zahlreiche Vortragsveranstaltungen zum Thema der „Kostendämpfung“ bzw. „Kostensteuerung“ in der Abwasserwirtschaft. Dabei werden verschiedentlich ähnliche Punkte wie hier als entscheidende Einflußfaktoren auf die Kosten von Kläranlagen genannt (siehe z.B. Bode, 1998). Insgesamt liegen die Kosten der Abwasserreinigung in Deutschland sowohl hinsichtlich der Errichtungs- als auch der Betriebskosten noch merklich höher als bei uns. Dies dürfte einerseits auf die etwas höheren Lohnkosten sowie meines Erachtens auch auf einen höheren bürokratischen Aufwand sowohl bei der Umsetzung von Projekten als auch beim Betrieb der Anlagen zurückzuführen sein.

Aus anderen EU-Ländern, wie z.B. aus Frankreich, werden häufig deutlich niedrigere Kosten genannt. Dabei ist allerdings zu beachten, daß in diesen Fällen vielfach nicht die gleichen Anforderungen sowohl hinsichtlich des Reinigungszieles als auch in Hinblick auf Eigenüberwachung,

Landschaftsschutz, Arbeitsschutz, Qualität der Bauausführung, um nur einige Punkte zu nennen, bestehen.

3.5.4 Einsparungen durch effiziente Formen des Planung und des Betriebs

In letzter Zeit werden zunehmend Betreibermodelle für Kläranlagen, schlüsselfertige Herstellung, funktionale Ausschreibung und ähnliches propagiert. Es sei dahingestellt, ob mit solchen mehr privatwirtschaftlichen Modellen für die Errichtung und den Betrieb von Kläranlagen tatsächlich nennenswerte Einsparungen erzielt werden können, und ob es im Sinne des Gewässerschutzes sein kann, daß die Verantwortung für die Reinhaltung von Gewässern in die Hände von Privaten gelegt wird.

Meines Erachtens sollten erfahrene Planer (Ingenieurbüros) in gleicher Weise in der Lage sein, eine effiziente Planung von in Errichtung und Betrieb kostengünstigen Kläranlagen vorzunehmen. Ebenso sollte man Gemeinden und Abwasserverbänden nicht die Fähigkeit absprechen, Kläranlagen in geeigneter Weise kostengünstig und effizient zu betreiben.

Bei der herkömmlichen Planung sind jedoch einige Punkte zu beachten. Die Planung von Kläranlagen wird in Österreich, wie auch in Deutschland, zumeist von Bauingenieuren bzw. von Kulturtechnikern vorgenommen. Ingenieure dieser Fachgebiete haben aufgrund ihrer Ausbildung nur sehr beschränkte Kenntnisse in bezug auf Maschinenbau und Elektrotechnik. Nun entfällt jedoch ein erheblicher Teil (rund die Hälfte) der Errichtungskosten auf die maschinelle und elektrische Ausrüstung. Dabei hat sich es in der Praxis verschiedentlich eingebürgert, daß die Planung der entsprechenden Anlagenteile mehr oder weniger von Fachfirmen vorgenommen wird. Aus meiner Sicht sind die verantwortlichen Planer dringend aufgerufen, für die Planung der maschinellen und elektrischen Anlagen(teile) unabhängige Ingenieure heranzuziehen, bzw. die Planung in einem Team mit Ingenieuren des Maschinenbaus und der Elektrotechnik vorzunehmen. Gerade im Bereich der elektrischen Ausrüstung von Kläranlagen waren jedoch bislang Fachplaner nur in geringem Umfang eingebunden, weswegen nur wenige Elektroplaner über gewisse abwassertechnische Grundkenntnisse verfügen.

3.5.5 Anmerkungen zum Förderwesen

Die bisherigen Ausführungen und genannten Kosten beziehen sich ausschließlich auf volkswirtschaftliche Aufwendungen. Mögliche Förderungen wurden dabei in keiner Weise berücksichtigt. Abschließend soll jedoch noch kurz auf die Stellung des Förderwesens, die Bedeutung von Förderungen bei der Errichtung von Abwasserreinigungsanlagen, eingegangen werden.

Einem, der im Bereich der Abwasserreinigung beruflich tätig ist, fällt es schwer gegen das Prinzip der geförderten Abwasserreinigung zu argumentieren, weil wir ja letztlich, unter anderem, davon leben. Es muß jedoch die Frage gestellt werden, wem Förderungen im Bereich Abwasserreinigung tatsächlich nutzen. Über lange Zeit hinweg, als die Konkurrenzsituation bei Planern, Ausrüstern und Baufirmen noch weniger angespannt war, haben viele vom „Geschäft“ mit der Abwasserreinigung gut profitiert (siehe dazu auch die pointierten und etwas polemischen Ausführungen von Grau, 1994, in Abbildung 13). Für den einzelnen Bürger ist es jedoch primär gleichgültig, ob er die Kosten für die Abwasserreinigung direkt oder auf dem Umweg über seine Steuern aufbringt.

In jedem Fall führen „Förderungen“ (Subventionen) auch bei Abwasserreinigungsanlagen zu einer Verzerrung des Wettbewerbs bzw. zu einer Verfälschung von Kostenrelationen. So wird der Bauherr (der Abwasserverband, die Gemeinde) gerne bereit sein, im Falle einer Förderung bei gleichen Jahreskosten höhere Errichtungskosten „in Kauf“ zu nehmen, wenn dafür die Betriebskosten später geringer ausfallen werden. Ferner wäre auf die oft ungleiche Behandlung vergleichbarer abwassertechnischer Maßnahmen hinzuweisen, wenn die eine per Gesetz gefördert wird, die andere allerdings nicht.

Die größte Gefahr von Förderungen besteht meines Erachtens darin, daß, wie ich glaube, die Bereitschaft zu Einsparungen mit dem Anteil der Eigenleistungen zurückgeht, zumal das Honorar der Fachplaner weiterhin direkt mit den Baukosten gekoppelt ist. Selbst bei noch so genauer Prüfung durch eine unabhängige Stelle wird man nachträglich nicht mehr die größtmögliche Kosteneffizienz erreichen. Aus abgerechneten, durch Förderungen (mit-)finanzierten Projekten werden danach „Kostenfunktionen“ über die spezifischen Errichtungskosten (in ATS/EW) in Abhängigkeit von der Ausbaugröße (in EW) erstellt. Solange ein neu eingereichtes Projekt im Bereich

dieser Kostenfunktion liegt, wird es förderungswürdig erscheinen und eine Förderung zugesprochen bekommen. Durch ein solches System kann letztlich kein Kostendruck entstehen, der die Planer kreativ werden läßt und schließlich die Gesamtkosten senkt.

Ein Problem des österreichischen Förderwesens besteht darin, daß einfache Anpassungsmaßnahmen bei bestehenden Anlagen, von denen nicht mit absoluter Sicherheit gesagt werden kann, daß sie den gewünschten Erfolg mit sich bringen, als nicht förderungswürdig gelten. Wesentlich aufwendigere Erweiterungsmaßnahmen, die quasi einem Neubau entsprechen und um eine Größenordnung höhere Kosten hervorrufen, werden bislang in den gleichen Fällen allerdings sehr wohl gefördert.

Vor diesem Hintergrund sollte sehr genau überlegt werden, in welchen Fällen, in welcher Weise und in welchem Ausmaß hinkünftig abwassertechnische Anlagen gefördert werden sollen.

4 Möglichkeiten der Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung in den anderen Staaten im Einzugsgebiet der Donau

4.1 Wirtschaftskraft der Staaten im Einzugsgebiet der Donau

Bevor Überlegungen zu möglichen Konzepten für die Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung in den anderen Staaten im Donaueinzugsgebiet angestellt werden können, erscheint es erforderlich, die Wirtschaftskraft dieser Länder im internationalen Vergleich zu betrachten. In Abbildung 11 ist das Bruttosozialprodukt der Staaten, welche in nennenswertem Ausmaß zur Donau hin entwässern, in 1000 ATS/(EW.a) für das Jahr 1996 dargestellt. Zu Vergleichszwecken sind die entsprechenden Werte verschiedener weiterer Staaten angeführt (nach Baratta, 1998). Dafür wurden Portugal, das Land mit dem niedrigsten Bruttosozialprodukt pro Kopf der Bevölkerung innerhalb der EU, sowie lateinamerikanische, ostasiatische und afrikanische Staaten ausgewählt.

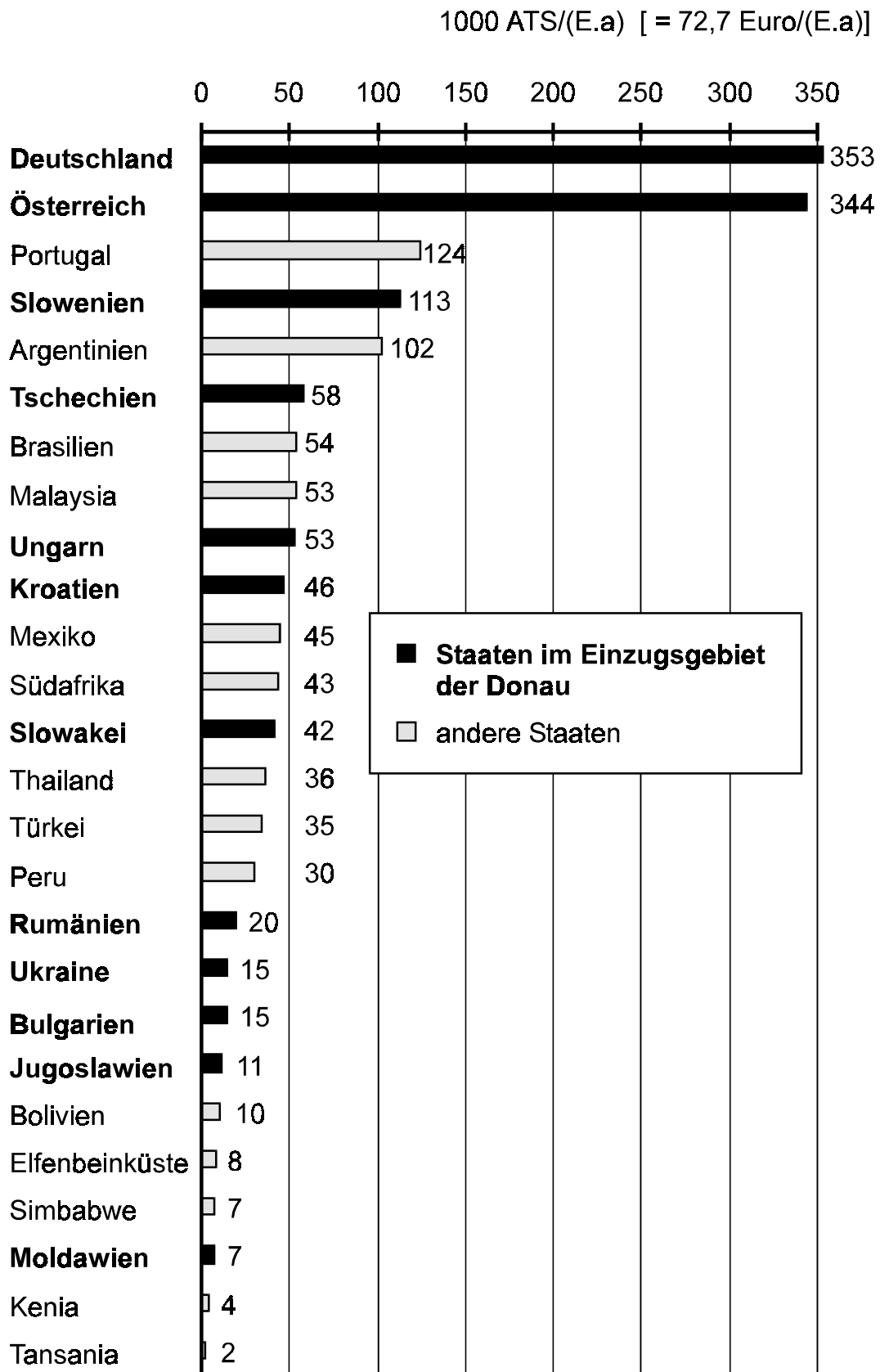


Abbildung 11: Bruttosozialprodukt in 1000 ATS/(E.a) im Jahre 1996 (nach Baratta, 1998).

Aus Abbildung 11 wird hinsichtlich des Bruttonutzenprodukts ersichtlich, daß

- Slowenien mit 113.000 ATS/(E.a) im Jahre 1996 nur bei etwa einem Drittel des Wertes von Österreich, jedoch nur knapp hinter Portugal lag,
- die Tschechische Republik, Ungarn, Kroatien und die Slowakei - in dieser Reihenfolge - bei rund 50.000 ATS/(E.a), somit bei rund 15 % des Wertes von Österreich, bzw. im Bereich von Brasilien, Malaysia, Mexiko und Südafrika lagen, während
- Rumänien, die Ukraine, Bulgarien, Jugoslawien und Moldawien mit etwa 10 bis 20.000 ATS/(E.a) derzeit ein Bruttonutzenprodukt pro Kopf der Bevölkerung von lediglich rund 5 % des österreichischen Wertes aufweisen.

Nach Angaben der Weltbank kann es als realistisch angesehen werden, daß die Bereitschaft besteht, daß 3 % des Bruttonutzenprodukts eines Landes für Umweltschutzmaßnahmen ausgegeben werden (nach Grau, 1994). Grau (1994) geht davon aus, daß von diesen 3 % die Hälfte, nämlich 1,5 % des Bruttonutzenprodukts, für das gesamte Abwassersystem (Abwasserableitung und -reinigung) aufgewendet werden können.

Rund zwei Drittel der Aufwendungen für die Errichtung und den Betrieb des gesamten Abwassersystems werden für die Abwasserableitung benötigt, ein Drittel steht für die Abwasserreinigungsanlage einschließlich Schlammbehandlung zur Verfügung (Pecher, 1992). Somit verbleiben von den genannten 1,5 % des Bruttonutzenprodukts an möglichen Aufwendungen für eine Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung 0,5 % des Bruttonutzenprodukts.

Die entsprechenden Werte, die sich aus einer solchen Abschätzung für die Staaten im Einzugsgebiet der Donau ergeben, sind in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tabelle 7: Bruttosozialprodukt 1996 pro Kopf der Bevölkerung in 1000 ATS/(E.a) und 0,5 % des BSP als mögliche Aufwendungen für die Errichtung und den Betrieb einer biologischen Abwasserreinigungsanlage mit Nährstoffentfernung

	BSP 1996 [1000 ATS/(E.a)]	0,5% des BSP 1996 [ATS/(E.a)]
Deutschland	353	1765
Österreich	344	1719
Slowenien	113	565
Tschechische Republik	58	290
Ungarn	53	266
Kroatien	46	232
Slowakei	42	208
Rumänien	20	98
Ukraine	15	73
Bulgarien	15	73
Jugoslawien	11	55
Moldawien	7	36

4.2 Möglichkeiten der Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung in den östlichen Nachbarstaaten Österreichs (Tschechische Republik, Slowakei, Ungarn, Slowenien und Kroatien)

Wie Tabelle 7 zeigt, ergaben im Jahre 1996 bei den Ländern Tschechische Republik, Slowakei, Ungarn und, als Fast-Nachbarstaat, Kroatien 0,5 % des Bruttosozialprodukts rund 250 ATS/(E.a), zwischen 290 ATS/(E.a) bei der Tschechischen Republik und 208 ATS/(E.a) bei der Slowakei. Bei Slowenien entsprachen 0,5 % des Bruttosozialprodukts im Jahre 1996 565 ATS/(E.a).

Zuvor wurde dargestellt, daß bei der österreichischen Preissituation derzeit bei einer kostensparenden Errichtung und einem effizienten Betrieb von biologischen Kläranlagen mit Nährstoffentfernung bei einer Ausbaugröße von 55.000 EW und einer mittleren Belastung von 33.000 EW mit Jahreskosten von knapp 500 ATS/(EW.a) zu rechnen ist.

Geht man davon aus, daß eine mittlere Belastung eines Einwohnerwertes etwa der Abwasserverschmutzung entspricht, die ein Einwohner hervorruft, einschließlich eines gewissen Anteils aus dem Kleingewerbe, und nimmt man ferner an, daß diese Kläranlagengröße etwa als repräsentativ für eine mittlere Größe einer Kläranlage in Europa angesehen werden kann, so kann die Einheit ATS/(EW.a) bei dieser Kläranlage der Einheit ATS/(E.a) bezogen auf eine Volkswirtschaft gleichgesetzt werden. Dabei wurde allerdings der für die Industrieabwasserreinigung erforderliche Anteil nicht mit berücksichtigt.

Bei Österreich entsprachen 0,5 % des Bruttosozialprodukts 1996 rund 1.700 ATS/(E.a). Bei kleinen Kläranlagen liegen die Errichtungskosten bezogen auf die Ausbaugröße bei etwa 10.000 ATS/EW, gegenüber einem Wert von rund 3.000 ATS/EW im kostengünstigen Fall einer Anlage in der Größenordnung von 55.000 EW Ausbaugröße. Da bei kleinen Kläranlagen auch der Personalaufwand im Betrieb wesentlich größer ist, kann davon ausgegangen werden, daß sich die Gesamt-Jahreskosten entsprechend den spezifischen Baukosten von knapp 500 auf nahezu 1.700 ATS/(EW.a) erhöhen. Daraus läßt sich erkennen, wo bei uns die „Schmerzgrenze“ bei der biologischen Abwasserreinigung liegen dürfte. Gerade im ländlichen Bereich hat daher eine gewisse, umsichtige Förderung (= Umverteilung) am ehesten ihre Berechtigung.

In Slowenien ergeben sich die möglichen Aufwendungen für die Abwasserreinigung (0,5 % des Bruttosozialprodukts) nach dem gewählten Ansatz zu über 500 ATS/(E.a), womit in diesem Land auch nach österreichischen Maßstäben eine biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung im städtischen Raum kein finanzielles Problem darstellen sollte.

Bei den anderen 4 Nachbarstaaten (Tschechien, Slowakei, Ungarn und Kroatien) liegen die finanziellen Möglichkeiten zur Abwasserreinigung etwa bei der Hälfte dessen, was für eine Kläranlage mit Nährstoffentfernung in Österreich an jährlichen Aufwendungen benötigt wird.

Angehts des erwähnten hohen Lohnanteils bei Errichtung und Betrieb, bezogen auf die Jahreskosten von österreihischen Kläranlagen, von schätzungsweise rund 70 bis 75 % kann daher davon ausgegangen werden, daß die durchschnittlich etwa 250 ATS/(E.a), die den Volkswirtschaften dieser Länder zur Verfügung stehen, ausreichen, um eine weitgehende biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung zu bewerkstelligen.

Dazu sind allerdings 2 Randbedingungen notwendigerweise zu beachten:

- Ausreichendes Fachwissen muß im eigenen Lande vorhanden sein.
- Baumaterialien und soweit als möglich auch maschinelle Ausrüstung sollten aus dem eigenen Lande bezogen werden.

Diese Randbedingungen werden nach eigener Erfahrung in der Tschechischen Republik, und in ähnlicher Weise in der Slowakei, in jedem Fall beachtet. Die ehemalige Tschechoslowakei hatte bereits eine lange Tradition in der biologischen Abwasserreinigung. Somit besteht umfangreiches Know-How nicht nur auf akademischer Ebene, sondern auch bei planenden Ingenieuren und beim Betriebspersonal bestehender Kläranlagen. Auch die maschinelle Ausrüstung wird in ziemlich großem Umfang aus dem eigenen Lande bezogen, wie Rechen, Räumleinrichtungen, Pumpen etc.. Ferner wird bei der Innenraumgestaltung der Hochbauten in wesentlich sparsamerer Weise vorgegangen als bei uns. Weiters ist gerade in diesen Länder zu beachten, daß keine Automatisierung angewendet wird, welche nicht nur hohe Investitionskosten, sondern auch noch hohe Folgekosten für Ersatzteile hervorruft. In Anbetracht der vergleichsweise geringen Lohnkosten sollten Vorgänge, die mit einfacher Automatisierung nicht bewerkstelligt werden können, vorteilhafterweise von Hand vorgenommen werden.

Abbildung 12 zeigt anhand von Daten von Anfang der 90er-Jahre, daß vergleichbare biologische Abwasserreinigungsanlagen in Polen und insbesondere in der Tschechischen Republik mit weniger als der Hälfte der Kosten hergestellt werden, wie in Norwegen und Dänemark. Auch in den vergangenen Jahren lagen die Errichtungskosten in der Tschechischen Republik nach meinem Wissenstand bei maximal der Hälfte der Kosten von hinsichtlich ihrer Größe vergleichbaren Kläranlagen in Österreich, wobei allerdings die Reinigungsleistung im allgemeinen etwas geringer ist als bei neu errichteten Kläranlagen in Österreich.

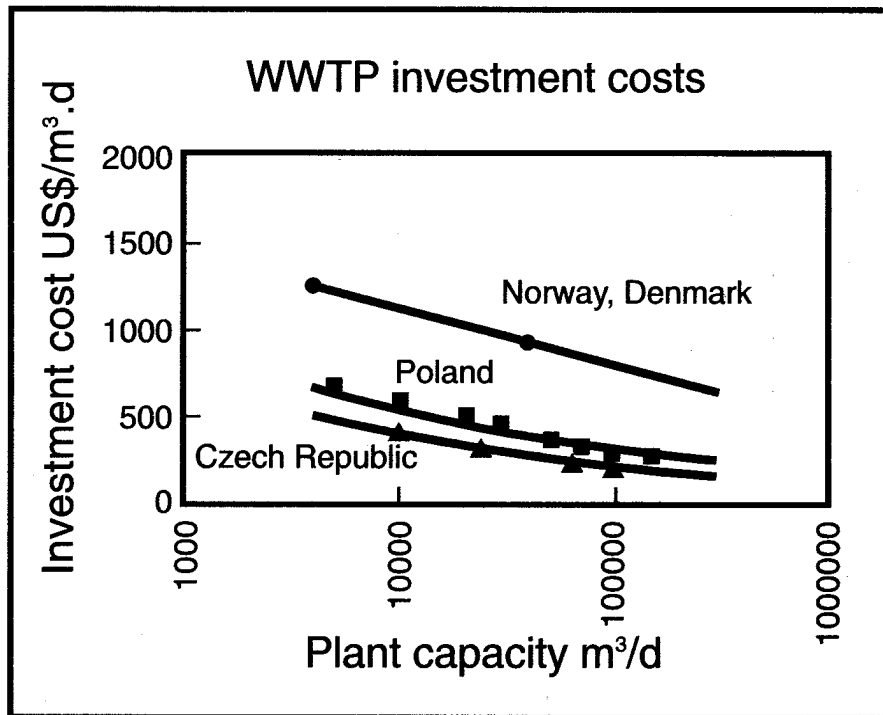


Abbildung 12: Vergleich der Investitionskosten für biologischen Abwasserreinigungsanlagen in der Tschechischen Republik und in Polen mit Werten aus Norwegen und Dänemark, etwa aus dem Jahre 1992 (Grau, 1994)

Wesentlich schwieriger stellt sich die Situation in diesen Staaten für den ländlichen Raum dar. Zwar ist der Beitrag aus der Abwasserableitung von kleinen Gemeinden zu den Nährstofffrachten im gesamten Donauraum sehr gering (IWAG, 1997), jedoch können lokal bei schwachen Vorflutern gravierende Probleme auftreten. Hier müssen entweder für technische Lösungen für diese Länder vergleichsweise sehr hohe Kosten in Kauf genommen werden, oder naturnahe Verfahren (Abwasserteiche, bepflanzte Bodenfilter,) angewendet werden, die entweder nicht die gewünschte Reinigungsleistung erbringen oder auch hohe Kosten verursachen.

In Abbildung 13 ist ein Ausschnitt aus dem Artikel „What next?“ von Grau (1994) wiedergegeben, worin die Möglichkeit der Anwendung von Technologien behandelt werden, welche einerseits geringe Kosten hervorrufen (*low-cost*) und andererseits nur einen geringen technischen Aufwand erfordern (*low-tech*).

Barriers

So far, slow and inefficient implementation of low cost technology has been influenced by a number of barriers.

Most research and development funds have been spent on high technology. There are no reliable statistics available but literature review indicates general situation as shown in Fig.5.

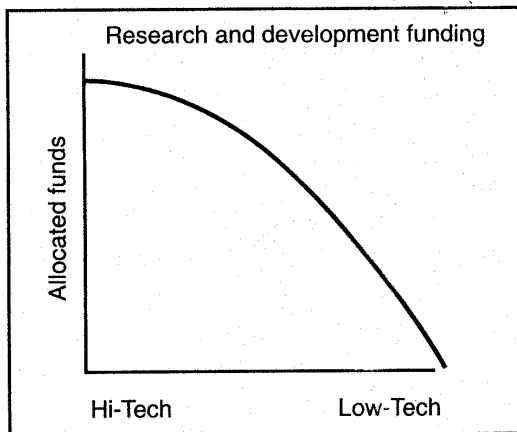


Figure 5.

There is little or no research money to analyse efficiency, costs, and possibilities of further improvement of low-cost options. With the exception of wastewater stabilization ponds, land treatment and artificial wetlands, there is hardly any significantly funded research on low-cost technology. In consequence, many so called low-tech solutions seen in practice are rather low-knowledge high-folklore than high-knowledge low-tech products.

Coming to more philosophical issues I would like to refer to the 'cubed P' - Polluter Pays Principle. It is estimated that in developed countries, where the water pollution abatement programme was heavily subsidised by the state, the capital cost of small wastewater treatment

plants constructed was double the justifiable cost. Combination of state subsidies and excessive wastewater discharges has driven the capital costs to levels which are totally unrealistic to developing countries. In several countries, state subsidies have been already withdrawn, in others they still exist. In whose interest is to keep those state subsidies?

Let's make a simple profit generation analysis. Obviously, low capital cost makes less profit. Various types of subsidies - from the land or state, from federal budgets etc. allow inflation of capital costs. That is why consultants and contractors love subsidies. Also many politicians are against withdrawal of state subsidies. Without subsidies they would lose a lot of opportunity to intervene, would be less visible to citizens, to local authorities and to the voters in general. Though their profit is political they belong among the profit makers

and contribute to excessive costs.

Foreign aid has played, unfortunately, only a minor and often not very positive role in water pollution abatement. It is estimated that only 5% of donor aid has been devoted to low-cost systems. Many experienced, independent international consultants indicate that reviews of unsuccessful projects reveal underestimation of country specific conditions and of their potential development and transformation during the project life-time. In addition, up to 80 to 85% of foreign aid is recycled to the donor country. Further, \$1 invested into foreign aid generates \$1.5 to \$2.2 of follow-up contracts.

Dieser Artikel propagiert die Anwendung von „dem Bruttosozialprodukt angepaßter Technologie“ (*GNP appropriate technology*) zur Abwasserreinigung und ist vor dem Hintergrund der überaus beschränkten finanziellen Möglichkeiten der osteuropäischen Länder und insbesondere der Entwicklungsländer entstanden. In dem dargestellten Ausschnitt - so auch in dem darin enthaltenen Diagramm - wird unter anderem dargelegt, daß außer im Bereich der genannten „naturnahen Verfahren“ *nur wenig bis keine Forschungsgelder zur Untersuchung der Effizienz, der Kosten, sowie der Möglichkeiten einer Verbesserung von Low-cost-Technologien verwendet werden.*

4.3 Möglichkeiten der Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung in Jugoslawien, Rumänien, Bulgarien, Moldawien und Ukraine

Wie in Abbildung 11 gezeigt und zuvor ausgeführt, lag das Bruttosozialprodukt der Staaten Jugoslawien, Rumänien, Bulgarien, Moldawien und Ukraine pro Kopf der Bevölkerung im Jahre 1996 nur bei ca. 5 % der Werte Österreichs bzw. Deutschlands und somit bei rund einem Drittel der Länder Tschechien, Slowakei, Ungarn und Kroatien. Es ist klar ersichtlich, daß aufgrund dieser ökonomischen Situation die zuvor angestellten Vergleichsrechnungen ergeben würden, daß bei dieser Ausgangssituation selbst für die Ballungsräume keine effiziente Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung realisiert werden kann.

Erschwerend kommt hinzu, daß z.B. in Rumänien ebenso wie in weiten Teilen Rußlands das kommunale Abwasser häufig sehr niedrige Schmutzkonzentrationen aufweist. Dies bedeutet jedoch nicht, daß hier die spezifischen Schmutzfrachten deutlich geringer sind, vielmehr ist der spezifische Abwasseranfall vor allem als Folge von Wasserverlusten wesentlich höher als bei uns und liegt teilweise bei 500 l/(EW.d) und darüber. Folglich sind Abwasserreinigungsanlagen auf spezifisch größere Wassermengen auszulegen, was größer dimensionierte Pumpwerke, Rechen und vor allem Nachklärbecken erforderlich macht und zu entsprechend höheren Aufwendungen führt.

Dessenungeachtet bin ich der Ansicht, daß bei entsprechendem Willen und großen Anstrengungen eine biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung zumindest für die größeren Städte machbar ist. Die erste Grundvoraussetzung für diese Länder, um Abwasserreinigungskonzepte

umsetzen zu können, ist ein entsprechender Wissens- und Erfahrungstransfer, auch von „uns“, hin zu den Planern und zu den (zukünftigen) Betreibern der Kläranlagen in diesen Ländern. Darüber hinaus ist eine Umsetzung von Abwasserreinigungsprojekten nur dann möglich, wenn der Bau dieser Anlagen in überaus einfacher Weise erfolgt und die maschinelle Ausrüstung (fast) ausschließlich aus dem eigenen Lande stammt. Beim Einsatz von Oberflächenbelüftern (Kreiseln) könnte auch die Belüftungseinrichtung für die Sauerstoffzufuhr im Belebungsbecken (nahezu) vollständig im Inland gefertigt werden.

Es gibt Berichte aus den 80er-Jahren aus Simbabwe, das nicht zu den ärmsten Ländern Afrikas gehört, jedoch auch damals über äußerst geringe finanzielle Ressourcen verfügt hat (vgl. Abb. 11), daß bei mehreren größeren Städten von Kläranlagen nach dem Belebungsverfahren mit der Größenordnung von rund 100.000 EW Ablaufwerte von 10 mg Gesamt-N/l und 1 mg P/l eingehalten wurden (Marks *et al.*, 1987). Die Voraussetzungen, um diese Reinigungsziele unter den schwierigen ökonomischen Bedingungen zu erreichen, waren zum einen ein sehr hoher Wissenstand über die Vorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung auf Seiten der Planer und Betreiber und andererseits, daß bei der technischen Umsetzung nur sehr einfache Mittel angewendet wurden.

Es erscheint nicht sinnvoll, *high-tech* und *high-cost* Technologien zur Abwasserreinigung aus Westeuropa in diese Länder zu exportieren, da der Betrieb und die Instandhaltung dieser Anlagen die Volkswirtschaft ebenso wie die technischen Möglichkeiten in diesen Ländern bei weitem überfordern würde.

5 Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Eine effektive Stickstoffentfernung ist nur auf biologischem Wege über Nitrifikation und Denitrifikation möglich, während zu einer weitgehenden Phosphorentfernung auch der Einsatz von Chemikalien erforderlich ist. Bei der biologischen Abwasserreinigung ist das Belebungsverfahren das am häufigsten angewendete und auch weiterhin als das effektivste Verfahren zu bezeichnen. In Österreich ist heute bei mittelgroßen Kläranlagen von rund 50.000 EW mit Gesamt-Jahreskosten aus Errichtung und Betrieb von rund 500 ATS/(EW.a) bezogen auf die mittlere Belastung zu rechnen. Den unmittelbaren östlichen

Nachbarstaaten Österreichs sollte es trotz der etwas schwierigen ökonomischen Situation durchwegs möglich sein, zumindest im städtischen Bereich eine weitgehende biologische Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung vorzunehmen, nicht zuletzt aufgrund des traditionell vorhandenen Fachwissens.

Dort wo die Abwasserreinigung an ihre finanziellen Grenzen stößt, ist die Anwendung von kostengünstigeren, einfacheren und doch effizienten Technologien zur Abwasserreinigung gefragt. Dabei können diese aus heutiger Sicht nur auf den gängigen biologischen Verfahren, wie dem Belebungsverfahren, beruhen. Gefragt sind Anstrengungen diese bekannten und bewährten Reinigungsverfahren in möglichst einfacher, überaus kostensparender und dennoch effizienter Weise umzusetzen.

Den wesentlichen Beitrag, den wir für die Entwicklung einer weitergehenden Abwasserreinigung in den Staaten des Donauraumes leisten können, betrifft in erster Linie die Hilfe zur Selbsthilfe, d.h. die Weitergabe von Wissen, Erfahrung und Motivation. Mit Förderungen von außen alleine, oder gar mit der Errichtung von hochtechnischen, schlüsselfertigen Anlagen wird kein ökonomisch oder ökologisch sinnvoller Beitrag zum Gewässerschutz und insbesondere zur Verminderung der Eutrophierung des Schwarzen Meeres geleistet werden können.

6 Literatur

- ATV (1997) Merkblatt A 271: Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen. Entwurf. Abwassertechnische Vereinigung e.V., Hennef, Deutschland.
- Agis, H. (1998) Energiekostenoptimierung bei kommunalen Kläranlagen. *Vortrag beim 23. Erfahrungsaustausch für kommunale Abwasseranlagen am 17./18. November 1998 in Hall i.T*
- Baratta, M.v. (Hrsg.) (1998) Der Fischer Weltalmanach 1999. Fischer Taschenbuch Verlag. Oktober 1998, Frankfurt am Main.
- Bode, H. (1998) Einflußfaktoren auf Investitions- und Betriebskosten von Abwasseranlagen. *ATV-Fortbildungskurs für Wassergütewirtschaft und Abwassertechnik I/3*. 18.-20.März, Fulda.
- Bohn, T. (1998) Einflußfaktoren der Betriebskosten bei der kommunalen Abwasserreinigung. *Schriftenreihe WAR, Darmstadt, Band 108*, 11 - 27.
- Grau, P. (1994) What next? *Water Quality International, No. 4*, 29-32.
- Günthert, F.W., Reicherter, E. (1998) Spezifische Investitionskosten bei abwassertechnischen Anlagen. *ATV-Fortbildungskurs für Wassergütewirtschaft und Abwassertechnik I/3*. 18.-20.März, Fulda.

- IWAG - Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien (1996) Studie Abwasserentsorgung Lainsitztal - Begutachtung in technischer, wirtschaftlicher und ökologischer Sicht. Ausgeführt im Auftrag des NÖ Wasserwirtschaftsfonds der NÖ Landesregierung, Eigenverlag.
- IWAG (1997). *Nutrient balances for Danube countries*. Final Report on Project EU/AR/102A/91. Institute for Water Quality and Waste Management, University of Technology, Vienna, and Department of Water and Wastewater Engineering, University of Technology, Budapest.
- Kristeller, W. (1998) Senkung der Personalkosten - Betriebsaufwandsermittlung zur Personalbemessung am Beispiel der Stadt Frankfurt am Main. *Schriftenreihe WAR, Darmstadt, Band 108*, 323 - 341.
- Kroiß, H. (1998) Auswirkung der Bemessung und Ausbildung des biologischen Abwasserreinigungsteiles auf die Kosten von Kläranlagen. *ATV-Fortbildungskurs für Wassergütewirtschaft und Abwassertechnik I/3*. 18.-20.März, Fulda.
- Ludwig, C., Spatzierer, G., Matsché, N. (1985) Praktische Anwendung der biologischen Phosphorentfernung in Kombination mit der Simultanfällung. *gwf-wasser/abwasser 126 (5)*, 257 - 263
- Marks, R.F., McKendrick, J., Sango, S. (1987) N and P removal by modified activated sludge (MAS) sewage works in Zimbabwe. *Adv. Wat. Poll. Control, Proc. of the IAWPRC specialised Conference 'Biol. Phosphate Removal from Wastewater'*, Rome, Italy, 28-30 Sept '87, (ed. by Ramadori), 285-294.
- Nikolavcic, B., Zessner, M., Nowak, O. (1998) Maßnahmen zur Phosphorentfernung. *Wiener Mitteilungen - Band 145*, 205 - 259.
- Nowak, O. (1991) Auswirkungen auf die Betriebskosten (durch die Wasserrechtsgesetznovelle 1990). *Wiener Mitteilungen - Band 98*, O 1 - O 34.
- Nowak, O. (1998 a) Stickstoffentfernung und gleichzeitige aerobe Stabilisierung bei schwachbelasteten Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen - Band 145*, 261 - 291.
- Nowak, O. (1998 b) Betriebskostenoptimierung von kommunalen Kläranlagen. Vortrag beim 23. *Erfahrungsaustausch für kommunale Abwasseranlagen* des ÖWAV, 17.-18. November, Hall i.T.
- ÖNORM (1995) ÖNORM B 1801-1. Kosten im Hoch- und Tiefbau - Kostengliederung. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- Pecher, R. (1992) Abwassergebühr - Quo vadis ? *Korrespondenz Abwasser 39*, 638-654.
- Schrammel, A. (1998) Maschinelle Einrichtungen der mechanische Vorreinigung. *Wiener Mitteilungen - Band 145*, 117 - 139.
- Wagner, M. (1998) Senkung der Personalkosten durch zeitgemäße Personalführung auf Abwasserbehandlungsanlagen. *Schriftenreihe WAR, Darmstadt, Band 108*, 301 - 322.

Dipl.Ing. Dr. Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien

A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226

Tel.: +43/1/58801 22626

Fax: +43/1/58801 22699

E-Mail: onowak@iwag.tuwien.ac.at

Alternative Konzepte zur Bewirtschaftung von Nährstoffen im Abwasser

Ralf Otterpohl, Martin Oldenburg

Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg, Deutschland (R.O.)

** OtterWasser GmbH, Lübeck, Deutschland (M.O.)

Kurzfassung: Differenzierende Systeme zur Bewirtschaftung von Nährstoffen (Stoffstrommanagement) können die Probleme der herkömmlichen End-of-the-Pipe-Systeme vermeiden. Durch eine adäquate Behandlung von Teilströmen ist deren weitere Verwertung und echte Nutzung möglich. Das heute übliche Sanitärkonzept macht durch Vermischung verschiedener Qualitäten und Verdünnung der Inhaltsstoffe eine echte Stoffnutzung in der Regel unmöglich. Durch innovative Sanitär-Systeme können in der Siedlungswasserwirtschaft Energie und Rohstoffe eingespart werden und lokale Wasser- und Stoffkreisläufe geschlossen werden. Am Beispiel eines Siedlungsprojekts in Lübeck an der Ostsee für ca. 350 Einwohner wird die Machbarkeit und Leistungsfähigkeit eines alternativen Konzepts dargestellt.

Keywords: Alternative Abwasserkonzepte, Abwassernutzung, Grauwasser, Schwarzwasser, Nährstoffe, Nährstoffnutzung, Stoffstrommanagement, Integrierte Siedlungstechnik, Anaerobtechnik, Biogas, Vakuumtoilette, Vakuumkanal

1 Einleitung

Die „End-of-the-pipe“-Abwassertechnik setzt mit der Behandlung an einer Stelle an, an der eine Nutzung und Wiederverwendung sowohl der nutzbaren Inhaltsstoffe als auch des Wassers kaum mehr möglich ist. Der Beginn der Einleitung der Toilettenabwässer in die Gewässer im letzten Jahrhundert war von vielen Seiten kritisiert worden; die damals alternativ vorgeschlagenen Systeme mit Düngergewinnung waren allerdings technisch noch nicht alle ausgereift [9, 6]. Die Einleitung von fäkalienhaltigem Rohabwasser in Flüsse, die vielfach wenige Kilometer flußabwärts zur Trinkwassergewinnung genutzt wurden, war sicher keine Glanzleistung der Ingenieurskunst. Ursache dieser zunächst katastrophalen Entwicklung war die Verbreitung der Spültoiletten, die durch übermäßige Verdünnung aus dem vorher wertvollen Rohstoff ein nicht

mehr nutzbares Abwasser machten. Damit nahm die widernatürliche Vermischung von Wasser- und Nahrungskreislauf ihren Anfang.

Die akuten Folgen der Einleitung von Fäkalabwasser in die Flüsse wurden durch die Abwasserbehandlung stark gemildert. Einfache Massenbilanzen zeigen jedoch, daß die traditionelle Siedlungswasserwirtschaft die Aufgabe einer weitgehenden Wertstoffrückgewinnung selbst bei vollständiger Klärschlammnutzung nicht erreichen kann. Stickstoff wird mit hohem Aufwand umgewandelt statt ihn nutzbar zu machen. Die Phosphor-Elimination ist bei weitem nicht vollständig und Kalium wird fast gar nicht zurückgewonnen.

Eine Weiterentwicklung der Abwassertechnik ist von zentraler Bedeutung für die Einführung eines zukunftsfähigen Stoffstrommanagements in der Industriegesellschaft. Hierfür stehen kostengünstige Verfahren für unterschiedliche Randbedingungen zur Verfügung. Die Erneuerung der Abwassersysteme dauert Jahrzehnte, daher sollten aussichtsreiche Alternativen jetzt erprobt werden.

2 Agenda 21 und die Abwasserwirtschaft

Die grundlegenden Probleme der bisherigen Sanitärkonzepte sind bekannt und einige Konzepte für zukunftsfähige Systeme liegen vor. Die Durchführung von Pilotprojekten ist dringend geboten. Eine besondere Dringlichkeit ergibt sich aus der Tatsache, daß das im letzten Jahrhundert entwickelte System Spültoiletten-Schwemmkanal-Kläranlage (WC-S-KA-System) derzeit in aller Welt verbreitet wird, ohne daß eine ernsthafte Prüfung von Alternativen in Betracht gezogen wird.

Die Agenda 21 der Vereinten Nationen enthält keine direkten Ansätze für zukunftsfähige Sanitärkonzepte [17]. Dementsprechend ist der politische Prozess zur Umsetzung der Agenda 21 bisher weitgehend an der Abwasserwirtschaft vorbeigegangen. Die Branche einschließlich der Forschung verharrt beim scheinbar erfolgreichen WC-S-KA-System und verschließt die Augen vor seiner mangelnden Zukunftsfähigkeit. Die internationale politische Diskussion für den Wassersektor wird oft von Wasserwirtschaftlern geführt, die die Abwasserwirtschaft nebenher mit abhandeln.

Eine Sammlung grundsätzlicher Überlegungen zum Thema zukunftsfähiger Sanitärkonzepte und Abwassersysteme und die Darstellung einiger innovativer technischer Lösungen ist in Henze et al. [7], [8] zu finden. Neue Veröffentlichungen zu diesem Thema fordern den Einsatz von Alternativen zur traditionellen Form der Siedlungswasserwirtschaft [5].

3 Nachteile des konventionellen Entwässerungskonzeptes

Das heute übliche ‚Einheitssystem‘ hat als Sanitärkonzept in dicht bebauten Gebieten in gemäßigten Klimazonen einige Vorteile. Es erfüllt insbesondere die Aufgabe des Transportes von Abwasser sehr effizient und bei ausreichendem Gefälle auch mit wenig Energieaufwand.

Die Kritik am konventionellen Sanitärkonzept der Industrieländer hebt häufig einseitig auf seine zentralistische Struktur ab, der die Forderung nach Dezentralisierung entgegengestellt wird. Diese Kritik geht an wesentlichen Defiziten des WC-S-KA-Systems vorbei und zielt eher auf Lösungen für ländliche Gebiete, in denen zentrale Infrastrukturen ohnehin ökonomisch nicht sinnvoll sind.

Wesentliche Nachteile des WC-S-KA-Systems sind:

1. Festlegung auf (im regionalen Maßstab) lineare Stoffströme. Beschleunigung des Abflusses aus der Region; hohe Nährstoffausträge in die Meere; fehlende Rückführung organischer Stoffe verringert den Humusaufbau, der eine wichtige Kohlenstoffsенke und Bremse des anthropogen verstärkten Treibhauseffekts darstellt [1].
2. Aufwendige Infrastruktur mit hoher Materialintensität, hoher Kapitalbindung und geringer Flexibilität. Innovationen und Anpassungen der Abwassertechnik werden behindert oder unmöglich gemacht [3].
3. Festlegung auf die Vermischung unterschiedlicher Abwasserqualitäten, auf ihre Verdünnung und deren nachsorgende Behandlung (end-of-pipe Technologie); Folge ist u. a. der Anfall hochbelasteter Klärschlämme. Die Teilstrombehandlung und Verfahrensinnovationen bei den Abwassererzeugern werden erschwert.

4. Unterstützung unkontrollierter Stoffumwandlungen. Die gemeinsame Präsenz von Schwefel und Schwermetallen in Kanalnetzen kann zu einer Umwandlung von Metallen in lösliche Formen führen [2].
5. Externalisierung hygienischer Risiken (Emission von Rohabwässern bei Mischwasserentlastungen, Durchlässigkeit der Kläranlagen für endokrin wirksame Stoffe und Arzneimittelrückstände). Der hygienische Erfolg des Systems in Ballungsräumen schließt die aufnehmenden Gewässer und die Unterlieger in der Regel nicht ein.
6. Hoher Energieaufwand zur Vernichtung organischer Stoffe und zur Nitrifikation des Abwassers. Durch die Düngervernichtung im WC-S-KA-System wird weiterer Energieaufwand zur Düngerproduktion induziert.
7. Hohe Verletzbarkeit bei Katastrophen (Erdbeben, Überschwemmungen u.a.). Ein Vakuumkanalisationssystem ist bei entsprechender Auslegung auch bei Überschwemmungen funktionsfähig und dicht.
8. Geringe Exporttauglichkeit. In wasserarmen Ländern verschärft das System die Wasserknappheit, in Monsunregionen erhöht es die Hygienierisiken, in ländlichen Gebieten ist es ökonomisch nicht konkurrenzfähig.
9. Benachteiligung weniger dicht besiedelter Gebiete. Fehlplanungen können zur dauerhaften Verarmung von Gemeinden führen, die gerichtlich zur Zahlung von existenzgefährdenden Anschlußgebühren gezwungen werden.

Mit der Wahl des Sanitärkonzeptes haben wir es in der Hand, ob ein Mensch Dünger für die Ernährung eines Menschen erzeugt [12], oder Abfallprobleme und auf Dauer unakzeptable Gewässerbelastungen entstehen. Die erste Priorität für Hygiene ist selbstverständlich bei allen Konzepten zu beachten - hier können jedoch viele alternative Lösungen gleich gut oder sogar besser sein als das konventionelle WC-S-KA System. Dies gilt besonders dann, wenn die Gewässer in die hygienischen Betrachtungen einbezogen werden.

4 Alternative Konzepte: der Weg zur Bewirtschaftung von Inhaltsstoffen

4.1 Zuordnung von Teilströmen in Siedlungsgebieten

Alternative Sanitärkonzepte können im Rahmen einer integrierten Siedlungstechnik wichtige Synergieeffekte nutzbar machen. Die Teilstrombetrachtung stellt den Ausgangspunkt auf dem Weg zu einer zukunftsfähigen regenerativen Ver- und Entsorgung von Siedlungen dar. Tabelle 1 gibt für die fünf wesentlichen Teilströme aus Haushalten adäquate Behandlungsmethoden an. Zusätzlich werden die zugehörigen Kreisläufe genannt, in deren Kontext der jeweilige Teilstrom sinnvoll zu betrachten ist. Dies sind der Nahrungskreislauf, der Wasserkreislauf und der Wertstoffkreislauf.

Tabelle 1: Teilströme im Siedlungsbereich und ihre adäquate Behandlung

Teilstrom	Quelle	Behandlung	Kreislauf
Schwarzwasser * **	Toilette	Vergärung oder Kompostierung	Nahrung
Biomüll	Küche Garten	Vergärung oder Kompostierung	Nahrung
Grauwasser ** (nährstoffarm)	Bad, Waschen Küche	Aerob mit Biofilm	Wasser
Regenabfluß **	Befestigte Flächen	Nutzung, Ableitung, Versickerung	Wasser
Restmüll	ges. Haushalt	Rückgewinnung	Rohstoff

*möglichst wenig verdünnen ** Schwermetallbelastung vermeiden (Materialwahl)

Die im Schwarzwasser (Fäkalabwasser) und in den Bioabfällen enthaltenen Nährstoffe werden lokal genutzt und bleiben dadurch dem regionalen Nährstoffkreislauf erhalten. Die Grauwassererfassung und -reinigung kann dezentral oder semizentral erfolgen. Sie ist mit sehr geringem Energieaufwand möglich. Gut gereinigtes Grauwasser (Abwasser ohne Fäkalien und Urin) weist in der Regel Badewasserqualität auf und kann problemlos entweder als Brauchwasser und zur Bewässerung genutzt oder abgeleitet werden.

Im folgenden werden einige Optionen für die getrennte Ableitung und Behandlung der beiden wesentlichen wasserbezogenen Teilströme Schwarzwasser und Grauwasser dargestellt.

4.2 Behandlung von Schwarzwasser

Das Schwarzwasser enthält in der Regel hohe Konzentrationen an Stickstoff, Phosphor und Kalium und sollte deshalb als Rohstoff zur Düngerproduktion eingesetzt werden. Die anfallende Menge ist insbesondere abhängig vom gewählten Toilettensystem und kann zwischen 3 und 50 l/(E*d) liegen. Vakuumtoiletten, die im Schiffsbau seit Jahrzehnten im praktischen Einsatz sind, eröffnen die Möglichkeit, das Schwarzwasser nur in geringer Verdünnung zu erfassen. Diese Toiletten benötigen je Spülung nur 0,5 - 1,0 l Wasser. Durch die Vermeidung unnötiger Verdünnung wird eine anaerobe Behandlung des Schwarzwassers gemeinsam mit dem Bioabfall möglich (Biogasanlage). Dieses erlaubt eine synergistische Kombination von Energie- und Düngerproduktion, während die übliche aerobe Behandlung des Abwassers gerade wegen der „Düngervernichtung“ energieaufwendig ist.

Alternativ können sortierende Toiletten eingesetzt werden, bei denen Urin und Fäkalien getrennt abgeleitet werden. Die unterschiedlichen Spülwassermengen für Urin (ca. 0,2 l/Spülung) und Fäkalien (z. B. 6 l/Spülung) bewirken in der Summe ebenfalls eine geringere Verdünnung als im konventionellen System.

Die Verwendung von sortierenden Toiletten führt bereits im konventionellen WC-S-KA-System zu einer weit höheren Wassereinsparung als der Einbau moderner Spültoiletten mit Spartaste. Der Einbau von sortierenden Toiletten eröffnet die Möglichkeit, zu einem späteren Zeitpunkt die getrennte Erfassung und Behandlung der Teilströme oder eine gesteuerte Ableitung des gesammelten Urins in belastungsarmen Zeiten in die Kläranlage (ANS-System, [10]) oder eine separate Schwarzwasserbehandlung zu realisieren.

Der generelle Vorteil der getrennten Schwarzwassererfassung ist die Vermeidung von Belastungen durch Industrie-/Gewerbeabwasser. Daher müssen auch für das Schwarzwasser andere Schadstoffquellen vermieden werden. So ist zum Beispiel darauf zu achten, daß eine Belastung aus Trinkwasserleitungen vermieden wird (z.B. kein Kupfer und keine verzinkten Leitungen), hierdurch wird gleichzeitig das Grauwasser geschützt.

4.3 Behandlung von Grauwasser

Das Grauwasser ist bei Verwendung phosphatfreier Waschmittel nährstoffarm und kann problemlos aerob behandelt werden. Die im Haushalt anfallende Grauwassermenge beträgt in Deutschland etwa 60 - 90 l/(E*d).

Für die Grauwasserbehandlung stehen verschiedene erprobte Verfahren zur Verfügung, die wegen der von Fäkalien völlig getrennten Ableitung keine besonderen hygienischen Probleme aufwerfen. Grundsätzlich sind hierfür folgende Verfahren geeignet:

1. Naturnahe Verfahren wie Pflanzenkläranlagen oder eventuell Teichanlagen. Dies sind landschaftsintegrierte Verfahren, die sich in die Grünplanung einfügen und mit sehr geringem Energieverbrauch und geringem Wartungsaufwand auskommen. Dabei sollten bei Pflanzenkläranlagen vorzugsweise schwallbeschickte Vertikalanlagen ohne Einstau verwendet werden.
2. Biofilmverfahren wie Tropfkörper- oder Festbettanlagen. Dies sind verfahrenstechnische Lösungen in besonders kompakter Bauweise, die allerdings einen gewissen Energieaufwand und eine regelmäßige Wartung erfordern.
3. Aquakultursysteme, die gegenüber Biofilmverfahren raumintensiver sind und in kalten Klimaten sehr kosten- und energieintensiv sein können. Sie bieten die Möglichkeit, den Abbau der im Grauwasser enthaltenen biogenen Stoffe für den Aufbau erwünschter Produkte zu nutzen.

Belebtschlammverfahren sind für die alleinige Grauwasserreinigung in kleineren Anlagen ungeeignet, da durch zeitweisen Nährstoffmangel ein Schlammabtrieb auftreten kann. Die Grauwasseraufbereitung kann bei der Verwendung wassergerechter Haushaltschemikalien leicht so weit gehen, daß Nutzungen dieses Teilstroms als Betriebswasser möglich werden.

Die Grauwasserbehandlung zur Brauchwassernutzung kann bei weiterer Ableitung des Schwarzwassers bei sehr verbreiteter Anwendung zu einer Verschiebung des Stickstoff- zu Kohlenstoffverhältnisses führen und die bisherige Behandlung erschweren. Die getrennte Behandlung des Schwarzwassers macht in vielen Fällen die Brauchwasseraufbereitung zur Toilettenspülung ineffizient, da Spülwasser nur noch in sehr geringen Mengen benötigt wird.

4.4 Behandlung von Regenwasser

Der Regenwasserabfluß ist trotz seiner Belastung mit Luftschadstoffen und der abgespülten Trockendeposition oft grundsätzlich zur Versickerung geeignet. Schwermetallausträge aus Metalldachdeckungen, Dachrinnen und Bleieinfassungen sind durch entsprechende Materialwahl zu vermeiden.

Dieses Thema soll hier nicht vertieft werden, da es eine genauere Betrachtung erfordert. Es sollte auf jeden Fall eine flächige Versickerung durch bewachsenen, nicht leicht durchlässigen Boden angestrebt werden. Oft reichen rasenbewachsene Mulden aus, bei wenig durchlässigem Untergrund können zusätzlich Rigolen oder alternativ Versickerungsgräben angeordnet werden. Trotz klarer Vorteile für die Versickerung müssen Grundwassergefährdungen minimiert werden [6, 11].

4.5 Behandlung von Biomüll

Der Bioabfall kann gemeinsam mit dem Schwarzwasser anaerob behandelt werden. Er ist entweder über Bioabfallzerkleinerer in ein Vakuumsystem einzubringen oder kann getrennt gesammelt der Vergärungsanlage direkt zugeführt werden. Das bei der mesophilen Vergärung anfallende Biogas kann in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) zur thermischen und elektrischen Energiegewinnung genutzt werden. In vielen modernen Siedlungen ist ohnehin ein BHKW vorgesehen, so daß hier Synergien möglich sind.

Das Vergärungsprodukt ist aufgrund des hohen Nährstoffgehalts (N, P, K) ein hochwertiger Flüssigdünger und kann in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Hier sind weitere Synergien möglich, etwa bei der Erzeugung von Pflanzenölen zur direkten Verbrennung im BHKW (Zündstrahltechnik). Die erforderlichen Anbauflächen der Energiepflanzen können mit dem anfallenden Dünger versorgt werden. Der Restmüll ist nach getrennter Erfassung des Biomülls leichter zu verarbeiten, wird aber ohnehin meist getrennt gesammelt.

5 Die ökologische Siedlung Lübeck-Flintenbreite

Ein innovatives Sanitärkonzept mit Vakuumtoiletten, Vakuumleitung und Biogasanlage wird in Lübeck im Neubaugebiet Paul-Gerhard-Straße / Flintenbreite für rund 350 Einwohner realisiert [8, 13, 14]. Die Projektentwicklung erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Stadtplanungsamt (Dipl.-Ing. Jailer) und der FH Lübeck (Prof. Grottker). Hier wird für die Siedlung eine eigenständige Abwasserentsorgung mit getrennter Ableitung von Schwarz-, und Grauwasser sowie Regenwasserversickerung realisiert. Bioabfälle werden getrennt erfaßt und gemeinsam mit dem Schwarzwasser anaerob in einer Biogasanlage behandelt. Die Energieversorgung der Siedlung wird teilweise durch die Nutzung von Biogas aus der anaeroben Vergärung sichergestellt. Sämtliche technischen Einrichtungen des Wasser- und Energiesystems sind in einem Gebäude zentral untergebracht. Diese Siedlung ist als weltweites Außenprojekt bei der EXPO 2000 in Hannover registriert. In **Abbildung 1** wird die Siedlung schematisch im Schnitt dargestellt.

Das Regenwasser wird in Mulden auf dem Gelände versickert, der Überlauf in einen nahegelegenen Bach eingeleitet. Das Grauwasser wird in drei Pflanzenkläranlagen auf dem Gelände gereinigt. Auf die Erstellung eines zentralen Freispiegelkanals kann in der Siedlung ganz verzichtet werden. Stattdessen wird ein Vakuumleitungsnetz DN 50 - 65 zur Ableitung des Schwarzwassers verlegt. Da dieses kein Gefälle zum Transport benötigt, kann die Leitungsverlegung in den Trassen gemeinsam mit den anderen Versorgungsleitungen (Wasser, Nahwärme, Elektrizität, Kommunikation) erfolgen.

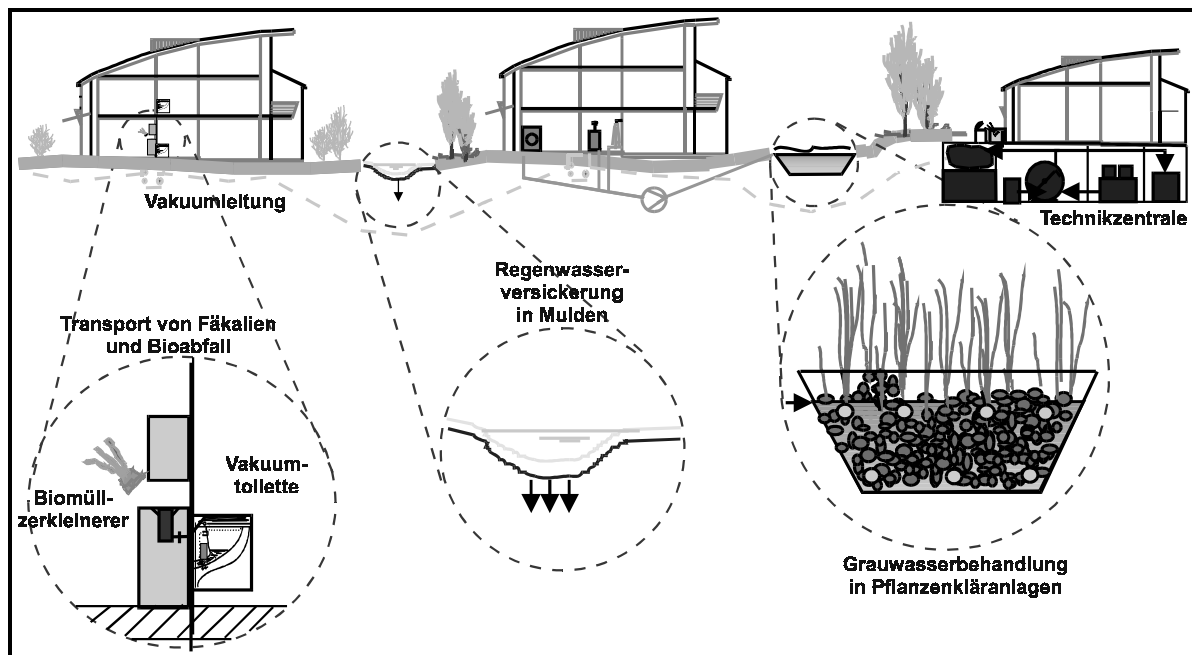


Abbildung 1: Prinzipskizze des alternativen Sanitärkonzepts der ökologischen Siedlung Flintenbreite in Lübeck

Bioabfälle werden über Biotonnen gesammelt, zerkleinert und kontrolliert dem Schwarzwasser zugegeben. Das Gemisch aus Schwarzwasser und zerkleinerten Bioabfällen wird durch Erhitzung hygienisiert und in eine im mesophilen Temperaturbereich arbeitende Biogasanlage geleitet. Nach der Stabilisierung durch die anaerobe Behandlung bleibt ein Produkt, das zwischengespeichert wird. Es wird als Flüssigdünger einmal wöchentlich von einem Landwirtschaftsverband der nahen Umgebung abgeholt. Dieser übernimmt die Verteilung unter seinen Mitgliedern und die Saisonspeicherung zu Zeiten, in denen keine Nährstoffe auf die Felder aufgebracht werden dürfen. Im Gegenzug werden Produkte der entsprechenden landwirtschaftlichen Betriebe in der Siedlung direkt vermarktet. Das anfallende Biogas wird im BHKW zur Strom- und Wärmeversorgung der Siedlung genutzt. Auch die Wärme zur Hygienisierung und zur Beheizung der Biogasanlage wird im BHKW erzeugt. Aus dem anfallenden Biogas kann ein Anteil von 5 bis 10 % des Energiebedarfs der Siedlung gedeckt werden.

Das Grauwasser wird im Freispiegelkanal aus den Häusern zu drei auf dem Gelände der Siedlung verteilte Pflanzenkläranlagen abgeleitet. Nach zweistufiger Vorklärung mit Grobrechen und Fettabscheider werden damit die vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen diskontinuierlich beschickt. Für die

Behandlung des Grauwassers reicht eine Fläche der drei Pflanzenkläranlagen von jeweils 200 bis 300 Quadratmetern aus.

Eine Betrachtung verschiedener Emissionsparameter sowie der Energie- und Materialintensität des neuen Sanitärkonzepts im Vergleich zum herkömmlichen WC-S-KA-System zeigt die deutlichen Vorteile des innovativen Konzepts (Tabelle 2). Diese tabellarische Gegenüberstellung zeigt, daß im Laufe eines durchschnittlichen Menschenlebens von 70 Jahren der Nährstoffverlust in die Gewässer pro Person um rund 37 kg N, 91 kg K, 4,2 kg P reduziert werden kann. Zusätzlich wird eine Emission von 200 kg CSB vermieden. Die Verringerung der Energie- und Materialintensität beträgt für den gleichen Zeitraum rund 15.000 kWh und 160 t Material. Angesichts begrenzter Rohstoff- und fossiler Energievorräte zeigen diese Werte nicht nur die ökonomischen, sondern auch große ökologische Vorteile des neuen Sanitärkonzepts. Das Bestreben, Kreisläufe regional zu schließen und Synergieeffekte zu nutzen, wird von Systemen mit Teilstrombehandlung konsequent unterstützt.

Tabelle 2: Abschätzung von Emissionen, Primärenergieverbrauch und Materialintensität des neuen Sanitärkonzepts

WC-S-KA-Konzept		neues Sanitärkonzept	
Emissionen (min)		Emissionen ^{*)}(max)	
CSB	3,6 kg/(E*a)	CSB	0,8 kg/(E*a)
BSB ₅	0,4 kg/(E*a)	BSB ₅	0,1 kg/(E*a)
N _{ges}	0,73 kg/(E*a)	N _{ges}	0,2 kg/(E*a)
P _{ges}	0,07 kg/(E*a)	P _{ges}	0,01 kg/(E*a)
K ^{**)}	(>1,7 kg/(E*a))	K ^{**)}	(< 0,4 kg/(E*a))
Energie		Energie	
Trinkwasserversorg. (mittlerer Wert)	-25 kWh/(E*a)	Trinkwasserversorg. (20 % Ersparnis)	-20 kWh/(E*a)
Abwasser (mittl. Wert)	-85 kWh/(E*a)	Vakuumsystem	-25 kWh/(E*a)
		Grauwasserreinig.	- 2 kWh/(E*a)
		Schlammtransport (2/Monat, 50 km)	-20 kWh/(E*a)
<i>Verbrauch</i>	<i>-110 kWh/(E*a)</i>	<i>Verbrauch</i>	<i>-67 kWh/(E*a)</i>
		Biogas	110 kWh/(E*a)
		Düngersubstitution	60 kWh/(E*a)
		<i>Gewinn</i>	<i>170 kWh/(E*a)</i>
Gesamt	-110 kWh/(E*a)	Gesamt	103 kWh/(E*a)
Materialintensität ^{***)}	3,6 t/(E*a)	Materialintensität ^{**)}	1,3 t/(E*a)
*) Messungen HH-Allermöhe **) Annahme wg. geringer Datenmenge ***) MIPS-Studie [16]			

Für das Funktionieren von neuen Sanitärkonzepten, die eine enge Verzahnung zwischen den verschiedenen Ver- und Entsorgungsbereichen zeigen, scheint die Errichtung von Betreibergesellschaften sinnvoll. Für die ökologische Wohnsiedlung Flintenbreite wurde eine Betreibergesellschaft gegründet, der alle Wohnungs- und Hauseigentümer angehören. Die Betreibergesellschaft

finanziert die Infrastruktur vor, errichtet und betreibt die Anlagen und refinanziert sich durch eine verbrauchsabhängige Kostenumlage. Dabei entsteht eine Arbeitsstelle für die Betreuung des Gesamtsystems. Das hier dargestellte Sanitärsystem ist trotz einer eher geringen Anschlußgröße wirtschaftlich. Die Kosten sind vergleichbar mit denen, die bei Abwasserpreisen von etwa 5,50 DM pro m³ Abwasser entstehen. Im Gegensatz zu den meisten öffentlichen Abwassersystemen wird dieses Ergebnis sogar ohne Zuschüsse des Bundes erreicht. Die Kosten können naturgemäß bei jedem Projekt anders ausfallen, müssen also immer nach den örtlichen Randbedingungen ermittelt werden.

6 Literatur

- [1] Arrhenius, E.: Population, Development and Environmental Disruption - An Issue on Efficient Natural Resource Management, *Ambio*, Vol. 21, No. 1, 1992
- [2] Beck, M. B., Chen, J., Saul, A. J. und Butler, D.: Urban Drainage in the 21st Century: Assessment of new technology on the basis of global material flows, *Water Science & Technology*, Vol. 30, No. 2, 1994, pp. 1-12
- [3] Büttner, S. und Kraemer, R. A.: Wasserkrise regional - global, in: Misereor (Hrsg.): *Wasser: eine globale Herausforderung*, Bad Honnef, Horlemann, 1996, S. 151-170
- [4] Förster, Jürgen (1996) Patterns of Roof Runoff Contamination and their potential Implications on Practice and Regulation of Treatment and local Infiltration, *Water Science & Technology*, Vol. 33, No. 6, pp 39-48
- [5] Hahn, H., Fuchs, S.: Regenwasser und Abwassersysteme in Siedlungen, *Geografische Rundschau* 7-8/98, S. 459-464
- [6] Harremoes, P.: Integrated Water and Wastewater Management, *Water Science & Technology*, Vol. 35, No. 9, 1997, pp. 11-20
- [7] Henze, M.: Waste Design for Households with Respect to Water, Organics and Nutrients, *Water Science & Technology*, Vol. 35, No. 9, 1997, pp. 113-120
- [8] Henze, M., Somolyódy, L., Schilling, W. und Tyson, J.: Sustainable Sanitation. Selected Papers on the Concept of Sustainability in Sanitation and Wastewater Management, *Water Science & Technology*, Vol. 35, No. 9, 1997
- [9] Lange, J. und Otterpohl, R. *Abwasser. Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft*, Pfohren, Mallbeton Verlag, 1997
- [10] Larsen, T. A. und Gujer, W.: Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine), *Water Science and Technology*, Vol. 34, No. 3-4, 1996, pp. 87-94.
- [11] Meißner, Erhard (1998) Ergebnisse von Feldversuchen zur Versickerung von Niederschlagswasser, 27. Abwassertechnisches Seminar „Dezentrale Abwasserbehandlung für ländliche und urbane Gebiete“, *Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft*, TU München, Nr. 138

- [12] Niemczynowicz, J.: The water profession and Agenda 21, Water Quality International, March/April, 1997, pp. 9-11
- [13] Otterpohl, Ralf; Grottker, Matthias and Lange, Jörg: Sustainable Water and Waste Management in Urban Areas, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 9, 1997, pp. 121-133 (Part 1)
- [14] Otterpohl, Ralf; Albold, Andrea and Oldenburg, Martin: Source Control in Urban Sanitation and Waste Management: 10 Options with Resource Management for different social and geographical conditions
accepted for Water, Science & Technology, No.3/4, 1999 (Part 2)
- [15] Otterpohl, R. und Naumann, J.: Kritische Betrachtung der Wassersituation in Deutschland, in: Gutke, K. (Hrsg.): Umweltschutz, Wie? Druckschrift zum Symposium "Wieviel Umweltschutz braucht das Trinkwasser?" am 22.-24. September 1993, Köln, Kirsten Gutke Verlag, 1993, S. 217-233
- [16] Reckerzügl, M; Bringezu, St.: Vergleichende Materialintensitäts-Analyse verschiedener Abwasserbehandlungssysteme, gwf-Wasser/Abwasser, Heft 11/1998
- [17] UNCED, U. N. C. o. E. a. D.: Agenda 21. The United Nations Program of Action from Rio, Report, United Nations Organisation, New York, 1992

Die Autoren sind an Anregungen und Kritik interessiert:

Prof. Dr.-Ing. Ralf Otterpohl

TUHH - Technische Universität Hamburg-Harburg
Arbeitsbereich Abwasserwirtschaft
D-21071 Hamburg, Deutschland

Tel.: 040-7718-3207 Fax:-2684
e-mail: otterpohl@tu-harburg.de

Dipl.-Ing. Martin Oldenburg

Ingenieurbüro OtterWasser GmbH
Kanalstr 52, D-23552 Lübeck, Deutschland

Tel.: 0451-70200-51 Fax: -52
e-mail: otterwasser@T-online.de

Agrarpolitische Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Landwirtschaft zum Schutz der Umwelt und des Wassers

Gerhard Poschacher

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

1 Einleitung

Die Wörter des Jahres 1998 waren aus Sicht der Ökonomen: Arbeitslosigkeit – Globalisierung – Osterweiterung – soziale Gerechtigkeit – Ökologischer Wirtschaftsumbau – Währungsunion – Unfinanzierbarkeit.

Die Antwort der Wirtschaftswissenschaft - kontroversiell wie immer -:

- Neuverteilung der Arbeit;
- ökologische Steuern;
- Abbau der subventionierten Unvernunft, also: weniger Staat (Bürokratie), mehr Markt.

Die Reaktion der Politik:

- Beschäftigungsprogramme und steuerliche Entlastung der Arbeit;
- Liberalisierung des Weltmarktes für Güter des täglichen Bedarfes (Nahrungsmittel, Dienstleistungen);
- Förderung der Nachhaltigkeit (Aufbau geschlossener Stoffkreisläufe).

Nachhaltigkeit ist in letzter Zeit beinahe schon zum Schlagwort geworden. Forschung, Politik und Massenmedien beschäftigen sich täglich mit Umweltverschmutzung und Ressourcenknappheit, mit Bevölkerungswachstum und umweltschonenden Technologien – um nur einige wichtige Faktoren zu nennen, die die Nachhaltigkeit der globalen Entwicklung wesentlich beeinflussen.

2 Zum Begriff Nachhaltigkeit

Nachhaltigkeit wird im weitesten Sinne als Überlebensfähigkeit des Systems „Mensch in seiner Umwelt“ begriffen.

Entsprechend dieser Interpretation wird Nachhaltigkeit in ihrem sozialen, ökonomischen, technischen und ökologischen Zusammenhang verstanden.

Für die nachhaltige Nutzung erneuerbarer Naturgüter gilt der Grundsatz, daß nur der laufende Zuwachs entnommen werden darf. Nachhaltige Entwicklung liegt nach dem Brundtland-Bericht (1987) und der Erklärung von Rio (1992) vor, wenn der Bedarf der gegenwärtigen Generation gedeckt wird, ohne die Fähigkeit zukünftiger Generationen, ihren Bedarf zu decken, zu beeinträchtigen. Bei der Umsetzung dieses Grundsatzes unterscheiden Ökonomen zwischen erneuerbaren Naturgütern, nicht erneuerbaren Naturgütern und von Menschen gemachtes Kapital.

Die deshalb allgemein akzeptierten Kriterien sind:

- Erneuerbare Ressourcen darf man nicht mehr entnehmen, als sich gleichzeitig wieder regenerieren können.
- Nichterneuerbare Ressourcen dürfen nicht rascher abgebaut werden, als gleichzeitig erneuerbare Ressourcen für dieselbe Art von Nutzung geschaffen werden; und zwar soviel, daß ihre jährlichen Erträge bei Erschöpfung der nicht erneuerbaren Ressourcen den Bedarf decken.
- Die Emission von Schadstoffen darf nur so hoch sein, daß die schädlichen Substanzen in harmlose Stoffe umgesetzt werden können, welche die Umwelt nicht schädigen.

3 Die ökonomischen Sachzwänge

Die Globalisierung bewirkt eine Anonymisierung der Märkte. Anonyme menschliche Beziehungen haben aber zur Folge, daß negative soziale Rückkopplungen (Rücksichtnahmen) ausgeschaltet werden. Es gehört daher

zum Kernbestand der ökonomischen Erkenntnis, daß anonyme Märkte am perfektesten (den ökonomischen Modellvorstellungen entsprechend) funktionieren.

Die Sättigungsgesellschaft in den Industriestaaten ist eingespannt in ein finanziell – technokratisches Weltmodell, dessen Ziel der Wettbewerb und der Gewinn zur Kapitalismehrung der Aktionäre – aber nicht das Gemeinwohl in seinen vielfältigen Entfaltungen ist. Dieses Modell wurde 1994 in Marrakesch formell abgesegnet. Die zur weiteren Implementierung des GATT (Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen) gegründete WTO (Welthandelsorganisation) wurde von einem indischen Kollegen als die „institutionalisierte, unsichtbare Hand“ (the institutionalised invisible hand) bezeichnet, also als jene Institution, die davon ausgeht, daß der Markt automatisch zum Wohlergehen der möglichst großen Zahl von Menschen tendiert. Man müsse ihm daher nur den notwendigen Freiraum vor staatlicher Intervention sichern.

Im Namen der Erhaltung der Konkurrenzfähigkeit wird von der Mehrheit der Bevölkerung ein Opfer nach dem anderen verlangt, obwohl die rapide steigende Produktivität mehr zu verteilenden Wohlstand bewirkt. Als klassische Ideologie duldet das System keinen Widerspruch. Die Kritiker werden mit dem Argument bekämpft, daß der Markt derzeit nur deshalb nicht im Optimum sei, weil es immer noch zu viele Eingriffe gäbe (Forderung nach „Deregulierung“).

Die derzeit unverrückbaren Rahmenbedingungen sind:

- Plünderung der fossilen Ressourcen unter Inkaufnahme des Treibhauseffektes und der Deterioration der Böden.
- Übertragung der industriellen Erfolgsmuster (linear gestylte, geschlossene Produktionssysteme) auf die Naturbewirtschaftung (offene Systeme mit vielfältiger Interaktion).
- Dominanz der anonymen Kapital- und Handelsinteressen, die sich der demokratischen Kontrolle entziehen und den Weltmarkt bestimmen.
- Forderung nach unbegrenztem Wachstum (Zinseszins), dessen Grenzen in der Naturbewirtschaftung zuerst erreicht werden und daher die Landwirtschaft ins hoffnungslose Hintertreffen drängen.

- Grund und Boden werden zunehmend Opfer des stetig wachsenden und nach Anlage drängenden Groß- und Spekulationskapitales (z.B. der Ankauf von rd. 50.000 ha Agrarflächen durch G. Soros in Argentinien) und dienen der Errichtung von großindustriellen, auf Kurzzeitgewinne ausgerichteten Agrarproduktionssystemen.
- Bäuerliche Landwirtschaft wird oft noch als „Bioromantik“ abgetan (In der Uruguay-Runde wurde ausdrücklich festgehalten, daß die Landwirtschaft „wie jeder andere Wirtschaftszweig“ behandelt werden müsse.).
- Es gibt nur eine Strategie der Anpassung, weil die Spielregeln erst kürzlich in der WTO (Welthandelsorganisation – GATT) festgeschrieben wurden und nicht geändert werden können. Vielmehr ist zu erwarten, daß der mächtige Weltpolizist Nr. 1, die USA, und die mit ihnen verbündete CAIRNS-Gruppe (benannt nach dem Australischen Seebad Cairns) in der bevorstehenden Millennium Runde noch stärker in Richtung lineare Kurzzeitplünderungsökonomie agieren werden.
- Die staatlichen Budgets der Industriestaaten haben deshalb immer weniger Gestaltungsmöglichkeiten.

Drei Gründe sind maßgebend:

- Die Länder stehen in einem Steuersenkungswettbewerb zugunsten des mobilen Großkapitales, für das man attraktiv sein muß („Standortfrage“).
- Die potentiell ertragreichsten Steuern, wie die Besteuerung des Kapitaltransfers und des Ressourcenverbrauches, scheitern ebenfalls an der Macht des freizügigen Großkapitales.
- Die Masseneinkommen gehen zurück.

Andererseits steigt aber der Bedarf an staatlicher Fürsorge durch die steigende Anzahl der Arbeitslosen und Hilfsbedürftigen. Außerdem sind immer kostspieligere Infrastrukturen zur Verfügung zu stellen, um den Standortvorteil zu erhalten.

Das Marktgeschehen ist von einer ausgeprägten Myopie (Kurzsichtigkeit) gekennzeichnet. Dadurch kommen langfristige Entwicklungs- und Forschungsstrategien unter die Räder – vor allem aber ökologische und soziale Entwicklungen, deren Folgen erst die nächste Generation der Pensionsfondsanleger betreffen. Gerade deshalb sind Langfristziele sowie ökologische und soziale Spielregeln unentbehrlich.

4 Agrarpolitische Entwicklungsstufen

Als Landwirtschaft wird die geplante und gelenkte Nutzung der biologischen Erzeugungsfähigkeit von Pflanzen- und Tierbeständen zum Zwecke der Versorgung der Menschen mit Nahrungsmitteln und Rohstoffen bezeichnet. Obwohl diese Kennzeichnung inhaltlich auch die Forstwirtschaft einschließt, wird diese wegen der Spezialisierung auf besonders langlebige Pflanzen und Pflanzenbestände wie Bäume und Wälder, sowie auf die Erzeugung und Gewinnung von Holz als wichtigstem Rohstoff als ein selbständiger Wirtschaftszweig betrachtet. Die Landwirtschaft gehört zur Ur- oder Primärproduktion und bleibt trotz wachsender technischer und chemischer Beeinflussung an elementare biologische Abläufe und an den Naturhaushalt gebunden; so definierte der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in Bonn 1985 die Landwirtschaft.

Die „Grüne Revolution“ erreichte in den vergangenen 50 Jahren ungeahnte Ausmaße. Der biologisch-technische, mechanisch-organisatorische und wissenschaftliche Fortschritt führte in allen Industriestaaten zu tiefgreifenden ökonomischen und sozialen Veränderungen, der im Agrarbereich einen umfassenden, bis heute nicht abgeschlossenen Strukturwandel auslöste. Ökologische Probleme traten zunehmend in den Vordergrund politischer Diskussionen, die „Grün-Bewegungen“ haben nicht zuletzt ihren Ausgangspunkt bei Fehlentwicklungen der Agrarpolitik.

Eine kritische und systematische Wertung der Nachkriegsagrarpolitik sowie des Markt- und Förderungssystems führt zu dem erstmals vorgenommenen Versuch, folgende Entwicklungsstufen ab 1945 abzugrenzen, wengleich der Übergang fließend ist:

- die produktionsorientierte Phase (1945 bis 1951);
- die produktionslenkende und absatzsichernde Phase (1952 bis 1961);
- die marktwirtschaftlich-qualitätsorientierte Phase (1962 bis 1967);
- die strukturpolitische Phase (1968 bis 1970);
- die Phase der förderungspolitischen Neuorientierung (1971 bis 1978);
- die integral-ökologische ausgerichtete Entwicklungsphase der österreichischen Agrar- und Förderungspolitik ab 1978, die unter Berücksichtigung der allgemeinen Rahmenbedingungen für die Gesamtwirtschaft schon Mitte der achtziger Jahre in
- die arbeitsplatzerhaltende und strukturbewahrende Phase in der Landwirtschaft mündete und seit 1990 die ökologische Reform der Agrarpolitik prägt.

Das gesellschaftliche Bewußtsein für Gefährdungen der Umwelt und die laufende Verarmung der Artenvielfalt haben in den letzten 20 Jahren stark zugenommen. Zum einen geht dies auf eine Zunahme des Wissens, zum anderen auf eine erhöhte Sensibilität vieler Menschen zurück. Dies gilt nicht nur für die mit diesen Problemstellungen befaßten Fachleute, sondern in ähnlichem Umfang auch für breite Teile der Bevölkerung. Fast unbemerkt haben sich bestimmte Umweltthemen, die vor einem Jahrzehnt noch als Phantastereien grüner „Spinner“ abgetan wurden, zu „normalen“ Gesprächsinhalten des täglichen Lebens gewandelt: Autofirmen werden mit Recyclingbarkeit ihrer Erzeugnisse, Hausfrauen diskutieren über die Abbaubarkeit ihrer Waschmittel und an Stammtischen werden die ökologischen Fragen der Steuerreform oder von Alternativenergien erörtert.

Die Fakten auf Grund jener Rahmenbedingungen, die jahrzehntelang bestanden (Marktordnung), verdeutlichen, wie notwendig politisch konsensfähige Kurskorrekturen in der Agrarpolitik waren und noch sind.

Im Zeitraum von 1951 bis 1997,

- sank die Agrarquote (agrарische Erwerbstätige im Verhältnis zu allen Erwerbstätigen) von 30,3 Prozent auf 4,3 Prozent, also von etwa 966.800 auf 157.300 Beschäftigte.
- Die Zahl der Betriebe ging von 1951 bis 1997 um 42 Prozent von 433.000 auf 252.000 zurück, wobei eine starke Zunahme der Erwerbskombination feststellbar ist.
- Die landwirtschaftliche Nutzfläche nahm im gleichen Zeitraum um 16,1 Prozent auf 3,422.500 ha ab, das Ackerland um 16,0 Prozent auf 1,397.357 ha.
- Obwohl der Kuhbestand um rd. 25 Prozent zurückging, stieg die Milchlieferleistung um 105 Prozent auf 2,422.000 t, weil sich gleichzeitig die Milchleistung je Kuh verdoppelte!
- Die Getreideernte stieg um 77 Prozent auf rd. 3 Mio. t, was das Exporterfordernis Ende der achtziger Jahre explodieren ließ und den Anbau von Ölsaaten und Eiweißpflanzen stark in die Höhe trieb.
- Die Anzahl der Traktoren wuchs von etwa 30.000 auf 400.000, die Arbeitskräfte je Zugmaschine gingen in den letzten vier Dezennien von etwa 30 auf 0,5 zurück. Der Pferdebestand von mehr als 280.000 ging auf 70.000 zurück, ist aber in den letzten Jahren wieder auf 74.000 angestiegen.
- Österreich ist bei agrарischen Produkten von einem Land mit beträchtlichen Importen zu einem Agrarexportland geworden. Seit Mitte der achtziger Jahre mußten ein Viertel der Milcherzeugung, ein Drittel der Rinderproduktion und mehr als ein Viertel der Getreideproduktion auf den überfüllten Weltmärkten untergebracht werden. Die Agrarpolitik hat sehr spät und nur zögernd begonnen, der Überproduktion entgegenzuwirken.

4.1 Der gemeinsame Agrarmarkt

Die besondere Lage und die unterschiedliche Situation der Landwirtschaft in den einzelnen Beitrittsstaaten war der Anlaß, daß bei der Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft (EWG) – im Jahre 1957 der Agrarbereich, wie sonst kein anderer, gemeinschaftlich geregelt wurde. Die besondere Lage war gekennzeichnet durch:

- den geringen Anteil der Landwirtschaft am Bruttosozialprodukt in allen Beitrittsstaaten,
- die im Vergleich zur gewerblich-industriellen Wirtschaft sehr unterschiedlichen Produktionsbedingungen (Klima, geographische Lage, Bodenbeschaffenheit usw.),
- den engen Grenzen, die der technischen Rationalisierung in der Landwirtschaft gesetzt sind;
- die vom einzelnen Landwirt nicht beeinflussbaren witterungsbedingten Schwankungen des Produktionsangebotes,
- die Unmöglichkeit des einzelnen Landwirtes, Angebot und Preise zu beeinflussen (Mengenanpassung),
- das unterschiedliche Regelwerk für den Agrarmarkt sowie für die Förderungen in den europäischen Ländern.

Die Fakten:

- Die EWG, die damalige Bezeichnung für die EU, war zur Zeit ihrer Gründung zur Ernährungssicherung ihrer Bevölkerung in starkem Maße von Lebensmittelimporten abhängig.
- Das Hauptelement der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) waren Preis- und damit zwangsläufig verbundene Absatzgarantien für die wichtigsten Grundnahrungsmittel Getreide, Milch und Rindfleisch. Sie boten einen Anreiz, die Produktion zu steigern und die Lebensmittelselbstversorgung sicherzustellen.

- Schon gleich nach dem 2. Weltkrieg entdeckte die Industrie die Landwirtschaft als wichtigen Absatzmarkt, angefangen von der Produktion von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (aus Sprengstoff- wurden z.B. Stickstoffdüngerfabriken) bis hin zur Technisierung.
- Nach der relativen Erreichung der Selbstversorgung innerhalb der EWG bei den wichtigsten Grundnahrungsmitteln, (relativ, weil nach wie vor große Mengen von vor allem Eiweißfuttermitteln importiert werden), erfolgte – rückblickend betrachtet – der „große Sündenfall“ der EWG-Agrarpolitik mit seinen weitreichenden sozialen und ökologischen Folgen.
- Bei beginnender Überschußproduktion war es im Grunde genommen nicht mehr gerechtfertigt, jedes Kilogramm Getreide, Milch und Fleisch unabhängig von der Produktionsmenge des einzelnen Betriebes und vor allem unabhängig von den unterschiedlichen Produktionskosten mit den gleichen Betrag zu stützen. Damit wurde die EWG-Agrarpolitik unsozial. Das galt übrigens in ähnlicher Weise für die späteren Beitrittsländer.

(EU 1997/98 Milch: 107 %; Rindfleisch: 112 %; Getreide: 116 %)

- Die Überschußproduktion, durch Preis- und Absatzgarantien und durch den sogenannten biologisch-technischen Fortschritt in der Landwirtschaft stimuliert, nahm im Laufe der Jahre immer stärker zu. Der Absatz der wachsenden Überschüsse verschlang immer mehr Geldmittel. Mit der Preisgarantie übernahm die EU auch die Verantwortung für die Überschußverwertung.
- Die wachsenden Kosten für die Überschußverwertung veranlaßte die EWG-Agrarpolitik, aus verständlichen Gründen, die Garantiepreise für die Bauern im Laufe der Jahre relativ immer mehr zurückzunehmen. Daraus entwickelten sich mehrere schwerwiegende Folgen:
 - Jene Landwirte, deren Produktionskosten bei sinkenden Garantiepreisen immer weniger gedeckt wurden, verloren zusehends ihr notwendiges Einkommen und sahen sich daher veranlaßt, entweder aus der Landwirtschaft auszuschneiden oder sich um einen einkommensergänzenden Zu- oder Nebenerwerb umzusehen. Das große europäische Bauernsterben – das „Wachsen oder Weichen“ – begann.

- Jene Landwirte, die weiterhin von der Landwirtschaft leben wollten oder mußten, versuchten sinkende Preise durch
- Steigerung der Produktionsmengen und durch
- Einsparung von Produktionskosten

wettzumachen.

- Die Steigerung der Produktion erfolgte mit Hilfe der Intensivierung und einer möglichen Betriebsvergrößerung. Damit begann der verstärkte Einsatz von chemischen Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die ihrerseits wieder die Umwelt belasten. Die Feldschläge wurden größer, sie wurden einheitlicher bewirtschaftet, die Landschaften wurden „ausgeräumt“, um sich leichter und schneller mit großen Maschinen nutzen zu können. Die bäuerliche Kulturlandschaft verlor an Erholungswert. In der Tierhaltung erfolgte die Produktionssteigerung durch Vergrößerung der Tierbestände. Die Massentierhaltung auf engstem Raum, mit all den bekannten Folgen, nahm zu.
- Die Einsparung von Produktionskosten erfolgte mit Hilfe von Spezialisierung verbunden mit einer verstärkten Mechanisierung. Spezialisierung bedeutete in vielen Fällen Verzicht eines Betriebes auf die Tierhaltung auf der einen bzw. einer verstärkt bodenunabhängigen Tierhaltung, bis hin zur Massentierhaltung, auf der anderen Seite. Damit wurde vielfach das entscheidende Merkmal einer bäuerlichen Landwirtschaft, nämlich der ökologische Betriebskreislauf, aufgegeben. Spezialisieren ist das Gegenteil von ökologischer Vielseitigkeit. Je spezialisierter ein Betrieb ist, um so kostensparender ist die Mechanisierung.

Das Ergebnis:

Monotone Landschaften, Verzicht auf artgerechte Tierhaltung bis hin zur Tierquälerei, Verschmutzung des Trinkwassers, Belastung der Böden, Verschlechterung des Bodenzustandes, Humusschwund, Bodenerosion, Belastung der Lebensmittel bzw. Verlust an innerer Qualität derselben. Damit kam die Landwirtschaft auf die ökologische Anklagebank. Jene, die zunächst Nutznießer einer billigen Lebensmittelproduktion waren und sein wollten, wurden zum ökologischen Ankläger der Landwirtschaft. Eine Kurskorrektur war unumgänglich.

4.2 Die EU-Agrarreform

Die unbefriedigende Verteilung öffentlicher Mittel in der Landwirtschaft und der steigende Bedarf für die Überschußverwertung verstärkten den Rauf nach einer umweltschonenden, naturgerechten Landwirtschaft, die Agrarpolitik geriet zunehmend in den Widerstreit zwischen Ökologie und Ökonomie.

Die umweltpolitischen Forderungen an die Landwirtschaft sind:

- Flächen für naturbetonte Biotope;
- Emissionsbegrenzung für die Intensivproduktion;
- Erweiterung der Fruchtfolgen;
- artgerechte Tierhaltung;
- biologische Landwirtschaft.

Reformen waren notwendig, weil

- die Akzeptanz der EU-Agrarpolitik Anfang der Neunziger Jahre nicht mehr gegeben war, weder bei Bauern, noch bei den Verbrauchern;
- der Protektionismus im Agrarbereich, der den Preisdruck auf den Weltmärkten verstärkte und die Kosten für die GAP nicht mehr zu rechtfertigen waren.
- Von den für 1998 veranschlagten 1.134 Milliarden ATS EU-Ausgaben entfallen 48 Prozent oder 553 Milliarden ATS auf die „Gemeinsame Agrarpolitik“ (EAGFL – Abteilung Garantie). 1992 lag der entsprechende Anteil noch bei 55 Prozent, nachdem der bisher höchste Anteil von 70 Prozent im Jahre 1985 erreicht worden war. 1999 wird der Agraranteil voraussichtlich nur noch rund 47 Prozent ausmachen.

Der im Zeitvergleich deutlich abnehmende, aber immer noch hohe Anteil des Agrarbereichs am EU-Haushalt hat allerdings einen einfachen Grund. Bis heute ist die „Gemeinsame Agrarpolitik“ die einzige wirklich gemeinsame Politik der EU mit voller finanzieller Solidarität und voller Übertragung von nationalen Zuständigkeiten.

- Die Kosten der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) betragen für jeden EU-Bürger jährlich rund 1.400 ATS.

Mit der EU-Agrarreform vom 21. Mai 1992 war ein grundlegender Wechsel weg von der Preispolitik, hin zu einer Politik der staatlichen Direktzahlungen verbunden. Das erklärte Ziel der 92er Agrarreform war eine Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der EU-Landwirtschaft auf den Weltmärkten und vor allem der Marktausgleich innerhalb der EU gewesen. Die Umsetzung dieser Ziele erfolgte durch eine Kombination von Preissenkung, Flächenstillegung und Extensivierung. Den dadurch bedingten, Erlösrückgängen stehen Direktzahlungen in Form von flächengebundenen Ausgleichszahlungen (Getreide, Ölsaaten, Eiweißpflanzen) und Tierprämien (Rinder und Schafe) gegenüber.

4.3 Agenda 2000 – Reform der Agrarpolitik

- Weiterer Abbau der Markt- und Preisstützung
- Ausbau der Ausgleichszahlungen – Teilausgleich, kein Vollausgleich
- Degression nach AK-Besatz (möglich)
- Bindung an Umweltauflagen (möglich)

Mit ihren Vorschlägen zur Agenda 2000 möchte die Europäische Kommission die 1992 begonnenen Reformmaßnahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) fortführen. Dazu gehört insbesondere ein weiterer Abbau der Markt- und Preisstützungen und der Ausbau der Direktzahlungen. Betroffen sind die Bereiche Getreide, Ölsaaten, Eiweißpflanzen, Rindfleisch und Milch. Erlösminderungen sollen im Unterschied zur Reform 1992 in deutlich geringerem Umfange durch Direktzahlungen ausgeglichen werden.

4.4 Osterweiterung (Donauraum)

Die Donau mit ihren 2.857 Kilometern ist eine europäische Lebensader und durchfließt Länder mit bedeutenden Agrargebieten (z.B. Ungarn) und die auch Mitglieder der EU werden wollen.

- Die Landwirtschaft ist ein sensibler Bereich der EU-Osterweiterung. Der Beitritt der Länder Ost-Mitteleuropas wird das Agrarpotential der Gemeinschaft überdurchschnittlich steigern. Die Übertragung der GAP auf die MOEL birgt die Gefahr steigender Überschüsse, die nur schwer zu verwerten sind. Die österreichische Landwirtschaft wird von der Osterweiterung besonders berührt. Strukturnachteile und Wettbewerbsschwächen sowie die unmittelbare Nachbarschaft zu den Beitrittswerbern lassen Marktanteilsverluste erwarten. Dies wird den agrarischen Strukturwandel beschleunigen. Periphere, stärker agrarisch geprägte Regionen sind überdurchschnittlich betroffen.
- Im Vergleich mit Westeuropa sind die meisten MOEL noch stark agrarisch geprägt. Fruchtbare Böden und Arbeitskräfte sind reichlich verfügbar und billig. Dies ergibt ein hohes agrarisches Potential, das derzeit nicht voll genutzt wird.
- Ein Beitritt aller zehn assoziierten MOEL zur EU würde die Zahl der Verbraucher der EU um rund 28 % erhöhen. Das landwirtschaftliche Potential würde hingegen um mindestens 40% erweitert. Die Wirtschaftskraft der Gemeinschaft und damit die Finanzierungsbasis der GAP würden um bloß 4 % steigen.
- Der ökologische Produktionsstandard ist in den östlichen Donauländern unbefriedigend, über die Nährstoffbilanzen informiert eine umfassende Studie des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien.

5 EU-Wegweiser zur nachhaltigen Landwirtschaft

In der neuesten Mitteilung der Kommission an den Rat vom 27. Jänner 1999 werden Meilensteine zur nachhaltigen Landwirtschaft formuliert.

Hervorzuheben sind:

- Die neue Reform der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) dient der Verwirklichung der notwendigen strukturellen Anpassung in einigen der wichtigsten Marktorganisationen und der Einrichtung einer schlagkräftigen Politik der ländlichen Entwicklung als zweitem Standbein der GAP. Umwelterwägungen, die auf die Anwendung von Wirtschaftsweisen abzielen, die zur Erhaltung der Umwelt und Bewahrung des Landschaftsbildes notwendig sind.
- Problem Intensivierung:
 - Die Schweineerzeugung konzentriert sich in bestimmten Gebieten der EU. Seit Reform von 1992 ist eine Verlagerung der Schweineerzeugung in die Nähe der Getreideerzeugungsbiete zu beobachten. Eine hohe Schweinedichte besteht zur Zeit in Belgien, in den Niederlanden, in Dänemark sowie in Teilen Deutschlands, Frankreichs, Spaniens, Italiens, Portugal und des Vereinigten Königreichs.
 - Bei den Ackerkulturen ging der Ertragszuwachs natürlich einher mit einem Anstieg des Hilfs- und Betriebsstoffaufwands: so ist der Düngemittelaufwand von 5 Mio. Tonnen im Jahre 1950 (Nährstoffe) in den siebziger und achtziger Jahren auf über 20 Mio. Tonnen angestiegen, um danach auf rund 16 Mio. Tonnen zurückzugehen. Der Pflanzenschutzmittelaufwand zeigt eine ähnliche Entwicklung: hier lag der Verbrauch 1996 bei rund 300.000 Tonnen pro Jahr. Zugenommen hat die Pestizidanwendung jedoch in Portugal, Irland und Griechenland, deren Pestizideinsatz traditionellerweise geringer ist.

- Das öffentliche Interesse an Umweltfragen hat dazu geführt, daß die Forderungen nach umweltgerechten Wirtschaftsweisen, wie integrierte Landwirtschaft, traditionelle Bewirtschaftung mit geringen Aufwandsmengen und ökologischer Landbau, nachdrücklicher gestellt wurden.
- Die Gemeinschaftsvorschriften tragen den Schwierigkeiten des ökologischen Landbaus, den Erfordernissen der Verwirklichung des Binnenmarktes und dem öffentlichen Interesse am ökologischen Landbau Rechnung: Es wurde ein Rechtsrahmen für Ökolandbauverfahren geschaffen, der strenge Kontrollen vorsieht (Verordnung (EWG) Nr. 2092/91). Darüber hinaus waren Ökolandbaumethoden wegen ihrer Umweltfreundlichkeit und ihrer geringeren Wirtschaftlichkeit, vor allem in den Jahren der Umstellung, Gegenstand der Agrar-Umweltauflagen im Rahmen der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92.
- Hinsichtlich der Wasserqualität ist die Landwirtschaft einer der Hauptverursacher der Nitrat- und Phosphatbelastung von Gewässern. Diese kann eine Eutrophierung zur Folge haben mit schädlichen Auswirkungen für die Umwelt und Nitratgehalten des Trinkwasser, Oberflächenwassers und Grundwassers, die über die EU-Höchstwerte hinausgehen.
- Aufgrund der Nitratrichtlinie werden umfassende Maßnahmen zur Bewältigung dieses Problems erforderlich. Die Annahme dieser Richtlinie stellt einen wichtigen Schritt zur Einbeziehung der Umweltbelange in die Landwirtschaft dar, da die Richtlinie sowohl dem Verursacherprinzip als auch dem Vorsorgeprinzip Rechnung trägt.
- In vielen Teilen der EU ist die landwirtschaftliche Nutzfläche durch Flächennutzungsalternativen und unsachgemäße Nutzungspraktiken gefährdet. Insbesondere neu ausgewiesene Wohngebiete und Industrieansiedlungen sowie das sich ausweitende Verkehrsnetz mindern den ökologischen Wert der Flächen und machen ihn oftmals völlig zunichte. Die Landwirtschaft hingegen dient vielfach der Flächenerhaltung, auch wenn sie mitunter den Boden belastet.
- Die Umweltpolitik der Gemeinschaft trägt dafür Sorge, daß besonders wertvolle Lebensräume im Rahmen der Richtlinie zum Schutz von Habitaten

und von wildlebenden Vögeln ermittelt und ausgewiesen werden. Sie verpflichten die Mitgliedstaaten, die notwendigen Erhaltungsmaßnahmen zu treffen, die oftmals die Fortsetzung der Landwirtschaft erfordern. Das dabei zustande gekommene Netz von Schutzgebieten ist unter der Bezeichnung Natura 2000 bekannt.

Die Konsequenz:

- Der verstärkte Ansatz der Kommission zur Einbeziehung der Umweltaspekte in die Landwirtschaft im Rahmen der GAP-Reform enthält eine Reihe von Kernelementen, die zusammen den Grundstein für eine europäische Landwirtschaft legen, die auf die Umwelt Rücksicht nimmt und zu ihrem Schutz und ihrer Verbesserung beiträgt.
- Der Kern der gemeinschaftlichen Umweltstrategie im Rahmen der GAP ist nach wie vor die Anwendung der gezielten Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft in den gesamten Hoheitsgebieten der Mitgliedstaaten.

6 Ökologische Ausrichtung als Überlebensstrategie

Ähnlich wie die Schweiz gilt Österreich als „Wasserschloß“ Europas. Die österreichischen Wasserressourcen bestehen nicht nur durch die Menge, sondern auch durch ihre Qualität. Das gesamte Wasserdargebot Österreichs wird von Experten auf rund 84 Mrd. Kubikmeter pro Jahr geschätzt. Rund ein Drittel der österreichischen Wasserressourcen entfallen dabei auf das Grundwasser. Weitere 29 Mrd. Kubikmeter fließen aus dem Ausland zu.

Demgegenüber steht ein österreichischer Wasserverbrauch von rund 2,6 Mrd. Kubikmeter pro Jahr – also weniger als 3 % der gesamten Wasserressourcen. Für die Trinkwasserversorgung werden in Österreich jährlich etwa 700 Mio. Kubikmeter Wasser benötigt. Der Trinkwasserbedarf wird zu fast 99 % aus dem Grund- und Quellwasser gedeckt.

Größter Wasserverbraucher in Österreich ist die Industrie mit etwa 1,7 Mrd. Kubikmeter pro Jahr. Für die Bewässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen verwendet Österreich 200 Mio. Kubikmeter Wasser.

Österreich hat bereits sehr früh Gewässerschutzmaßnahmen zur Sicherung der Wasserqualität unternommen. So veröffentlicht das Landwirtschaftsministerium seit 1962 Gewässergütetafeln, die die biologische Gewässergüte von Fließgewässern darstellen. Seit 1991 wird die Qualität des Fließ- und Grundwassers mit einem bundesweiten Monitoring-System überwacht.

Das Porengrundwasser (Grundwasser in Locker- oder Festgebieten, deren durchflußwirksame Hohlräume überwiegend aus Poren gebildet werden) wird derzeit an mehr als 2.000 Meßstellen viermal pro Jahr untersucht. Gleiches gilt für das Oberflächenwasser, das an 250 Meßstellen analysiert wird.

6.1 ÖPUL

Das Umweltprogramm zählt seit dem EU-Beitritt zu den wichtigsten Förderungsmaßnahmen für die österreichische Land- und Forstwirtschaft. Die im Rahmen des ÖPUL ausbezahlten Förderungsmittel für die Einhaltung der vorgeschriebenen Bewirtschaftungsauflagen (Kompensation der Mehrkosten und Ertragsausfälle, Anreizkomponente) machten rund 25 % der gesamten Förderungen für die österreichische Land- und Forstwirtschaft (insgesamt 29,0 Mrd. S) im Jahr 1997 aus.

Die Ergebnisse:

- Die Akzeptanz von naturschutzfachlichen Maßnahmen, deren gezielte Auswahl und deren Qualität steigen deutlich mit der Intensität durchgeführter naturschutzfachlicher Beratungen oder umfassender Projekte, deren Anreiz derzeit im ÖPUL nicht gegeben ist.
- Die Beseitigung bestehender Landschaftselemente konnte durch das ÖPUL in dessen vertraglicher Laufzeit weitgehend verhindert werden.
- Der Trend zur Intensivierung landwirtschaftlicher Gunstflächen und zur Aufgabe landwirtschaftlicher Ungunstflächen mit einer daraus resultierenden Verminderung der standörtlichen Vielfalt konnte in den Testgebieten durch das ÖPUL nicht gestoppt werden.
- Ein großer Teil der naturschutzfachlich bedeutenden Grünlandflächen außerhalb der Bergbauernzonen konnte durch die ÖPUL-Maßnahmen gesichert werden oder wieder in Bewirtschaftung gebracht werden.

Trotz bekannter schwerpunktmäßiger Belastungen von einzelnen Porengrundwasserkörpern in Österreich darf nicht übersehen werden, daß große Bereiche in Österreich qualitativ ausgezeichnete Wasserqualität besitzen. Vor allem in den westlichen Bundesländern ist der qualitative Zustand als generell zufriedenstellend anzusehen. Die meisten gefährdeten Grundwassergebiete liegen wie bisher in den südöstlichen und östlichen Bereichen des Bundesgebietes, also in den klimatisch begünstigten, fruchtbaren und in der Regel großflächigen Ackerbauregionen. Hinsichtlich der Nitratbelastung ist nach dieser Auswertung im Bundesdurchschnitt eine Stabilisierung des Status quo erreicht worden, wobei in einzelnen Gebieten fallende und in anderen Gebieten steigende Tendenzen der Nitratbelastung festzustellen sind.

Eine Grundwassersanierung wird zwar kurzfristig kaum möglich sein, mittel bis langfristig sind aber im Sinne einer allseits angestrebten und auch unabdingbar notwendigen nachhaltigen Wasserwirtschaft erste wesentliche Schritte (Adaptierung des Umweltprogrammes, Aktionsprogramme gemäß Nitratrichtlinie usw.) in Richtung Qualitätsverbesserung der betroffenen Grundwassergebiete bereits eingeleitet worden. In den belasteten Gebieten werden im Rahmen des Umweltprogrammes spezifische Maßnahmen umzusetzen sein.

6.2 Biologischer Landbau

Im biologischen Landbau nimmt Österreich europaweit eine Spitzenposition ein. 1997 wirtschafteten 19.433 Landwirte, das sind rund 8 % aller Agrarbetriebe, nach den Richtlinien des Biolandbaus. Sie bewirtschaften rund 300.000 ha, das sind rund 12 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche. Es dominieren kleine und mittlere bäuerliche Betriebe (durchschnittliche Betriebsgröße 15 ha) mit einem hohen Grünlandanteil.

6.3 Ausgleichszulage

Im Alpenland Österreich wirtschaftet ein großer Teil der landwirtschaftlichen Betriebe unter erschwerten natürlichen Produktionsbedingungen, sei es als Bergbauern oder als Bauern in sonstigen benachteiligten Gebieten. Die Förderung dieser Betriebe hat traditionell hohe Priorität. Sie zielt darauf ab, die Bewirtschaftung dieser ökologisch besonders sensiblen Gebiete zu sichern, den

Beitrag zur Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft zu honorieren und die wirtschaftliche und soziale Funktionsfähigkeit dieser Regionen zu stützen.

1997 wurden für 125.000 Betriebe 2,85 Mrd. ATS ausbezahlt.

6.4 Natura 2000

Mit 15. Oktober 1998 wurden 113 Gebiete (15,3 % der Landesfläche) gemeldet, 57 Gebiete gehören der kontinentalen Region, 56 der alpinen an.

6.5 Gute fachliche Praxis als Voraussetzung für die Gewährung von Förderungen (VO zum LWG 1992)

Die Regeln der guten landwirtschaftlichen Praxis auf Basis von Anhang II der Richtlinie des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (RL 91/676/EWG) haben als wasserwirtschaftliches Ziel die Hintanhaltung der Befruchtung von Gewässern mit Nitrat. Neben einer optimalen Nährstoffversorgung der Pflanzen und Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit soll eine organische bzw. bakteriologische Verunreinigung sowie Nährstoffanreicherung des Grundwassers über die Schwankungsbreite der natürlichen Grundlast hinaus bestmöglich vermieden werden.

6.6 Neubewertung ökologischer Leistungen notwendig

Die ökologischen Leistungen der Landwirtschaft haben überwiegend den Charakter öffentlicher Güter. Deshalb ist die Überwälzung der Kosten auf die Verbraucher nur zum Teil möglich. Um auf Dauer das gesellschaftlich erwünschte Angebot zu sichern, ist daher die Finanzierung aus öffentlichen Geldern unerlässlich und auch ökonomisch (mit Hinweis auf die bestehenden Unzulänglichkeiten des Marktes) gut zu begründen.

Österreich ist um eine Neubewertung der ökologischen Leistungen der Landwirtschaft in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung bemüht. Diese Leistungen sollten künftig als eigenes Produkt der Landwirtschaft anerkannt werden. Die öffentlichen und privaten Zahlungen dafür sind als Leistungsentgelt und nicht als Subvention zu buchen.

6.7 Ökosteuern

Die Höhe der Besteuerung der fossilen Energieträger, insbesondere der fossilen Brennstoffe, soll eine deutliche Signalwirkung Richtung erneuerbare Energie und Energiesparen haben.

7 Thesen

Die Multifunktionalität der Land- und Forstwirtschaft ist politischer Konsens, das Europäische Agrarmodell Leitbild (nicht Leidbild) für das nächste Jahrhundert.

Demnach sollte die europäische Agrarpolitik auf die Herbeiführung einer Landwirtschaft ausgerichtet sein, die

- unter wirtschaftlichen Bedingungen Nahrungsmittel und Rohstoffe erzeugt;
- weitere Marktleistungen in den Bereichen Verarbeitung, Freizeit und Erholung erbringt;
- die Umwelt und die Landwirtschaft entsprechend den Anforderungen der Gesellschaft erhält, pflegt und weiterentwickelt;
- den in ihr Beschäftigten soziale Sicherheit und die Chance einer Teilnahme an der allgemeinen Einkommens- und Wohlstandsentwicklung bietet und
- einen Beitrag zur Erhaltung der Lebensfähigkeit ländlicher Räume und zur Bewahrung des kulturellen Erbes leistet.

8 Quellen

1. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft: ÖPUL-Evaluierungsbericht 1998
2. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft: Grüner Bericht 1997
3. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie: Umweltpolitik in Österreich
4. EU-Kommission: Wegweiser zur nachhaltigen Landwirtschaft, 27.1.1999
5. Landwirtschaft und Leben, 1/1999
6. Poschacher, G.: Strategien zur Weiterentwicklung umweltgerechter Bewirtschaftungsformen in Österreich; Vortrag, Bregenz 1995
7. Neunteufel, M.: Nachhaltigkeit – eine Herausforderung für die ökonomische Forschung, Schriftenreihe Nr. 79/97 der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft
8. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung: verschiedene Studien
9. Wohlmeyer, H.: verschiedene Manuskripte

MR. Prof. Dipl.Ing. Dr. Gerhard Poschacher

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
Abteilung II B 5

Stubenring1
1010 Wien

Tel: 71100 - 6828

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis öS / €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	250 / 18

10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	250 / 18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	180 / 10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	300 / 22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen

-
- | | | |
|----|---|------------|
| 24 | Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)
Begert A. | vergriffen |
| 25 | Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978)
Kroiss H. | vergriffen |
| 26 | Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)
Gutknecht D. | vergriffen |
| 27 | Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)
13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978 | vergriffen |
| 28 | Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)
14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979 | vergriffen |
| 29 | Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)
Frischherz H. | vergriffen |
| 30 | Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)
o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag | vergriffen |
| 31 | Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)
Schügerl W. | vergriffen |
| 32 | Grundwasserwirtschaft (1980)
3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980 | 350 / 25 |
| 33 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980) | vergriffen |
| 34 | Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)
15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980 | vergriffen |
| 35 | Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)
Usrael G. | vergriffen |
| 36 | Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)
Flögl W. | vergriffen |
| 37 | Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)
Ruider E. | vergriffen |

38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	400 / 29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	300 / 22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	350 / 25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	350 / 25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	400 / 29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen

52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	360 / 26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	320 / 23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	220 / 16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	400 / 29

67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflueßentstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	300 / 22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	300 / 22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	350 / 25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen

82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	250 / 18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	400 / 29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	250 / 18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	350 / 25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	250 / 18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	250 / 18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	250 / 18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	250 / 18

95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	300 / 22
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	400 / 29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	350 / 25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	500 / 36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	300 / 22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	250 / 18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	500 / 36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	300 / 22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	300 / 22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	400 / 29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	400 / 29

-
- | | | |
|------------|--|------------|
| 109 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)
Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur
im November 1994 | i.V. |
| 110 | Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)
ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien | 500 / 36 |
| 111 | Wasserreserven in Österreich -
Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)
28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993 | vergriffen |
| 112 | Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993) | 250 / 18 |
| 113 | Wasserkraft ()
O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung | vergriffen |
| 114 | Klärwärter-Grundkurs (1994)
2. Auflage 1994 | vergriffen |
| 115 | Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim
Sulfatverfahren (1994)
Urban W.
ISBN 3-85234-001-2 | 300 / 22 |
| 116 | Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen
für den Gewässerschutz (1994)
ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien
ISBN 3-85234-002-0 | 350 / 25 |
| 117 | Abwasserreinigungskonzepte -
Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)
ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien
ISBN 3-85234-003-9 | 350 / 25 |
| 118 | 3 Jahre WRG-Novelle (1994)
29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994
ISBN 3-85234-004-7 | 270 / 19 |
| 119 | Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)
anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg | vergriffen |
| 120 | Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)
Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994
ISBN 3-85234-010-1 | 450 / 32 |

-
- | | | |
|------------|---|------------|
| 121 | Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)
ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien
ISBN 3-85234-011-X | 400 / 29 |
| 122 | Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)
Kupfersberger H. | 250 / 18 |
| 123 | Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)
Holzmann, H. | 300 / 22 |
| 124 | Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)
ÖWAV-Seminar, BOKU Wien
ISBN 3-85234-014-4 | 300 / 22 |
| 125 | Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)
ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien
ISBN 3-85234-015-2 | 450 / 32 |
| 126 | Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)
30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995
ISBN 3-85234-016-0 | 400 / 29 |
| 127 | Alte und neue Summenparameter (1995)
ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien
ISBN 3-85234-017-9 | 400 / 29 |
| 128 | Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)
4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter
ISBN 3-85234-019-5 | 0 / 0 |
| 129 | Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)
ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien
ISBN 3-85234-020-9 | vergriffen |
| 130 | Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)
31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996
ISBN 3-85234-021-7 | 500 / 36 |

-
- | | | |
|-----|---|------------|
| 131 | Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)
ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien
ISBN 3-85234-022-5 | 400 / 29 |
| 132 | Scale and Scaling in Hydrology (1996)
Blöschl G.
ISBN 3-85234-023-3 | vergriffen |
| 133 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)
Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes
ISBN 3-85234-024-0 | 160 |
| 134 | Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)
Frey W.
ISBN 3-85234-025-X | 300 / 22 |
| 135 | Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)
Nowak O.
ISBN 3-85234-026-8 | 500 / 36 |
| 136 | 1. Wassertechnisches Seminar (1996)
Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung
ISBN 3-85234-027-6 | i.V. |
| 137 | Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)
ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien
ISBN 3-85234-028-4 | 450 / 32 |
| 138 | Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)
Schweighofer P.
ISBN 3-85234-029-2 | 350 / 25 |
| 139 | Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)
Prendl L.
ISBN 3-85234-030-6 | 300 / 22 |
| 140 | Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)
Franz A.
ISBN 3-85234-031-4 | 350 / 25 |

-
- | | | |
|------------|--|----------|
| 141 | Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)
ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien
ISBN 3-85234-032-2 | 500 / 36 |
| 142 | Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)
Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen
ISBN 3-85234-033-0 | 250 / 18 |
| 143 | Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)
Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten
Kosz M.
ISBN 3-85234-034-9 | 300 / 22 |
| 144 | Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt
und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)
Habersack H.
ISBN 3-85234-035-7 | 400 / 29 |
| 145 | Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)
ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien
ISBN 3-85234-036-5 | 500 / 36 |
| 146 | 2. Wassertechnisches Seminar (1998)
Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung
ISBN 3-85234-037-3 | i.V. |
| 147 | Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)
32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998
ISBN 3-85234-038-1 | 500 / 36 |
| 148 | Grundwasserdynamik (1998)
ISBN 3-85234-039-C | i.V. |
| 149 | Die Tradition in der Kulturtechnik (1998)
Kastanek F.
Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998)
Loiskandl W.
ISBN 3-85234-040-4 | 300 / 22 |
| 150 | Auswirkungen von Niederschlagsereignissen
und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998)
Steinkellner M.
ISBN 3-85234-041-1 | 500 / 36 |

-
- | | | |
|-----|--|----------|
| 151 | Experiences with soil erosion models (1998)
ISBN 3-85234-042-X | i.V. |
| 152 | Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung
in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)
Dornhofer K.
ISBN 3-85234-043-8 | 350 / 25 |
| 153 | Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)
ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien
ISBN 3-58234-044-6 | 300 / 22 |
| 154 | Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998)
ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien
ISBN 3-8523-045-4 | 400 / 29 |
| 155 | Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999)
ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien
ISBN 3-85234-046-2 | 450 / 32 |
| 156 | Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen
Abwasserbelastung (1999)
UV-Seminar 1998, Duisburg
ISBN 3-85234-047-0 | i.V. |
| 157 | Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und
Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)
Zessner M.
ISBN 3-85234-048-9 | 350 / 25 |

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 146, 148

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 146, 154

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 150

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151

WIM on CD-ROM

Ab sofort erscheinen die Wiener Mitteilungen auch auf CD-ROM! Über den mitgelieferten Adobe Acrobat Reader können die Bände nach Stichworten durchsucht werden oder über das Inhaltsverzeichnis direkt zu den Beiträgen gesprungen werden. Innerhalb der einzelnen Beiträge kann über Querverweise, die mit dem Inhaltsverzeichnis verknüpft sind, schnell und bequem zum Inhalt gewechselt werden. Weiters steht für alle Seiten eine Seitenvorschau zur Verfügung. Die Beiträge können selbstverständlich auch ausgedruckt werden!

Acrobat Reader setzt die Benutzeroberfläche MS-Windows (3.x; 95; 98; NT) voraus.

Folgende Bände sind bereits auf CD erhältlich:

Nähere Informationen (Autor, ...) zu den Bänden entnehmen Sie bitte der oben ausgeführten Liste.

Band Nr		Preis öS / €
138	Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)	400 / 29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)	400 / 29
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)	400 / 29
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)	400 / 29
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)	400 / 29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999)	400 / 29
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999)	400 / 29
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)	400 / 29

Alle Bestellungen sind zu richten an:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien
Bestellung Wiener Mitteilungen

Karlsplatz 13/2261
1040 Wien

Fax Bestellungen an:

+43 / 1 / 58801 - 22699

E-Mail Bestellungen an:

iwag@iwag.tuwien.ac.at

Blaue Reihe

In der „Blauen Reihe“ erscheinen Projektberichte des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft, die von allgemeinem Interesse sind und aufwendig in 4-Farbendruck und A4 Größe produziert werden.

Folgende Bände sind erhältlich:

Band Nr	Preis öS / €
001 Abwasserentsorgung Lainsitztal Begutachtung in technischer, wirtschaftlicher und ökologischer Hinsicht 1996, 321 Seiten + umfangreicher Datenteil, 60 Abbildungen, Plan	vergriffen
002 Adaptierung von Oberösterreichischen Tauchkörperanlagen in Hinblick auf die Anforderungen der 1.AEV für kommunales Abwasser 1998, 182 Seiten + umfangreicher Datenteil, 70 Abbildungen	600 / 43,60
003 Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten Erhebung für Österreich 1998, 166 Seiten + umfangreicher Datenteil, 55 Abbildungen	600 / 43,60

Alle Bestellungen sind zu richten an:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien
Bestellung Wiener Mitteilungen

Karlsplatz 13/2261
1040 Wien

Fax Bestellungen an:

+43 / 1 / 58801 - 22699

E-Mail Bestellungen an:

iwag@iwag.tuwien.ac.at