

A 19993-R

Universität für Bodenkultur  
Institut für Wirtschaft, Politik und Recht

Diplomarbeit  
Thema

# Nitrat im Grundwasser

## Diskussion umweltökonomischer Instrumente

Franz Rauchenberger



**Regional-  
archiv**



Nr.:

1552

AP. S. P. a -		HU
---------------	--	----

Matrikelnummer: 8426249

Studienrichtung: Landwirtschaft, Studienzweig: Agrarökonomie

Begutachter: Univ. Prof. Dr. Markus Hofreither

Einreichdatum: Jänner 1993

Geol.B.-A. Wien



0 000002 128375

EG 152

fr. H. Welinger

# Inhaltsverzeichnis

<b>1.</b>	<b>Umweltökonomie eine theoretische Betrachtung.....</b>	<b>7</b>
	1.1 Die Theorie der externen Effekte.....	9
	1.2 Das ökonomisch optimale Verschmutzungsverhalten ...	12
	1.3 Die Internalisierung externer Effekte.....	13
	1.3.1 Die Pigousteuer.....	13
	Die Preiselastizität der Nachfrage.....	14
	1.3.2 Der Preis - Standard Ansatz.....	17
	1.3.3 Die Definition von Eigentumsrechten.....	18
	Die Theorie der Eigentumsrechte.....	21
	Das Coase - Theorem.....	22
	1.3.4 Umweltlizenzen.....	24
	1.3.5 Subventionen - eine kritische Betrachtung.....	28
	Zusammenfassung.....	31

<b>2.</b>	<b>Der Stickstoffkreislauf.....</b>	<b>33</b>
	2.1 Der Stickstoffkreislauf.....	34
	2.2 Nitratauswaschung.....	36
	Der Pflanzenbewuchs.....	38
	Düngung.....	39
	2.3 Nitrat und die menschliche Gesundheit.....	41
	2.4 Gasförmige Stickstoffverluste.....	42

<b>3.</b>	<b>Nitrat im Grundwasser Situation in Österreich.....</b>	<b>43</b>
	3.1 Die rechtlichen Bestimmungen.....	44
	3.1.1 Das Wasserrechtsgesetz.....	44
	3.1.2 Das Lebensmittelgesetz.....	46
	3.2 Nitratbelastung des Grundwassers.....	47
	3.3 Nitratkarten.....	49a-d
	3.4 Die Quellen des Nitratreintrages.....	52

3.5 Analyse empirischer Daten.....	58
3.5.1 Die Regressionsanalyse.....	59
3.5.2 Die Daten.....	60
3.5.3 Regressionsanalyse mit zwei Variablen.....	66
3.5.4 Regressionsanalyse mit drei Variablen.....	68
Multiple Regressionsanalyse ohne Tulln und Gänserndorf.....	70
Schlussbemerkungen.....	71

## 4. Ökonomische Instrumente zur Reduktion der Düngungsintensität... 73

Einleitung.....	75
4.1 Bodenschutzabgabe.....	76
Bewertung der Abgabe.....	80
Wirtschaftsdünger.....	81
4.2 Die Senkung von Produktpreisen.....	83
4.3 Stickstofflizenzen.....	85
Die Zuteilung der Rechte.....	86
Der Umfang der Nutzungsrechte.....	89
Die Bindung der Lizenzen.....	91
Die Laufzeit der Lizenzen.....	92
Räumliche Differenzierung der Märkte für Lizenzen.....	93
4.3.1 Die Berechnung der Lizenzmenge auf Betriebsebene.....	94
4.3.2 Der Handel mit Lizenzen.....	96
4.3.3 Das Luftreinhaltegesetz in den USA.....	98
Schlussbemerkungen.....	100

Schlusswort.....	103
Literaturverzeichnis.....	109

# Einleitung

Rund 50% der österreichischen Bevölkerung beziehen ihr Trinkwasser aus dem Grundwasservorkommen.

Grundwasser, das in Österreich und anderen europäischen Ländern zunehmend mit Nitrat belastet ist und wegen seiner potentiellen Gefahr für die menschliche Gesundheit in Diskussion steht.

Vor diesem Hintergrund wird Österreich die bestehenden **Nitratgrenzwerte bis zum Jahr 1999 stufenweise herabsetzen**. Viele Regionen Österreichs werden die zukünftigen Grenzwerte nicht erfüllen können, wenn nicht einschneidende Maßnahmen durch die Politik getroffen werden.

Die Nitratbelastung kann eine Vielzahl von Ursachen haben. Häufig treten Überlagerungen verschiedener Wirkungsfaktoren auf.

Wenn auch der Zusammenhang zwischen der Zunahme der Nitratkonzentration in Grund- und Oberflächengewässern und landwirtschaftlichen Produktionsformen wissenschaftlich noch nicht bis ins Detail abgesichert ist, zeigen doch die bestehenden Indizien recht eindeutig in Richtung der **Intensivierung der agrarischen Produktionsvorgänge** als einen der Hauptverursacher.

Die Entwicklung zeigt, daß die Belastung des Grundwassers durch Nitrat nicht von einigen "schwarzen Schafen" verursacht wird, sondern auch ein Ergebnis von Entwicklungen in der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten darstellt.

*Haimböck* errechnet einen jährlich verbleibenden Stickstoffrest nach Abzug des Pflanzenentzuges zwischen 57 kg bei Körnermais und 14 kg bei Frühkartoffeln je Hektar. So hoch sind die Mengen, die auswaschungsgefährdet sind, trotz Einhaltung der einschlägigen Düngeempfehlungen. (Haimböck, 1988, Seite 131)

Eine neuere Untersuchung (Bittermann, 1991, Seite 382ff.) weist für Österreich einen jährlichen **Stickstoffeintrag von 80 000 t** allein durch die Landwirtschaft aus.

Mitverursacht wird diese Situation durch die praktizierte Agrarpolitik der Produktpreisstützung, die nicht nur Überschußmengen zur Folge hat, sondern auch einen Anreiz setzt, die Düngerintensität zu erhöhen.

Daß die Landwirtschaft die Stickstoffproblematik lange Zeit nur wenig beachtete, dürfte darin begründet liegen, daß die Ackerböden als solche durch die steigenden Stickstoffdüngermengen nicht geschädigt werden. Stickstoffeintrag schädigt aber **Grundwässer, Oberflächengewässer, naturnahe Biotope** und auch die auf stark gedüngten Böden bestehenden **Pflanzenbestände**. (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985, Seite 213f)

Angesichts der daraus resultierenden Umweltgefahren steht die Landwirtschaftspolitik vor neuen Herausforderungen.

In meiner Arbeit versuche ich Möglichkeiten und Grenzen von umweltpolitischen Instrumenten aufzuzeigen und ihre Lenkungskraft zu prüfen.

Die Gliederung meiner Arbeit sei kurz erklärt.

Im **1. Kapitel** beschäftige ich mich mit den Instrumenten, die Ökonomen zur Lösung von Umweltproblemen anbieten. Die Theorie der externen Effekte bzw. der Eigentumsrechte bilden die Grundlage für die Diskussion von

marktwirtschaftlichen Instrumenten.

Das **2. Kapitel** ist ein Versuch die komplexen Zusammenhänge zwischen Landwirtschaft und Nitrataustrag darzustellen. Klimatische und geologische Verhältnisse, sowie vielschichtige Einflüsse der Landwirtschaft haben entscheidende Auswirkungen auf die Höhe des Nitrataustrages.

Im **3. Kapitel** erfolgt eine Darstellung der Nitratsituation in Ostösterreich aufgrund empirischer Daten. Im ersten Teil erfolgt eine Auflistung von rechtlichen Bestimmungen, eine bundesweite Untersuchung von potentiellen Einflußfaktoren und eine **Darstellung der Nitratsituation für Ostösterreich**.

Im zweiten Teil dieses Kapitels versuche ich mit Hilfe von **Regressionsanalysen** den Zusammenhang zwischen der Intensität der **Stickstoffdüngung und der Nitratkonzentration**, wiederum für Ostösterreich, zu quantifizieren.

Im **4. Kapitel** schließlich folgt eine Diskussion **ökonomischer Instrumente zur Senkung der Düngerintensität**. Die bereits bestehende Bodenschutzabgabe wird einer **Emissionslizenzlösung** gegenübergestellt. Beide Instrumente versuche ich auf ihre ökologische Wirksamkeit und ihre ökonomische Effizienz zu prüfen.

Diese Arbeit möge ein Beitrag zur Diskussion um neue Ansätze in einer ökologisch orientierten Agrarpolitik sein.

# Umweltökonomie

---

---

eine

theoretische

Betrachtung

# 1.1 Die Theorie der externen Effekte

Schon 1920 wies **Pigou** in seinem Werk "The Economics of Welfare" auf die Umweltproblematik als Folge der Diskrepanz zwischen einzelwirtschaftlichen und gesamtwirtschaftlichen Kosten hin.

Die Ursache dafür liegt im Vorhandensein von externen Effekten im Wirtschaftsprozeß.

Von externen Effekten spricht man, wenn eine Aktion eines Wirtschaftssubjektes einen Einfluß auf die Produktions- bzw. Nutzenfunktion eines anderen Subjektes hat und kein Kompensationsmechanismus existiert. (Cornes & Sandler, 1986, Seite 4)

Als Beispiel für einen positiven externen Effekt kann ein Fremdenverkehrsbetrieb gesehen werden, der von der intakten, durch die Landwirtschaft gepflegten Kulturlandschaft profitiert, ohne dafür die Landwirte für die erbrachte Leistung zu bezahlen .

Wenn aber im Gegensatz dazu ein Fremdenverkehrsbetrieb

---

**Pigou** Arthur Cecil, Brit. Nationalökonom, 18. 11. 1877- 7.3. 1959, führender Vertreter der Cambridge Schule. Er lieferte grundlegende Beiträge zur Wohlfahrtsökonomie, z. B. die Unterscheidung in private und soziale Kosten und den Ausgleich der externen Effekte, im Werk 'Wealth and Welfare ' (1912), Neuausgabe 1920 unter dem Titel 'The Economics of Welfare'

## Umweltökonomie - eine theoretische Betrachtung

Wenn der Markt  
versagt, braucht  
es eine Lösung  
von Außen

Verluste erleidet, weil durch einen Tierhaltungsbetrieb eine Geruchsbelästigung für seine Gäste entsteht, spricht man von einem negativen externen Effekt.

Negative und positive externe Effekte können sowohl im Konsum als auch in der Produktion entstehen.

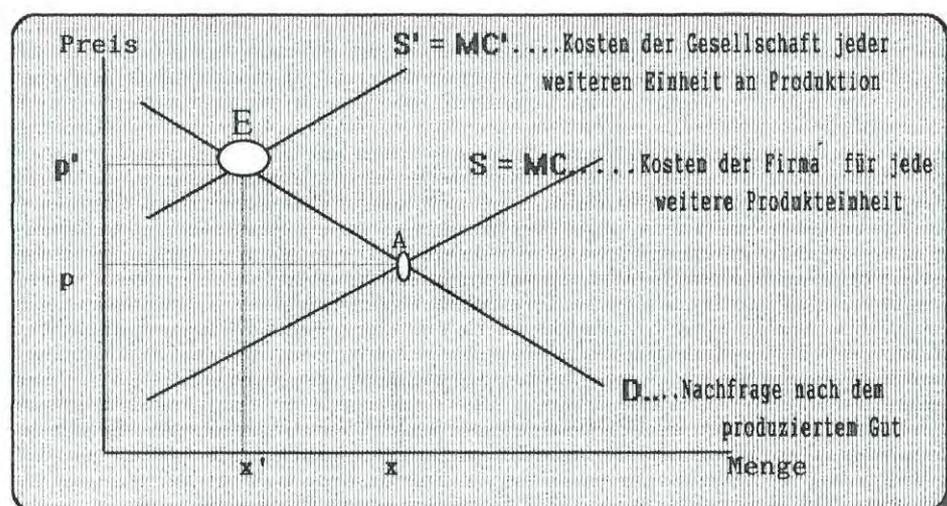
Sie verursachen bei Dritten Kosten oder Erträge, die über den Marktpreis nicht abgegolten werden.

Da die externen Effekte für den Verursacher nicht kostenwirksam und so auch nicht marktwirksam werden, kommt es zum Marktversagen.

**Produkte mit negativen externen Effekten  
werden in der Menge zu viel  
und Produkte mit positiven externen Effekten  
werden zu wenig angeboten.**

In der Folge möchte ich mich ausschließlich mit den negativen externen Effekten beschäftigen.

Das Marktversagen kann anhand folgender Graphik gezeigt werden.



$S(\text{upply}) = MC$ ....Grenzkosten der Produktion  
 $S' = MC'$ ..... Grenzkosten der Gesellschaft  
 $D(\text{emand})$  .....Nachfrage

Ohne Berücksichtigung der externen Kosten kommt es zu einem Marktgleichgewicht im Punkt A .

Zum Preis P wird eine Menge x eines beliebigen Produktes X angeboten beziehungsweise nachgefragt. Angebot und Nachfrage sind im Punkt A gleich groß, der Markt wird vollständig geräumt.

**Marktgleichgewicht A ist zwar für die Anbieter,  
nicht jedoch sozial effizient.**

Bei der Produktion von Produkt X entstehen negative externe Effekte. Die entstehenden Kosten müssen durch Dritte getragen werden. Berücksichtigt man auch diese externen Kosten in der Produktion, liegt das

Marktgleichgewicht im Punkt E.

Zu einem höheren Preis ..... $P'$  wird eine geringere Menge  $x'$  angeboten beziehungsweise nachgefragt.

Einige Anmerkungen zum Marktversagen im Punkt A

- Der Produzent verhält sich individuell richtig und produziert im betrieblichen Optimum.
- Gleichzeitig wird jedoch zuviel von einem Produkt mit negativen externen Effekten produziert, weil nicht alle entstehenden Kosten berücksichtigt werden.
- Diese Überproduktion ist aus Sicht der Gesellschaft ineffizient.
- Um auf das gesamtgesellschaftliche effiziente Niveau zu kommen, müssen Maßnahmen ergriffen werden, die die Produzenten veranlassen, diejenige Menge zu produzieren, bei der der private Grenznutzen dem sozialen Grenznutzen entspricht.

Die Gesellschaft  
leidet an  
Emissionsschäden

Internalisierung  
negativer externer  
Effekte führt zu  
Effizienz im Sinne  
von maximaler  
gesamtwirtschaftlicher  
Wohlfahrt.

(Böchliger, Staechelin-Witt, 1992,  
Seite 52)

## 1.2 Das ökonomisch optimale Verschmutzungsverhalten

Wie stark soll Umweltverschmutzung reduziert werden?

Null Umweltverschmutzung bedeutet Null-Produktion und Null- Bevölkerung. Umweltpolitik ist die Suche nach dem besten Kompromiß.

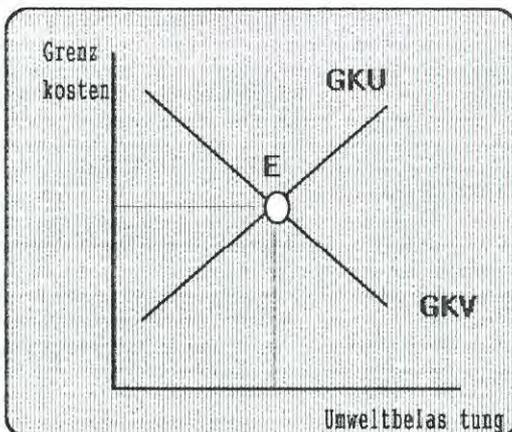
Sie soll Instrumente entwickeln, um jene Quellen der Umweltverschmutzung zu reduzieren, die am billigsten und am einfachsten zu bewerkstelligen sind.

In der Graphik auf Seite 10 ist die optimale Produktionsmenge ersichtlich. Jede Produktionsmenge  $x_i$  verursacht einen entsprechenden Schadstoffausstoß. Diese Umweltbelastung erzeugt soziale Kosten. Die Grenzkosten werden durch die Kurve **GKU (Grenzkosten der Umweltbelastung)** dargestellt.

Aber auch die Maßnahmen zur Vermeidung der Umweltbelastung verursachen Kosten.

Die **Grenzkosten der Vermeidung** werden durch die Kurve **GKV** dargestellt.

Diese Kurve muß von rechts nach links gelesen werden. Die Kosten steigen mit zunehmender Vermeidung beziehungsweise mit abnehmender Umweltbelastung. Das heißt, daß sich jede zusätzliche Einheit an Schadstoffvermeidung verteuert.



### Mit Ökonomie zur Ökologie

Das optimale Niveau der Umweltbelastung liegt im Punkt E, dem Schnittpunkt der beiden Grenzkostenkurven GKU und GKV. Wobei die Grenzkostenkurve der Vermeidung (GKV) gleich der **Grenzerlöskurve der Belastungs-Vermeidung** ist.

Um aber diese beiden Kurven zu berechnen, beziehungsweise schätzen zu können, ist die Ökonomie auf die Erkenntnisse der Naturwissenschaften angewiesen.

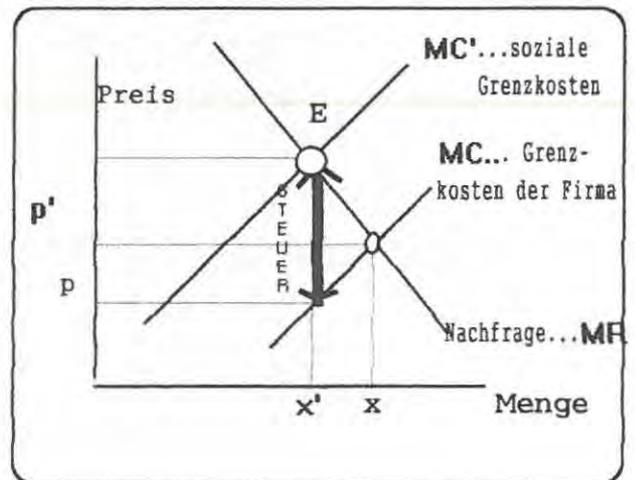
## 1.3 Internalisierung externer Effekte

### 1.3.1 Pigou-Steuer

Bei der Produktion von bestimmten Gütern treten externe Effekte auf, die Schäden verursachen. Diese Schäden finden beim Unternehmer in der Berechnung des optimalen Outputniveaus und des Produktpreises keinen Eingang. Die gesamten Kosten dieser Schäden sollen aber dem Verursacher angelastet werden. Die Überlegungen von Pigou werden durch folgende Graphik dargestellt.

#### Mit der Pigou Steuer zum optimalen Outputniveau

Das optimale Outputniveau  $x$  liegt ohne Berücksichtigung der externen Kosten dort, wo die Grenzerlöskurve  $MR(x)$  und die private Grenzkostenkurve der Produktion  $MC(x)$  sich schneiden. Neben der privaten Grenzkostenkurve der Produktion gibt es eine zweite, wesentlich höhere Grenzkostenkurve  $MC'(x)$ , die die Kosten der Produktion und die externen Kosten beinhaltet. Nach Pigou muß die soziale Grenzkostenkurve für die Entscheidung über das Outputniveau herangezogen werden.



$$MC'(x) = MR(x) \quad x'$$

$$MC(x) = MR(x) \quad x$$

mit der Steuer

$$x' < x$$

$$p' > p$$

Der Preis der Produkte steigt, im Gegensatz dazu sinkt das Outputniveau. Damit sinkt auch das Niveau der Verschmutzung.  $x'$  wird auch als optimales Verschmutzungsniveau bezeichnet.

### Der optimale Stickstoffeinsatz

Will man zum Beispiel das optimale Stickstoffdüngerniveau bzw. die höchstzulässige Nitratauswaschung berechnen, so benötigt man sämtliche Informationen über die verursachten Schäden bedingt durch den Düngereinsatz. Diese Schäden müssen dann monetär bewertet und zu den privaten Produktionskosten addiert werden.

Sind die sozialen Schäden der Nitratdünger  $MC'$  bekannt, so kann die Höhe einer Steuer berechnet werden, die die Outputmenge reduziert und damit den Verschmutzungsgrad verringert.

Die Höhe der nach Pigou benannten Steuer entspricht genau der Differenz zwischen externen und privaten Kosten und führt zu einem Outputniveau von  $x'$  zum Preis vom  $p'$ .

## Die Preiselastizität der Nachfrage

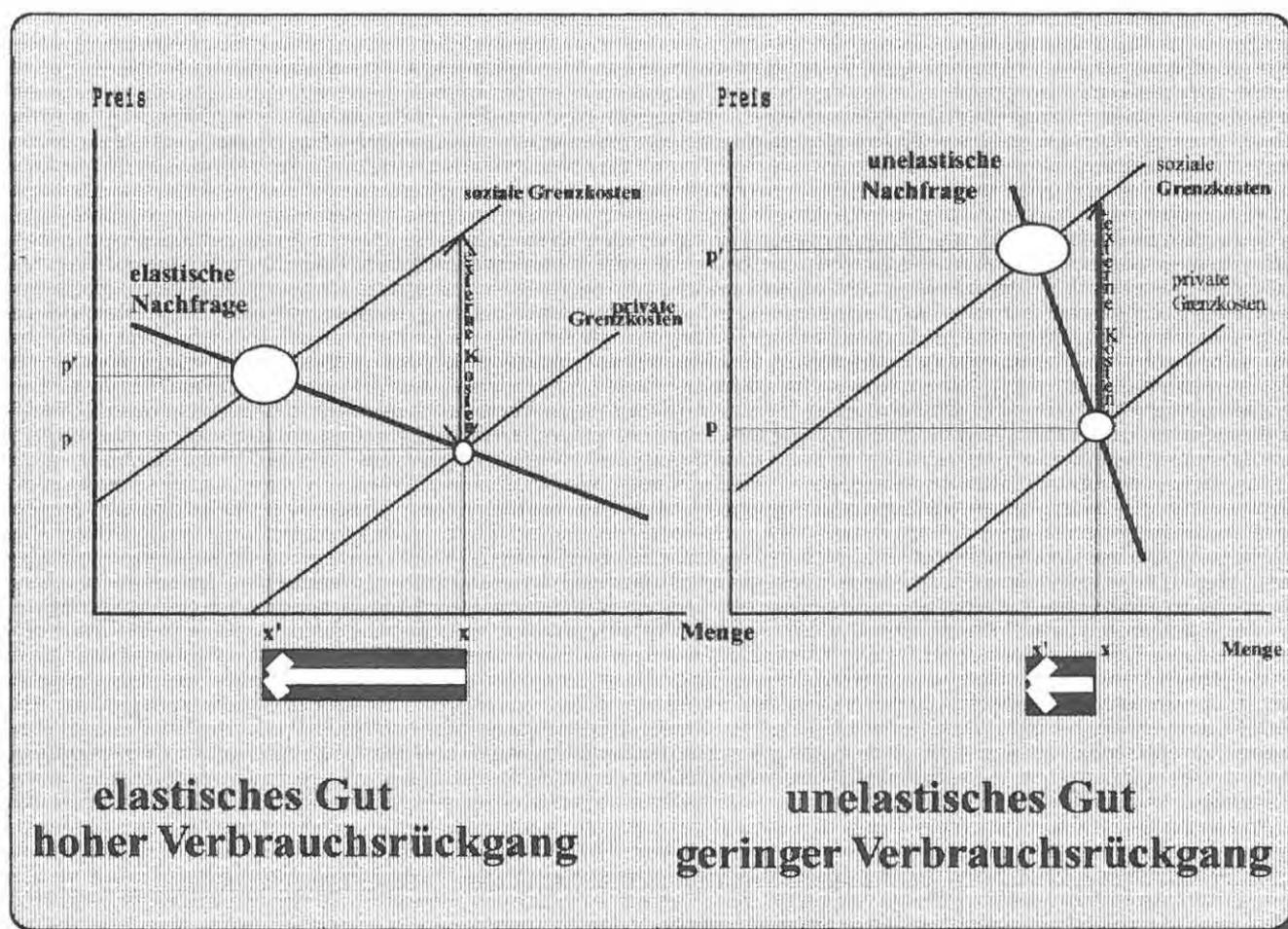
Wie groß der Rückgang des Verschmutzungsniveaus ist, hängt von der Steigung der Grenzerlöskurve der Vermeidung ab, wobei die Grenzerlöskurve der Nachfragefunktion des Produktes (z.B.: Dünger) entspricht.

Ist diese steil, ist der Nachfragerückgang bei einer Preiserhöhung des Produktes sehr gering. Die Nachfrage ist unelastisch.

Ist nun die Grenzerlöskurve flach, so kommt es bei einer Preiserhöhung zu einem starken Rückgang der Nachfrage. Man spricht von elastischer Nachfrage.

Um die Auswirkungen der Pigou-Steuer berechnen zu können, muß man also die Elastizität der Nachfrage kennen.

Um die Höhe der Steuer festlegen zu können, muß die Höhe des Netto - Grenzscha-den bekannt sein.



Externe Kosten in derselben Höhe verursachen bei unelastischen Gütern einen relativ geringeren Verbrauchsrückgang als bei elastischen Gütern.

Soll nun ein gesamtes Reduktionsziel, wie etwa das Toronto CO2 Ziel, erreicht werden, so muß ein effizientes Maßnahmenpaket die Preiselastizität der Güter, die CO2 verursachen, berücksichtigen.

Jene Bereiche, die auf den Preis relativ elastischer reagieren, müssen stärker reduziert werden. Steigt der Preis eines relativ elastischen Gutes, so senkt der Konsument die Nachfrage von sich aus relativ stark. Das emissionsvermeidende Potential solcher Güter ist größer und muß genutzt werden.

Das unelastische Gut erreicht eine angestrebte Emissionsreduktion nur über eine relativ höhere Steuer als das elastische Gut. Daher ist seine Nachfragereduktion relativ kostenintensiv.

Um die Auswirkungen der Pigou-Steuer berechnen zu können, muß man also die Elastizität der Nachfrage kennen. Um die Höhe der Steuer festlegen zu können, müssen die Kosten der Umweltbelastung bekannt sein.

Elastizitäten können auf Grund empirischer Daten geschätzt werden.

Schwieriger wird jedoch die Ermittlung der Höhe der externen Kosten.

Ein scheinbar unmögliches Vorhaben in vielerlei Hinsicht: Meist ist die Zahl der Verursacher und der Betroffenen groß. Vielschichtige Zusammenhänge und komplizierte Wechselwirkungen erschweren jede Untersuchung.

Dazu kommt die Aufgabe

der Quantifizierung z. B.

- \* von Gesundheitsschäden
- \* von ästhetischen Schäden, den sogenannten intangiblen Kosten

das Problem der Unsicherheit über zukünftige Schäden und

die Bewertung dieser Schäden in Geldeinheiten.

Ökonomen versuchen das Problem zu lösen, indem sie zuerst nach Preisen suchen, die den erlittenen Umweltschaden abbilden. Z.B. ein niedrigerer Grundstückspreis aufgrund der Lärmbelästigung in der Nähe eines Flughafens. Solche Preise heißen in der Theorie der Schadensbewertung "**hedonische**" Preise. Natürlich zählt die Summe aller individuellen Nutzentgänge. Das Aufsuchen solcher hedonischer Märkte entspricht dem Ansatz der "**willingness to accept**" Methode, dem Äquivalent zur "**willingness to pay**" bei Nutzenbewertungen. Die willingness to accept Methode arbeitet mit dem Kompensationsansatz und fragt: Mit welcher Menge von Geldeinheiten ist eine Einzelperson trotz der vorhandenen Umweltbelastung zufriedenzustellen, in dem Sinne, daß die

subjektiv wahrgenommene Lebensqualität gleich groß ist wie ohne Umweltschaden. Beim Beispiel externe Kosten des Fluglärms drückt sich der Schaden in den durch die Lärmbelästigung gesunkenen Baugrund- und Wohnungspreisen aus, weil die Ansiedler für den Lärm in Form von niedrigeren Preisen kompensiert werden. (Pearce, Markandya 1989)

## 1.3.2 Der Preis-Standard-Ansatz

Eine praktischere Möglichkeit der Anwendung der ökonomischen Theorie bietet der Standard-Preis-Ansatz. Diese Methode, von Baumol und Oates diskutiert, entgeht dem Problem der Schadensbewertung schon von seiner Konzeption her, indem sie auf eine behördliche Festsetzung von Umweltstandards zurückgreift. Diese Standards sollen eine "angestrebte Lebensqualität" erreichen lassen.

Nachdem solche Standards bestimmt wurden, wird die Höhe der Umweltsteuer so festgesetzt, daß dieser Wert erreicht wird. Mit Hilfe von "trial and error" kommt es durch Anpassung der Steuerhöhe zur Erreichung des angestrebten Niveaus. Informationen über die Schadenshöhe werden nicht benötigt.

Ziel ist nicht die Optimierung des Schadstoffstoffausstoßes, sondern die kostengünstigste Erreichung eines behördlich vorgegebenen Umweltniveaus.

Die Optimierungsaufgabe lautet: Minimiere die Kosten unter der Nebenbedingung, daß ein vorgegebenes Emissionsniveau erreicht wird. (Niedermeyer 1989 S112)

### 1.3.3

## Definition von Eigentumsrechten

(Hardin, 1968)

### "The Tragedy of the Common"

Beispiel: Eine Dorfwiese wird als Weide für Kühe genutzt.  
Fall A: Die Dorfwiese ist im Privateigentum eines Bauern und wird nur von diesem als Weide genutzt.  
Sein Milchertrag ist abhängig von den Milchleistungen der einzelnen Kühe und von der Anzahl der Kühe, die weiden.

Angenommen der Bauer maximiert den gesamten Milchertrag.

$$\max p \times f(c) - a \times c$$

c.....Anzahl der Kühe

a.....Preis einer Kuh beim Kauf

f(c)..... Milchleistung der Kuh, abhängig von  
der Anzahl der Kühe auf der Weide

p..... Preis der Milch: hier als 1 angenommen

$$MP(c^*) = a$$

**Grenzerlös = Grenzkosten**

MP....Grenzerlös

c\*.....optimale Anzahl von Kühen

Der Bauer wird solange zusätzliche Kühe auf die Weide treiben, solange der Ertrag einer weiteren Kuh größer ist als der Einstandspreis, den er beim Ankauf dieser Kuh zu bestreiten hat.

Der Bauer wird also genau soviele Kühe auf der Weide halten, daß sein Grenzerlös seinen Grenzkosten entspricht.  
Er maximiert damit seinen Gesamtgewinn.

Was passiert aber, wenn die Dorfwiese in

ungeregeltem Gemeineigentum

ist?

$n$  .....Anzahl der Bauern, die ihre Kühe  
auf der Dorfwiese weiden.

Die Milchleistung ist wiederum abhängig von der Futtermenge,  
daher auch von der Anzahl der Kühe auf der Weide.

$f(c)$  .....Milchleistung der Kuh abhängig von der Anzahl  
der Kühe..... $c$

$AP$  .....durchschnittlicher Milcherlös pro Kuh

$f(c+1)$  .....Milchleistung einer weiteren Kuh,  
wenn  $c+1$  Kühe weiden

$AP(c+1)$  .....durchschnittlicher Erlös pro Kuh,  
wenn  $c+1$  Kühe weiden.

Der einzelne Bauer vergleicht den durchschnittlichen Erlös pro  
Kuh mit den Kosten..... $a$

Wenn  $AP(c+1) > a$  ....kommt eine weitere Kuh auf die Weide

Er entscheidet nach folgender Bedingung:

$AP(c') = a$   
 $c'$  ....optimale Kuhmenge

Keine Kuh wird mehr zusätzlich auf die Weide gebracht, wenn  
der zusätzliche Gewinn kleiner Null ist.

Hier liegt das Problem:

Jeder Bauer vergleicht den durchschnittlichen Ertrag pro Kuh mit den Kosten der Kuh, ignoriert aber, daß die Milchträge der anderen Bauern sinken, wenn mehr Kühe auf der Weide sind.

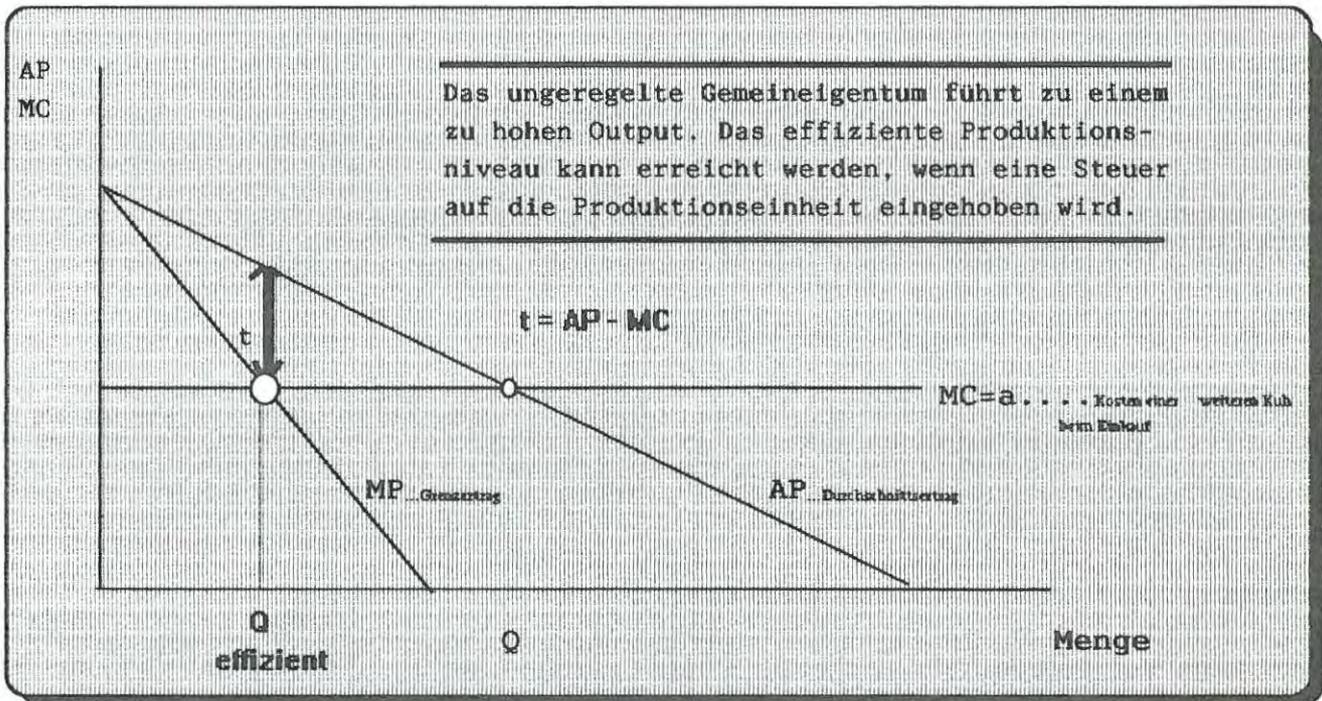
Im unregulierten Gemeineigentum mißachtet der einzelne Bauer die sozialen Kosten. Als Folge sind zu viele Kühe auf der Weide, die Situation ist gesellschaftlich nicht effizient.

Nun gibt es mehrere Möglichkeiten eine effiziente Lösung zu erreichen.

1.) Es wird eine **Pigou-Steuer** eingeführt

Die Höhe der Steuer ergibt sich aus der Gleichung

$$t = AP - MP \text{ (bei der effizienten Outputmenge)}$$



2.) Durch Zusammenschluß aller Bauern.

Sie agieren wie ein Bauer, und entscheiden nach

Grenzerlös ist gleich Grenzkosten.

3) Das Recht auf die Nutzung wird privatisiert.

Weiderechte können verkauft werden.

## 1.3.4

# Theorie der Eigentumsrechte

## Das Recht auf Nutzung

Die klassische Externalitätenanalyse geht von einer physischen Täter-Opfer-Beziehung aus. Der Täter verursacht dem Opfer Kosten.

Im Beispiel Landwirt und Brunnenbesitzer, ist das Opfer der Brunnenbesitzer.

Doch die Situation läßt sich auch umgekehrt darstellen. Man kann folgende Frage stellen.

Entsteht das Problem der sozialen Schäden nicht erst dadurch, daß sich in der Nähe des landwirtschaftlichen Betriebes ein Trinkwasserbrunnen befindet? Dieser verursacht doch durch die notwendige Wasserreinigung soziale Kosten!

Wäre dieser Brunnen nicht an diesem Standort, so gebe es dieses Problem nicht.

Externalitäten entstehen also aufgrund der Nutzungskonkurrenz beziehungsweise der Rivalität um die gleiche Ressource und sind Folge eines grundsätzlichen Knappheitsproblems.

Die entscheidende Frage ist nun das Recht der Nutzung.

Es muß geklärt werden, ob der Brunnenbesitzer  
über das **Recht auf sauberes Wasser**  
oder  
der Landwirt über das **Recht auf Düngung** verfügt.

### Coase-Theorem

Ronald Coase hat in seinem Werk "The Problem of Social Costs" (1960) gezeigt, daß das Vorhandensein von Externalitäten nicht unbedingt das Eingreifen des Staates erfordert.

Er kommt zum Schluß, daß das Vertrauen in den Markt eine bessere Lösung darstellt.

Wenn externe Effekte auftreten, sollten Eigentumsrechte (property rights) definiert und Verhandlungen zwischen Emittenten und Rezipienten angestrebt werden. Diese führen, sofern keine Transaktionskosten entstehen, zu einer Pareto-Optimalen-Lösung.

Coase kommt über die Definition von Eigentumsrechten zur Feststellung von Tätern und Opfern. Er verknüpft die Wohlfahrtstheorie mit der Theorie der Eigentumsrechte.

Wenn wir uns das Beispiel vom Landwirt und Brunnenbesitzer in Erinnerung rufen, so gibt es zwei Möglichkeiten Eigentumsrechte zu definieren.

1) Der Landwirt hat das Recht auf Verschmutzung

oder

2) der Brunnenbesitzer besitzt das Recht auf reines Wasser.

Eigentumsrechte legen fest, wer über bestimmte Güter verfügen kann. Beim Kauf eines Gutes erwerbe ich eigentlich das Verfügungsrecht über dieses Gut. Die Zuteilung von Rechten kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Grundsätzlich sind zwei Prinzipien gültig:

### \* Laizzes - faire Prinzip:

Der Verursacher besitzt das Recht auf Verschmutzung, d.h. er ist im "Besitz" von Luft und Wasser und kann diese für seine Zwecke nützen.

### \* Verursacherprinzip:

Der Geschädigte hat ein Recht auf eine intakte Natur. Dadurch ist es ihm möglich, vom Verursacher der Umweltschäden eine Schadenskompensation zu verlangen.

Das Festsetzen von Immissionsgrenzwerten stellt einen Wechsel dieser beiden Prinzipien dar. Bis zu einer festgelegten Grenze gilt das Laizzes - faire - Prinzip. Das heißt der Verursacher besitzt das Recht an der Umwelt. Wird jedoch der Grenzwert überschritten, tritt das Verursacherprinzip in Kraft, und der Verursacher läuft Gefahr, für den Schaden Kompensation zahlen zu müssen. (Blöchliger, Staehelin-Witt, 1992, Seite 62)

### Der Handel mit Eigentumsrechten

Nach der Erstzuteilung von Rechten ist ein Handel mit diesen möglich. Wenn der Besitzer der Eigentumsrechte einen geringeren Nutzen aus diesen zieht als ein Zweiter, wird es zum Handel kommen. Die Kosten der alternativen Verwendung sind also höher als der Nutzen der ersten Partei. Daher wird die zweite Partei bei der ersten Eigentumsrechte zum Preis des Grenznutzens kaufen wollen. Die erste Partei wird bereit sein, das Eigentumsrecht zu diesem Preis zu verkaufen.

Werden diese Eigentumsrechte nun gehandelt, ergibt sich ein Gleichgewicht, bei dem alle Externalitäten internalisiert und die Ressourcen gesamtwirtschaftlich optimal verteilt sind. Vorausgesetzt die Verteilung und der Handel erfolgt ohne Transaktionskosten.

Die Zuteilung erfolgt also in zwei Schritten.

Zuerst werden durch gerichtliche oder politische Entscheidungen Eigentumsrecht vergeben. Auf dieser Ebene können verteilungspolitische Aspekte berücksichtigt werden. Diese Eigentumsrechte können anschließend frei gehandelt werden und pendeln sich so auf ein gesamtwirtschaftliches Optimum ein. Für Umweltgüter wird also ein Markt geschaffen. Um einen "Warenhandel" zu ermöglichen, sind aber folgende Voraussetzungen notwendig:

- \* Die Definition von Eigentumsrechten muß möglich sein.
- \* Die Kosten für das Funktionieren des Marktes dürfen nicht zu hoch sein..
- \* Ein konkurrierender Markt muß vorhanden sein

Eigentumsrechte und Konkurrenz sind notwendig für das Funktionieren eines Marktes. Es müssen exklusive Eigentumsrechte definierbar sein. Diese Möglichkeit ist jedoch bei vielen Umweltgütern kaum gegeben

Der Grundgedanke der Schaffung von Eigentumsrechten und der Schaffung von "Scheinmärkten" ist in abgeänderter Form in verschiedene marktwirtschaftliche Instrumente der Umweltpolitik eingegangen.

### 1.3.5

## Umweltlizenzen

Im Gegensatz zu den Lenkungsabgaben wird bei den Umweltlizenzen oder -zertifikaten eine höchstzulässige Gesamtmenge an Umweltbelastung festgelegt.

Wie beim Preis-Standard-Ansatz wird auch bei der Zertifikatslösung keine Pareto-Optimalität erreicht. Beiden liegt das Ziel der Kosteneffizienz näherzukommen zu Grunde.

Die Grundidee liegt in der Schaffung von Märkten für die Umwelt. Die Ursache dafür, daß nicht spontan Märkte entstehen, liegt im Nichtvorhandensein von Eigentumsrechten. Solche Eigentumsrechte für die Umwelt sind theoretisch möglich, wegen der mangelnden Ausschließbarkeit jedoch schwer durchsetzbar. Das Ziel Eigentumsrechte an der Umwelt selbst zu schaffen, ist also nicht sinnvoll, weil Umwelt meist ein öffentliches Gut ist.

Besser ist es, bei den Emissionen anzusetzen. Das ist auch der Ansatz der Emissionszertifikate.

Der Planer legt eine Emissionshöchstmenge fest. Danach wird diese in kleine Teilmengen aufgeteilt und in Form von Zertifikaten an die Interessenten vergeben. Durch die Möglichkeit des freien Handels entsteht ein Markt für Emissionsrechte.

Unternehmen, für die die Emissionsvermeidungskosten niedriger sind als der Zertifikatspreis, werden Emissionsvermeidung betreiben und ihr Verschmutzungsrecht auf dem Markt anbieten.

Dadurch steigt das Angebot an Zertifikaten und ihr Marktpreis fällt.

Das Marktgleichgewicht ist dann erreicht, wenn sich die Vermeidungsgrenzkosten angeglichen haben und der Gleichgewichtspreis gleich den Vermeidungsgrenzkosten ist.

Die Zertifikatslösung führt immer zu einer kostenminimalen Realisierung der festgelegten Emissionsvermeidungsmenge.

Der Vorteil liegt im geringeren Informationsbedarf. Weder die Höhe der Grenzkosten noch Preiselastizitäten der Nachfrage müssen der Planungsbehörde bekannt sein.

### Erstvergabeverfahren

Grundsätzlich gibt es drei Möglichkeiten der Erstvergabe von Emissionszertifikaten.

- 1.) Kostenlose Ausgabe
- 2.) Verkauf zu einem Fixpreis
- 3.) Versteigerung

Wenn die Emissionsrechte kostenlos vergeben werden, kann sich die Höhe der Emissionsmenge an der bisher emittierten Schadstoffmenge orientieren. Dieses Verfahren wird in der Literatur auch "grandfathering" genannt.

Diese Vorgangsweise bedeutet nicht, daß die derzeitige Situation festgeschrieben wird. Die Gesamtvergabemenge an Emissionen kann einerseits als Bruchteil der derzeitigen Emissionsmenge festgelegt werden. Andererseits gibt es auch Möglichkeiten die Gesamtemissionsmenge kontinuierlich zu verringern.

Die Planungsbehörde kann Zertifikate aufkaufen und so stilllegen.

Es besteht auch die Möglichkeit der Abwertung der Zertifikate. In bestimmten Zeitabständen wird die Emissionsmenge, zu der das Zertifikat berechtigt, reduziert.

Bei Versteigerung der Rechte müssen bestehende Emissionsrechte, die zum Beispiel im Zuge eines Genehmigungsverfahrens erteilt worden sind, außer Kraft gesetzt werden.

### **Räumliche Differenzierung**

Die Zertifikatslösung funktioniert umso besser je größer die Anzahl der Marktteilnehmer ist, die Zertifikate anbieten und nachfragen.

Die ökologische Wirksamkeit jedoch wird umso geringer je größer der Markt für Zertifikate ist.

Das Streben nach ökonomischer Effizienz verringert die ökologische Wirksamkeit und umgekehrt.

Es muß ein Kompromiß zwischen den beiden Extremfällen eines räumlich völlig undifferenzierten Zertifikatsmarktes und vielen kleinräumig differenzierten Zertifikatsmärkten gefunden werden.

Es wird also nicht ein Zertifikatsmarkt, sondern abhängig von der Differenzierung eine Vielzahl von Märkten mit unterschiedlichen Zertifikatspreisen entstehen. Dabei besteht die Gefahr, daß sich bei einer zu starken Differenzierung sogenannte "dünne Märkte" bilden und durch strategisches Verhalten der Marktteilnehmer keine kosteneffiziente Allokation erreicht wird.

Der Widerspruch zwischen ökologischer und ökonomischer Zielsetzung bleibt bestehen.

Ein Lösungsansatz ist die Bildung von Subregionen und die Festsetzung von einzelnen Emissionshöchstwerten für jede Teilregion.

Je nach Wahl der Größe dieser Subregionen können ökologische oder ökonomische Zielgrößen wirksam werden.

Dynamische Marktveränderungen wie Markteintritt und -austritt, die Entwicklung neuer Technologien und ökonomisches Wachstum wirken sich auf den Zertifikatspreis, nicht jedoch auf die Gesamtemissionsmenge aus.

Die Möglichkeit der Hortung von Zertifikaten, um den Zugang zum Markt zu beschränken bzw. Konkurrenten zu verdrängen, könnte ein Problem dieses Instrumentes sein. Die Gefahr, daß diese Strategie eingesetzt wird, ist umso geringer einzuschätzen, je größer die Märkte für die Zertifikate sind.

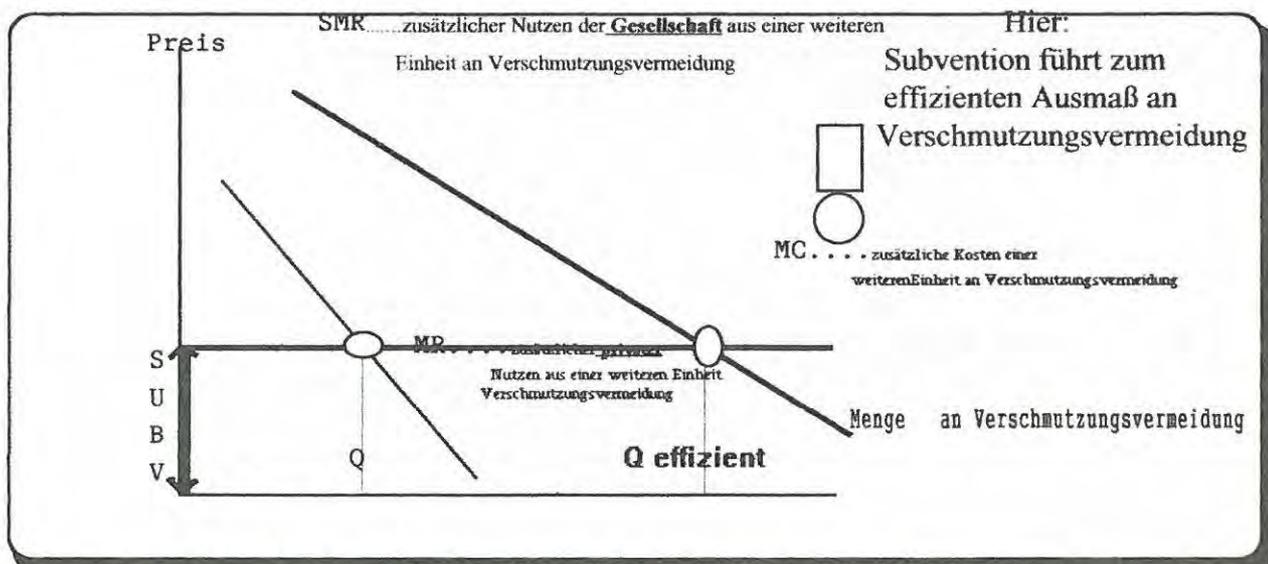
# 1.3.6 Subventionen

kritisch betrachtet

(Stiglitz 1988, S224-226)

Wird vom gesamtwirtschaftlichen Standpunkt gesehen zuwenig für Verschmutzungsvermeidung ausgegeben, so gibt es neben der Besteuerung von Verschmutzung auch den Lösungsvorschlag der staatlichen Subvention. In der Diskussion um die gesamtwirtschaftliche Effizienz von Subventionen muß zwischen zwei verschiedenen Einsatzfeldern von öffentlichem Geld unterschieden werden.

Zieht die Gesellschaft einen größeren Nutzen aus der Verschmutzungsvermeidung als eine einzelne Person, ist es sinnvoll, mit öffentlichem Geld die Maßnahmen zur Verschmutzungsvermeidung zu finanzieren. So kommt ein effizientes Niveau an Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen zustande.



öffentliche Förderung zur Emissionsvermeidung kritisch betrachtet werden.

Zum Beispiel eine Firma produziert Stahl. Dabei emittiert sie Schadstoffe. Der Einsatz von Filtern könnte jedoch die Verschmutzung der Luft verringern, aber nicht verhindern. Eine Subvention zur Verschmutzungsvermeidung senkt die sozialen Kosten der Stahlproduktion, indem sich die Umweltqualität relativ verbessert.

Aber die Subvention senkt auch die privaten Kosten der Stahlfirma. Sie kann jetzt ihr umweltschädigendes Produkt kostengünstiger anbieten und wird nun mehr Stahl auf den Markt bringen. Kurz gesagt:

Eine öffentliche Subvention zur Emissionsvermeidung führt dazu, daß ein umweltschädigendes Gut in einer größeren Menge produziert wird.

Die Subvention verbessert die Wettbewerbsfähigkeit von Firmen mit umweltverschmutzender Produktion und

setzt damit folgende Anreize:

- \* das Produkt in einem umweltverschmutzenden Prozeß herzustellen.
- \* Von diesem Produkt mehr zu produzieren.
- \* Daß weitere Firmen in eine umweltverschmutzende Branche einsteigen.

Die Subvention ist ein ineffizientes Instrument zur Emissionssenkung, weil es zu einer erhöhten Produktion und damit zu einem erhöhten Verschmutzungsniveau führt als es gesamtwirtschaftlich effizient wäre.

Instrument, weil die Steuer es schafft, die gesamten externen Kosten zu internalisieren. Bei der Subvention bleibt ein Teil der externen Kosten bestehen, weil sie einen Anreiz setzt, eine größere Menge im umweltschädigenden Prozeß zu erzeugen.

Diese Subventionskritik gilt natürlich nicht für jene Fälle, in denen es gelingt, daß die Subvention eine Umwelttechnologie finanziert, die die **gesamte** Verschmutzung aus dem Weg schafft.

Warum die Verschmutzer Subventionen zur Verschmutzungsvermeidung der Steuerlösung vorziehen, liegt auf der Hand:

Die Subvention ermöglicht höhere Gewinne als die Besteuerung der Produktion.

Die Steuer auf die Produktion führt zu einem höheren Produktpreis, den die Konsumenten zahlen, was aber nicht gleich bedeutet, daß der Konsument die Last der Steuer auch alleine trägt.

Dennoch: Die Konsumenten sind indirekt in der Steuerlösung besser dran als bei Gewährung einer Subvention, weil die öffentlichen Gelder letztendlich von den Steuern der Bevölkerung zu tragen sind.

Werden beide Lösungen gegenübergestellt, und ignoriert man die Verwaltungskosten der Steuereintreibung, so führt nur die Produktionssteuer zu einer paretoeffizienten Ressourcenallokation, während die Subvention diesen Zustand nicht erreicht. Würde man den durch die Produktionssteuer erhaltenen Steuerbetrag zur Kompensation an die Firmen auszahlen, so käme die Steuerlösung der Gesamtwirtschaft billiger als die Subvention, die dem Budget immer größere Summen abverlangt, weil die Produktion steigt.

## ZUSAMMENFASSUNG

Schon früh haben Ökonomen erkannt, daß der oft zitierte Widerspruch zwischen Ökonomie und Ökologie die Folge eines Versagens des Marktes ist.

Dieses Marktversagen wurde von Pigou (1920) durch das Vorhandensein **externer Effekte** erklärt.

Das optimale Niveau der Produktion wird bei

-negativen externen Effekten durch die Einführung einer Steuer (Pigou-Steuer)

-bei positiven externen Effekten mittels Subventionen erreicht.

Der Eingriff durch Dritte ist in jedem Fall notwendig.

Coase (1960) sah im **Fehlen von Eigentumsrechten** die Ursache für das Marktversagen bei Umweltgütern, Durch die Definition von Eigentumsrechten und den Handel zwischen Emittenten und Rezipienten kommt es, sofern keine Transaktionskosten entstehen, zu einer Pareto-optimalen Verteilung der Umweltgüter. Ein Eingriff von außen ist nicht notwendig.

In der Ökonomie folgte eine umfangreiche theoretische Auseinandersetzung mit Umweltproblemen.

Die Umweltökonomie entwickelte sich zu einem anerkannten Spezialgebiet der Wirtschaftswissenschaften.

Eine Umsetzung der Ideen in der praktischen Politik erfolgte jedoch selten.

Staatliche Umweltpolitik ist geprägt durch Verbots- und Auflagenregelungen.

Erst in jüngster Zeit werden verstärkt Forderungen nach einer Einführung von Umweltabgaben erhoben.

Instrumente, die die Idee der Eigentumsrechte weiterentwickeln, scheinen utopisch und eine praktische Umsetzung in weiter Ferne.

Aus der Sicht der Ökonomie ist diese Situation unbefriedigend, da die Einführung von marktwirtschaftlichen Umweltinstrumenten für alle Beteiligten Vorteile bringen würde.



Stoffwechsel

Der

2.0

## 2.1

# Der Stickstoffkreislauf

Stickstoff ist ein Schlüsselnährstoff für die Pflanze. Der Stickstoffvorrat im Boden liegt in einer Größenordnung von 3000 -10 000 kg/ha.

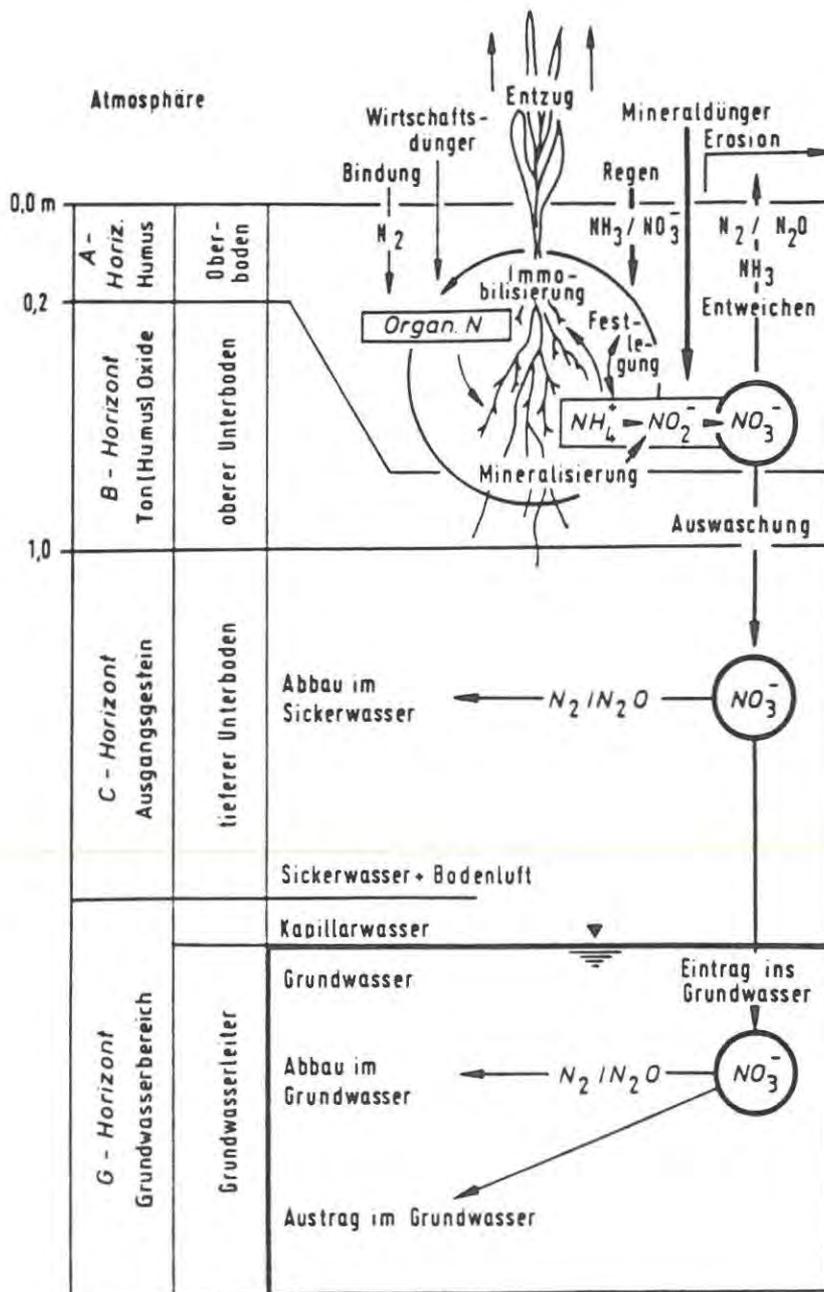
Stickstoff wird über verschiedene Wege in den Boden eingetragen:

- \* durch Niederschläge (ca 20-30kg jährlich)
- \* biochemische Stickstofffixierung
- \* Überreste von Tieren und Pflanzen
- \* durch organische Wirtschaftsdünger
- \* durch mineralische Dünger

Folgende Abbildung (aus Böhm, Deneke;1992, S36) zeigt den Stickstoffkreislauf im Boden. Innerhalb dieses natürlichen Kreislaufes entsteht Nitrat als eine Verbindung höchster Oxidationsstufe.

Der als N-Pool bezeichnete Bereich umfaßt ca. 90-95% des Gesamtstickstoffes. Dieser Stickstoff ist organisch als Aminosäure (bis 60%), Amide (bis 15%), Amino Zucker (bis 15%) und nicht hydrolisierbarer, heterocyclischer Stickstoff (bis 30%) gebunden. Die restlichen 5-10% sind anorganisch gebunden und liegen als mineralischer Stickstoff  $N_{Min}$  vor. Dieser  $N_{Min}$  umfaßt die Stickstoffformen Nitrat ( $NO_3^-$ ), Ammonium ( $NH_4^+$ ) und in sehr geringen Mengen Nitrit ( $NO_2^-$ ).

Zwischen beiden Bereichen bestehen Wechselbeziehungen. Aus dem  $N_{Min}$ -Vorrat wird Stickstoff in den Pool übergeführt, umgekehrt gelangt Stickstoff aus dem Pool über die Mineralisierung in den  $N_{Min}$  Vorrat.



aus: Böhm, Deneke "Wasser", 1992, Seite 36,  
Wissenschaftliche Dachgesellschaft Darmstadt

Die Höhe der Mineralisierungsrate liegt bei 0,5 - 3 %.

Organisch gebundener Stickstoff kann von den Pflanzen nicht aufgenommen werden und wird erst durch die Umwandlung zur Ammonium-N für Pflanzen verfügbar.

Ammonium wird im Boden teilweise zu Nitrat und Nitrit oxidiert.

Diese Stickstoffumsetzung findet im gemäßigten Klima Mitteleuropas vor allem in der Zeit von April bis Oktober statt.

Pflanzenverfügbar und auswaschbar ist nur der  $N_{\text{Min}}$ -Vorrat.

Das durch Oxidation entstandene Nitrat wird teilweise durch die Pflanze aufgenommen. Ein weiterer Teil geht durch Ausdampfung ( $\text{NH}_3$ ) und durch Denitrifikation verloren. Zum Teil erfolgt auch eine Fixierung im Boden.

Der Rest kann jedoch durch Niederschläge ausgewaschen werden und gelangt so ins Grundwasser oder in Oberflächengewässer.

## 2.2

# Nitratauswaschung

Je geringer die Ausnutzungsraten durch die Pflanzen, desto höher ist die Gefahr der Auswaschung ins Grundwasser. Die Höhe der Nitratauswaschung wird von vielen Faktoren beeinflusst.

Die Stickstoffauswaschung steigt in Abhängigkeit von der

**Kulturart.**

Wald < ungedüngtes Grünland < gedüngtes Grünland  
(bis 200 kgN/ha) < Acker (Hackfrüchte, Getreide) <  
Acker mit Zwischenfruchtanbau (Nichtleguminosen  
und Abernten der Zwischenfrucht) < Acker  
ohne Zwischenfruchtanbau < Sonderkulturen

(Deutscher Verband der Wasserwirtschaft und  
Kulturbau, Seite 95)

Innerhalb des gleichen Bestandes besteht ein hohes  
Auswaschungsrisiko bei:

- \* hohen Niederschlagsraten
- \* geringem Pflanzenbedarf
- \* geringer Verdampfung (Evaporation)

Die Auswaschung von Stickstoff ist nur dann möglich, wenn die Niederschlagsmengen größer sind als die Verdunstungsmenge. Das Wasser sickert unter die durchwurzelte Bodenzone und gelangt so in das Grundwasser.

Folgende Aktivitäten der Landwirtschaft haben entscheidende Bedeutung in Bezug auf die Bildung von Sickerwasser und in der Folge auf die Auswaschung von Nitrat.

- \* Pflanzenbestände
- \* Bodenbearbeitung
- \* Düngung
- \* Beregnung
- \* Fruchtfolge

## Der Pflanzenbewuchs

Pflanzen verringern die Gefahr der Nitratauswaschung durch ihren Entzug von Wasser und von Stickstoff als Nährstoff.

Stickstoff wird im Jahresverlauf in unterschiedlicher Höhe aufgenommen. Bei saisonalen Pflanzenbeständen ist die Wachstumsphase und somit auch die Zeit der Stickstoffaufnahme kurz.

Während der Zeit, in der keine Pflanzenbestände die Ackerfläche bedecken, ist demzufolge der Nitrataustrag am größten.

**Mais**bestände sind aus der Sicht der Nitratauswaschung **negativ** zu bewerten. Durch seine flache Bodendurchwurzelung und der langen Zeit, in der eine Bodenabdeckung fehlt, kann es zu erhöhten Austragungswerten kommen.

Eine Sonderstellung innerhalb der landwirtschaftlichen Kulturen nehmen **Leguminosen** ein.

Sie haben die Fähigkeit in Symbiose mit Rhizobienbakterien elementaren Stickstoff zu binden und so für die Pflanzen verfügbar zu machen. Durchschnittlich werden mit Hilfe der Rhizobien ca. 300-500 kg Stickstoff gebunden. Die höchsten Bindungsraten treten bei den tropischen Leguminosen, wie zum Beispiel der **Sojabohne** auf.

So erfolgt bei den Leguminosen de facto kein Nettoentzug, sondern eine **Anreicherung von Stickstoff**.

Bei der Einarbeitung der Leguminosen kann es in der Folgeperiode zu einem erhöhten Nitrataustrag kommen. Diese Gefahr besteht auch, wenn der  $N_{\text{Min}}$ -Vorrat bei der Düngung der folgenden Fruchtbestände nicht berücksichtigt wird.

## Düngung

Die Düngung ist jener Faktor, der zweifellos **die stärksten Auswirkungen** auf den Nitrathaushalt im Boden hat.

Partieller Verzicht auf den Einsatz von Stickstoffdünger würde zur größten Entlastung des Grundwassers führen. Ein solcher vollständiger Düngerverzicht ist jedoch nicht sinnvoll. Das Ziel besteht im optimalen Einsatz der Düngermittel.

Bei Mineraldüngern läßt sich der Gehalt der einzelnen Nährstoffe relativ genau ermitteln. Auch die optimale Düngungsintensität und der optimale Düngungszeitpunkt ist durch Untersuchungen bestimmbar. Dennoch kann es witterungsbedingt zu erhöhten Auswaschungen kommen.

Bei schwer löslichen Stickstoffformen kommt es durch den langsamen Abbau zu zeitlich stark verschobenen Stickstoffangeboten. Dadurch kann die Stickstoffauswaschung im Herbst verstärkt werden.

Wird **organischer Wirtschaftsdünger** eingesetzt, kommt die Unsicherheit über den Nährstoffgehalt hinzu. Als Schätzwerte können Faustzahlen herangezogen werden, ohne Garantie, daß sie den tatsächlichen Nährstoffverhältnissen entsprechen.

Auch die **flächenungebundene Massentierhaltung**, wie Schweine- oder Geflügelmast führt bei zu hohen Besatzdichten zu Problemen im Nährstoffkreislauf.

Auf diesen Betrieben fällt in erster Linie **Gülle** als Wirtschaftsdünger an. Die anfallenden Nährstoffe übertreffen teilweise den Bedarf am eigenen Betrieb. Die Gülle muß dann auf den geringen Nutzflächen entsorgt werden. Um eine weitere Abkopplung zu verhindern, wurden Tierhöchstbestände je Flächeneinheit gesetzlich festgelegt.

Versuche mit Nitrifikationshemmern - sie verhindern die rasche Oxidation des Ammoniums zu Nitrat, haben gezeigt, daß diese in ihrer Wirkung zeitlich begrenzt sind. Die chemischen Grundsubstanzen können zu einer weiteren Belastung des Boden führen.

Der richtige Düngungszeitpunkt, die Berechnung der optimalen Düngungsgaben, Nährstoffanalysen von Boden, Wirtschaftsdünger und eine geeignete Fruchtfolge können zu einer Verbesserung der Situation führen.

Allein diese Maßnahmen werden nicht genügen! Dies umso mehr wenn man bedenkt, daß die jetzigen Auswaschungsraten, bedingt durch die zeitliche Verzögerung, ihren Ursprung zum Teil im Produktionsniveau der sechziger Jahre haben. (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Seite 187)

Die Düngung beziehungsweise Überdüngung muß jedoch auch von verschiedenen Standpunkten gesehen werden: So gibt es eine

**\* Überdüngung aus der Sicht des Grundwasserschutzes**

Düngung, die zu einer so hohen Nitratauswaschung aus dem Wurzelraum beiträgt, daß das in den Grundwasserraum eintretende Sickerwasser Nitratkonzentrationen über den erlaubten Grenzwerten enthält.

**\* Überdüngung aus der Sicht des Pflanzenbaues**

Düngung in einer Höhe, die das Nährstoffangebot über das Niveau anhebt, das zum Erreichen des maximalen Pflanzenenertrags genügt.

**\* Überdüngung aus betriebswirtschaftlicher Sicht.**

Düngung in einer Höhe, daß die Grenzkosten der Düngung den Grenzertrag übersteigt.

(Niedermeyer, Seite 25)

Neben der großflächigen Grundwasserbelastung durch den Düngereinsatz in der Landwirtschaft gibt es eine Fülle von

**punktförmigen Belastungsquellen,**

wie undichte Gülle- und Sickergruben, Regenwasserabläufe von Mist- und Silageplätzen, sowie Schreber- und Hausgärten.

Bei diesen Anlagen wird aus Unwissenheit und aus mangelnder Kostenkalkulation oft viel zu hohe Düngergaben eingesetzt.

## Nitrat in den Nahrungsmitteln

Der Mensch nimmt das Nitrat nicht nur durch den Konsum von Trinkwasser auf. Auch über die Nahrungsmittel gelangt Nitrat in den menschlichen Körper.

Vor allem **Gemüse** kann mit hohen Nitratwerten belastet sein. Neben der jeweiligen Gemüsesorte, dem Standort, der Frage ob Freilandgemüse oder Glashausgemüse, hat wiederum die Düngung entscheidenden Einfluß auf die Höhe des Nitratgehaltes.

### 2.3

## Nitrat und die menschliche Gesundheit

Eine erhöhte Nitrataufnahme gilt in der Regel für den Menschen wegen der verzögerten Resorption und der schnellen Ausscheidung als ungefährlich. Diese Annahme kann bis zur Aufnahme von einigen hundert Milligramm gelten. (Nieder, Seite 35 )

Erst die nach bakterieller Reduktion des Nitrats entstehenden Metaboliten wie Nitrit stellen für den Menschen ein Gesundheitsrisiko dar.

Die toxische Wirkung des Nitrits beruht vor allem auf seiner Eigenschaft, im Blut Hämoglobin in Methämoglobin umzuwandeln, welches dadurch nicht für die Sauerstoffversorgung des Organismus zur Verfügung steht.



(Nieder, Seite 36)

Diese lebensgefährliche Methämoglobinämie (Blausucht) tritt vor allem bei Säuglingen und Kleinkindern bis zu drei Jahren auf, da bei ihnen die Darmflora eine weit höhere Reduktionskapazität aufweist als bei Erwachsenen.

Die Nitritkonzentration im menschlichen Körper liegt jedoch um eine Zehnerpotenz niedriger als die Nitratkonzentration.

Durch Reaktion von Nitrit mit Eiweißbausteinen (Amine, Amide) können im Organismus relativ stabile N-Nitrosoverbindungen (Nitrosamine und Nitrosamide) entstehen.

Es sind derzeit ca. 200 solche Verbindungen bekannt. 80% dieser Verbindungen haben sich bei Tierversuchen als kancerogen herausgestellt. ( Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Seite 9)

Auch bei diesen Substanzen verringert sich die Konzentration wiederum um eine Zehnerpotenz.

Noch nicht vollständig sind die Untersuchungen über die Dosis-Wirkung-Beziehung bei N-Nitrosoverbindungen. Ergebnisse aus Tierversuchen lassen einen "No-effect-level" von etwa 0,1mg je kg Körpergewicht erwarten.

Eine direkte Umlegung dieser Ergebnisse auf den Menschen ist jedoch problematisch. (Nieder, Seite 41)

Wenn auch der ursächliche Zusammenhang zwischen N-Nitrosoverbindungen und dem Auftreten von Krebserkrankungen nicht mit Sicherheit nachgewiesen werden konnte, so erscheint aus toxikologischer Sicht die Folgerung berechtigt, die Belastung des Menschen durch Nitrosamine bzw. Nitrosamide und in der Folge auch von Nitrit und Nitrat möglichst gering zu halten.

## 2.4 GASFÖRMIGE STICKSTOFFVERLUSTE

Bei der Lagerung von Wirtschaftsdüngern entstehen geruchsintensive Stoffe, die bei der Ausbringung zu Belästigungen führen. Die wichtigsten Bestandteile dieser Emissionen sind Ammoniak, Amine, Schwefelwasserstoff, Mercaptane und organische Säuren.

Die Ammoniak-Emission, die hinsichtlich der Menge die größte Bedeutung hat, läßt sich am ehesten quantitativ abschätzen. Zahlreiche Untersuchungen kommen zum Ergebnis, daß rund 30% des Stickstoffgehaltes der Exkremete im Stall, bei der Lagerung und Ausbringung in Form von Ammoniak verlorengehen. (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Seite 280)

Bei der Ausbringung fester Handelsdünger können durch Abdriftvorgänge Nährstoffe, insbesondere Stickstoff und Phosphor, in benachbarte Gewässer verfrachtet werden und zu deren Eutrophierung beitragen.

Situation in Österreich

Grundwasser

Nitrat im

## 3.1 Die rechtlichen Bestimmungen

### 3.1.1 Das Wasserrechtsgesetz

Ein Ziel des Wasserrechtes ist die Erhaltung des Grundwassers als Trinkwasserressource für die Bevölkerung.

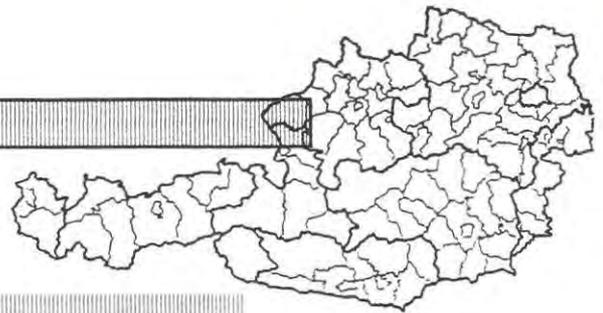
Durch die Novellierung des Wasserrechtsgesetzes (1959) im Jahre 1990 erfolgten eine Reihe von Veränderungen, die zum Teil auch die Landwirtschaft betreffen.

a) Nach §32 Absatz f, g

ist die Ausbringung von Düngemittel auf landwirtschaftlichen Nutzflächen **bewilligungspflichtig**, wenn sie 175 kg Reinstickstoff (ohne Gründecke) oder 210 kg ( mit Gründecke) je Hektar und Jahr übersteigt.

Ebenfalls **bewilligungspflichtig** ist die Haltung landwirtschaftlicher Nutztiere, wenn der Anfall von hof-eigenem Wirtschaftsdünger das Äquivalent von 3,5 Dünggroßvieheinheiten (DGVE) je Hektar übertrifft. Die maßgebliche Fläche setzt sich zusammen aus:

- \* selbstbewirtschaftete Fläche plus
  - \* jene zusätzliche Fläche, die für die Ausbringung des Wirtschaftsdüngers rechtlich gesichert ist.
- (Bundesgesetzblatt, 1990, Seite 2324)



**Umrechnungstabelle für die Dunggroßvieheinheit**

Rinder über 2 Jahre.....	1,0
Jungrinder über 3 Monate bis 2 Jahre.....	0,6
Kälber bis 3 Monate.....	0,15
Pferde über 2Jahre.....	0,9
Jungpferde über 3 Monate bis 2 Jahre.....	0,77
Fohlen bis 3 Monate.....	0,33
Zuchtsauen mit Ferkel bis 20 kg.....	0,43
Schweine über 20kg.....	0,17
Schafe.....	0,14
Ziegen.....	0,12
Legehennen.....	0,013
Junghennen.....	0,006
Masthähnchen.....	0,004
Mastenten und Mastgänse.....	0,008
Mastputen.....	0,011

b) Die gemäß **§33 Absatz f des Wasserrechtsgesetzes** erlassene Grundwasserverordnung sieht folgenden Stufenplan für die Nitratgrenzwerte vor:

bis 30.6.1992 . . . . . **70 mg NO<sub>3</sub>/l**

bis 30.6.1997 . . . . . **45 mg NO<sub>3</sub>/l**

Sofern keine andere Regelung erfolgt, gelten

**ab 1.7.1997            60 %**

des jeweils gültigen Trinkwassergrenzwertes.

Die Nitratverordnung gemäß Lebensmittelgesetz (BGBl. Nr. 557/89) verbietet Trinkwasser in den Verkehr zu bringen, das höhere Nitratwerte als die folgenden Grenzwerte aufweist.

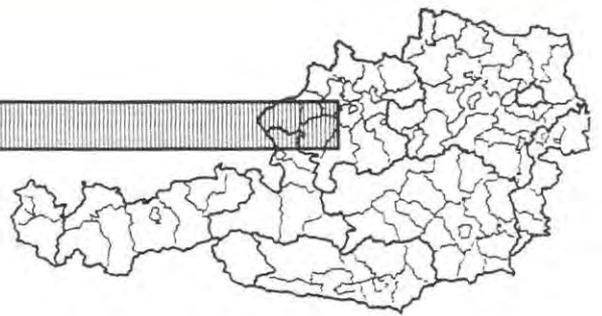
ab 1.7.1990 . . . . . 100 mg NO<sub>3</sub>/l

ab 1.7.1994 . . . . . 50 mg NO<sub>3</sub>/l

ab 1.7.1999 . . . . . 30 mg NO<sub>3</sub>/l

### 3.1.2 Das Lebensmittelgesetz

Wird ein Gewässer höhere Grenzwerte auf als die Verordnung erlaubt, muß der Landeshauptmann per Verordnung ein Sanierungsprogramm festlegen.



## 3.2 Nitratbelastung des Grundwassers

Das **Hydrographiegesetz** sieht die flächendeckende Erhebung der Wassergüte aller Grund- und Oberflächengewässer vor. Dazu müssen Meßstellen errichtet werden. Die Kosten dafür werden zur Gänze von Bundeseinrichtungen getragen.

Durch die **Wassergüteverordnung** wird die Vorgangsweise bei der Errichtung der **Meßstellen** und der Durchführung der Messungen festgelegt.

Das Vorhaben der flächendeckenden Wassergüteehebung ist nicht neu, scheiterte in der Vergangenheit aber an der Finanzierung. Durch das Hydrographiegesetz bzw. der Wassergüteverordnung glaubt man die rechtlichen Voraussetzungen geschaffen zu haben, um ab 1996 repräsentative Aussagen über die Wassergüte in den einzelnen Bundesländern treffen zu können. (Bericht " Wasserwirtschaftliche Fachtage 1991", Seite 88ff)

Derzeit ist das Meßstellennetz in Österreich noch sehr weitmaschig. Die Daten sind für viele Regionen unzureichend. Diese Feststellung trifft insbesondere für die Grundwassererhebungen zu.

Eine flächendeckende Situationsanalyse über die Nitratkonzentration im Trinkwasser gibt es in Österreich nicht.

Im folgenden Teil dieser Arbeit habe ich versucht, zumindest für Ostösterreich die vorhandenen Daten zu sammeln und darzustellen.

Als Quelle für folgende Bundesländer dienen:

Kärnten.....der "Kärtner Grundwasserkataster"  
(Stand 1990)

Steiermark.....der "Grundwasserbericht Teil 2"  
(Stand 1991)

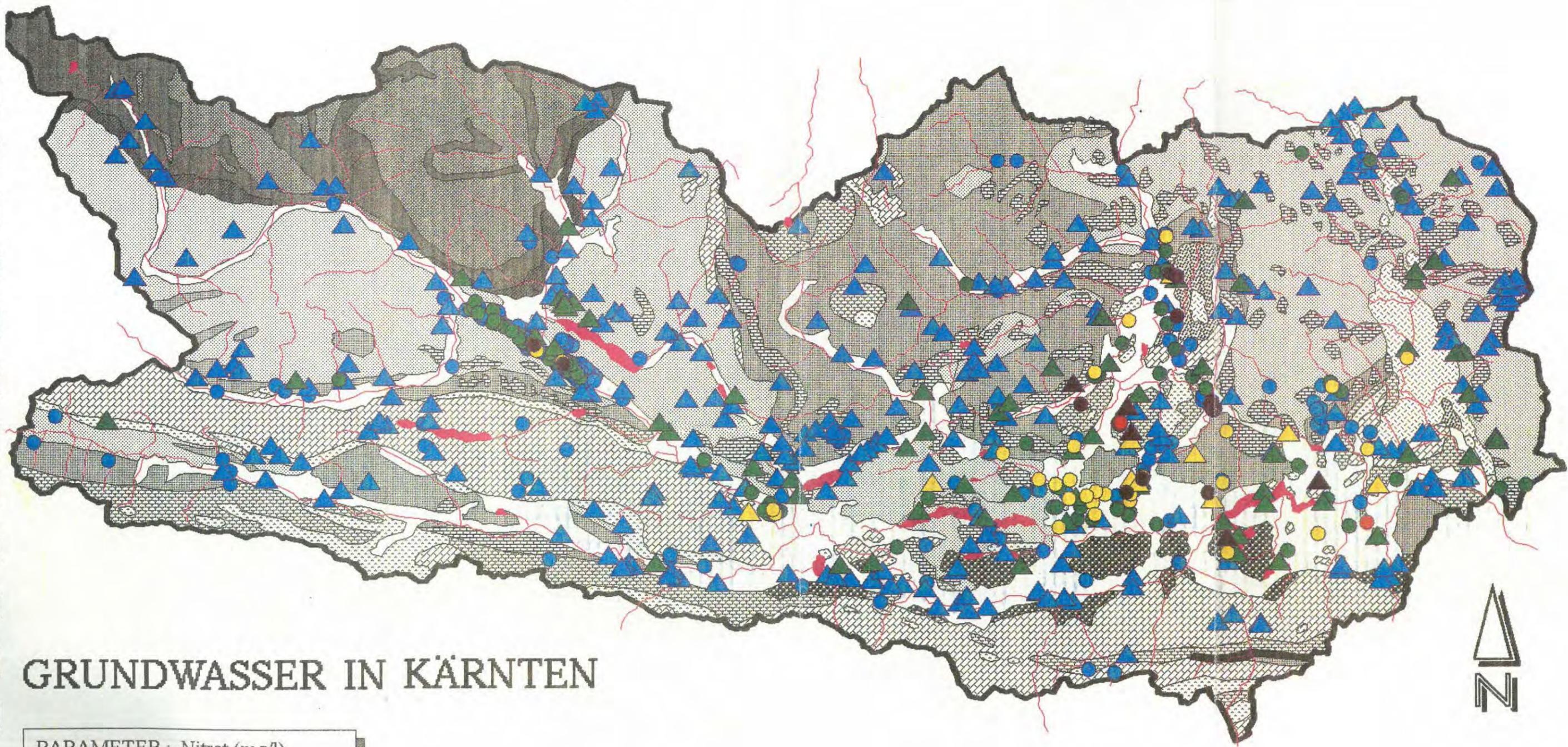
Oberösterreich....die "Grundwasser-Nitratkarte"  
(Stand 1992)

Niederösterreich...EDV-Auszug aus der Umweltdatenbank  
(Stand 1992)

Burgenland.....Wassergütebericht für den Raum  
Seewinkel (Stand 1990)

Eine solche Momentaufnahme von Nitratmeßwerten ist mit mehreren Unsicherheitsfaktoren behaftet.

Die Nitratbelastung variiert innerhalb eines Gebietes. Immer wieder liegen Meßstellen mit sehr hohen Meßwerten neben solchen, die keine erhöhte Nitratkonzentration aufweisen.



# GRUNDWASSER IN KÄRNTEN

PARAMETER : Nitrat (mg/l)

- ▲ ● > 100 mg/l
- ▲ ● 50 - 100 mg/l
- ▲ ● 30 - 50 mg/l
- ▲ ● 10 - 30 mg/l
- ▲ ● < 10 mg/l

- △ öffentliche Wasserversorgung (genutzt bzw. teilweise genutzt)
- Einzelmeßstelle (Peilrohr, Quelle, Hausbrunnen)

## Legende zur Geologie :

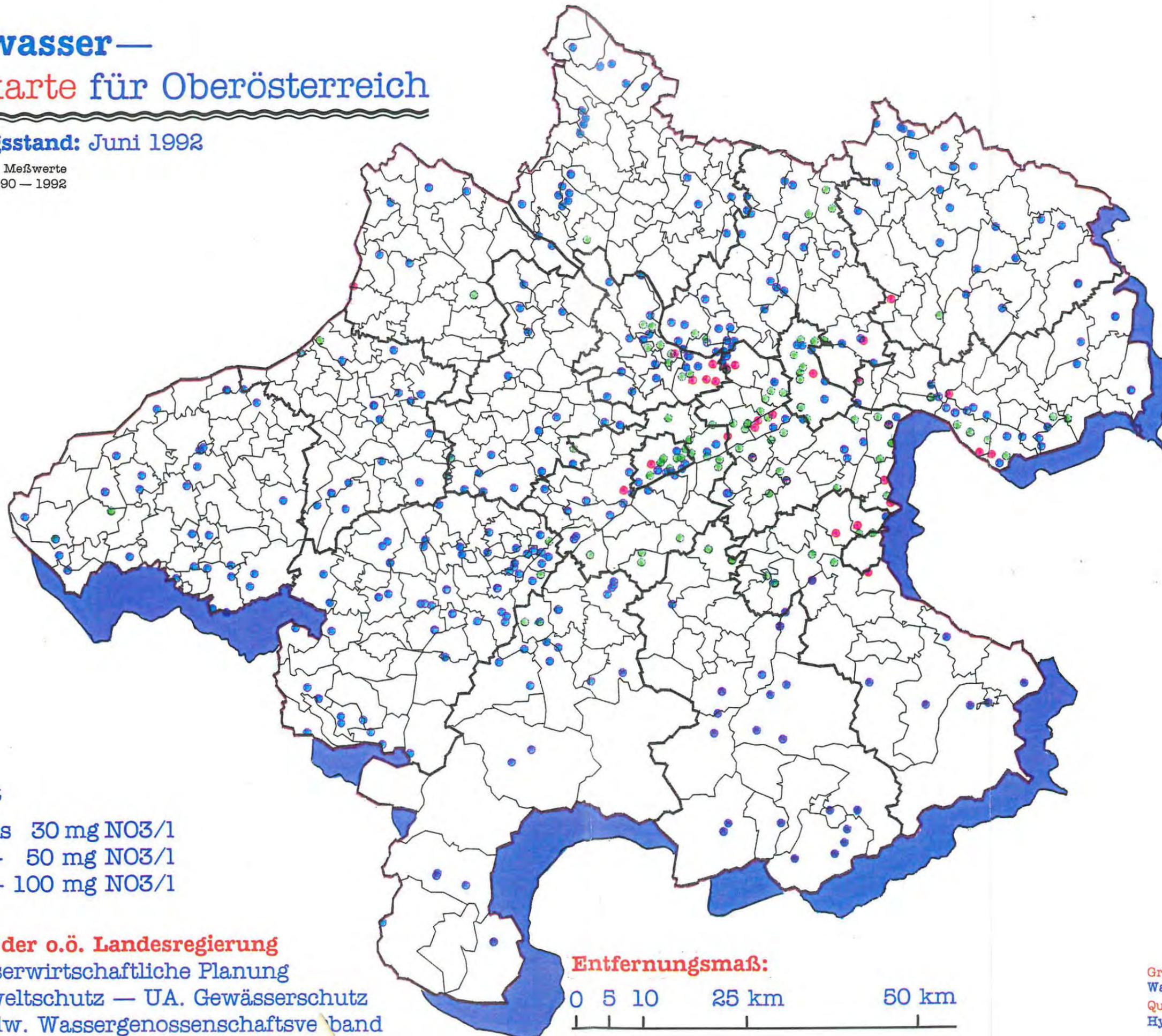
- |  |  |  |
|--|--|--|
| <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #808080; border: 1px solid black;"></span> Zentralgneise, Altkristallin                         | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background: repeating-linear-gradient(45deg, transparent, transparent 2px, black 2px, black 4px); border: 1px solid black;"></span> Bereiche mit Marmoren, Kalkschiefern                          | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background: repeating-linear-gradient(-45deg, transparent, transparent 2px, black 2px, black 4px); border: 1px solid black;"></span> Jungtertiär (vorwiegend Lockersedimente) |
| <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #654321; border: 1px solid black;"></span> zentrale und periphere Schieferhülle, Silbereckserie | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background: repeating-linear-gradient(45deg, transparent, transparent 2px, black 2px, black 4px); border: 1px solid black;"></span> Älteres Paläozoikum   | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #404040; border: 1px solid black;"></span> Jungtertiär (vorwiegend Konglomerate)  |
| <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #4682b4; border: 1px solid black;"></span> Katschbergzone, Matreier Zone                        | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background: repeating-linear-gradient(45deg, transparent, transparent 2px, black 2px, black 4px); border: 1px solid black;"></span> Jüngeres Paläozoikum  | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: white; border: 1px solid black;"></span> Quartär  |
| <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #d2b48c; border: 1px solid black;"></span> Ostalpines Altkristallin                             | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background: repeating-linear-gradient(45deg, transparent, transparent 2px, black 2px, black 4px); border: 1px solid black;"></span> Trias, in den Karawanken untergeordnet auch Jura, Unterkreide | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: black; border: 1px solid black;"></span> Periadriatische Intrusionen  |
| <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #c0c0c0; border: 1px solid black;"></span> Kristalline Serien des Paläozoikums                  | <span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background: repeating-linear-gradient(45deg, transparent, transparent 2px, black 2px, black 4px); border: 1px solid black;"></span> Oberkreide - Alttertiär                                       |  |

Abb.: 8.1.

# Grundwasser — Nitratkarte für Oberösterreich

Bearbeitungsstand: Juni 1992

Jüngste verfügbare Meßwerte  
aus dem Zeitraum 1990 — 1992



Nitratgehalt

-  bis 30 mg NO<sub>3</sub>/l
-  30 — 50 mg NO<sub>3</sub>/l
-  50 — 100 mg NO<sub>3</sub>/l



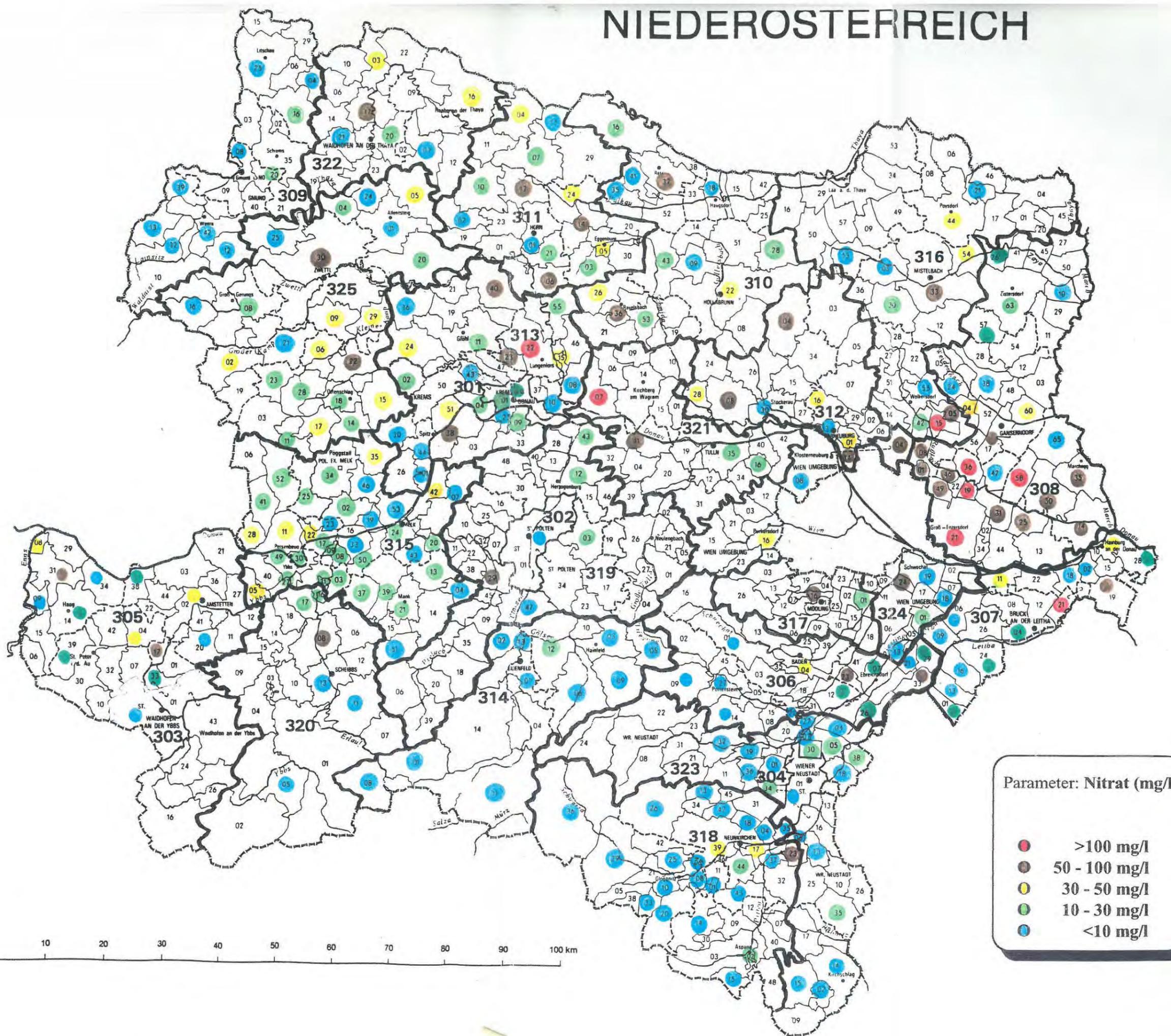
**Amt der o.ö. Landesregierung**  
Wasserwirtschaftliche Planung  
Umweltschutz — UA. Gewässerschutz  
Landw. Wassergenossenschaftsverband

Entfernungsmaß:

0 5 10 25 km 50 km

Grafik:  
Wasserwirtschaftliche Planung  
Quelle:  
Hydrogeologischer Kataster

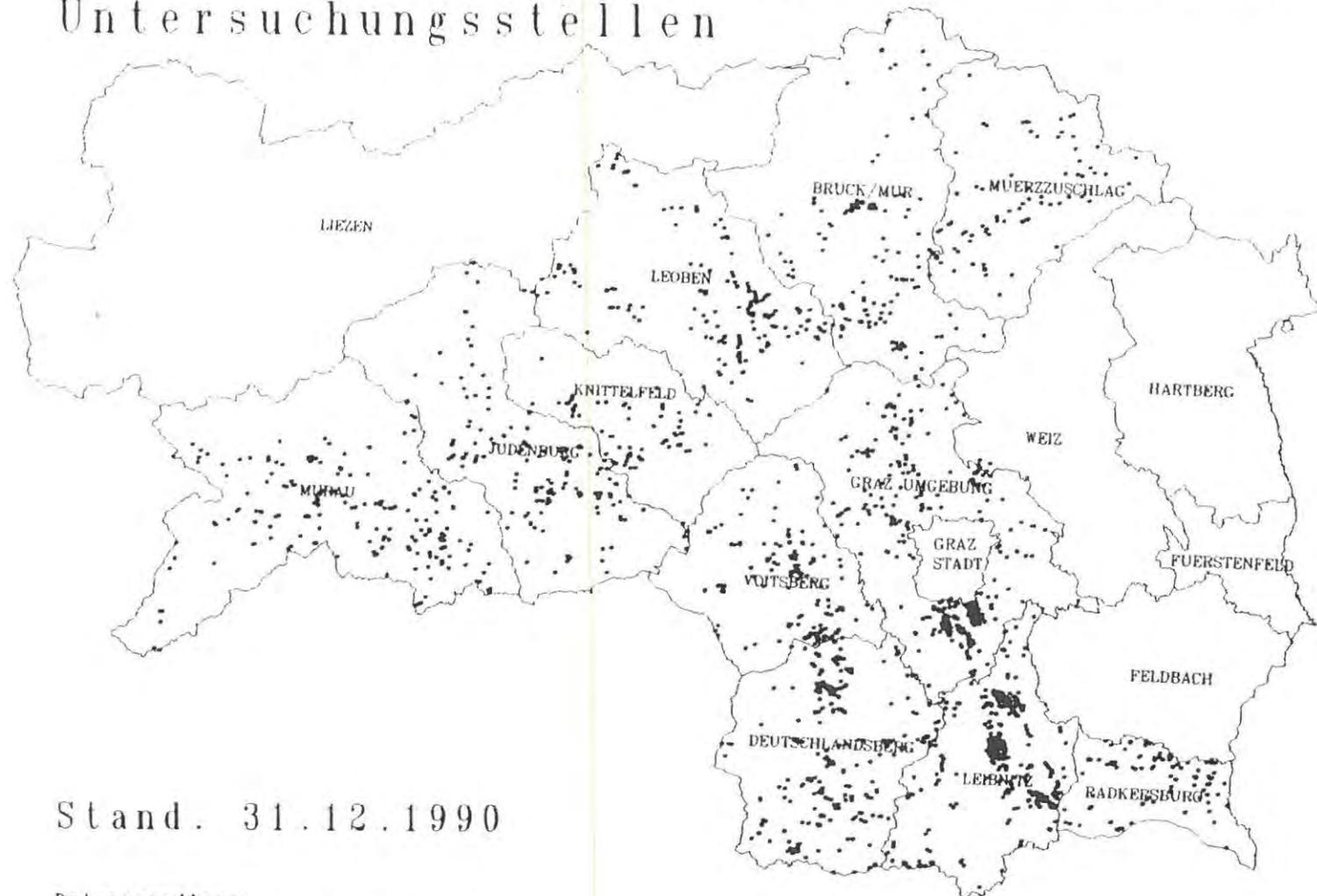
# NIEDERÖSTERREICH



10 0 10 20 30 40 50 60 70 80 90 100 km

# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Untersuchungsstellen



Stand. 31.12.1990

Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 8.4.1991

# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

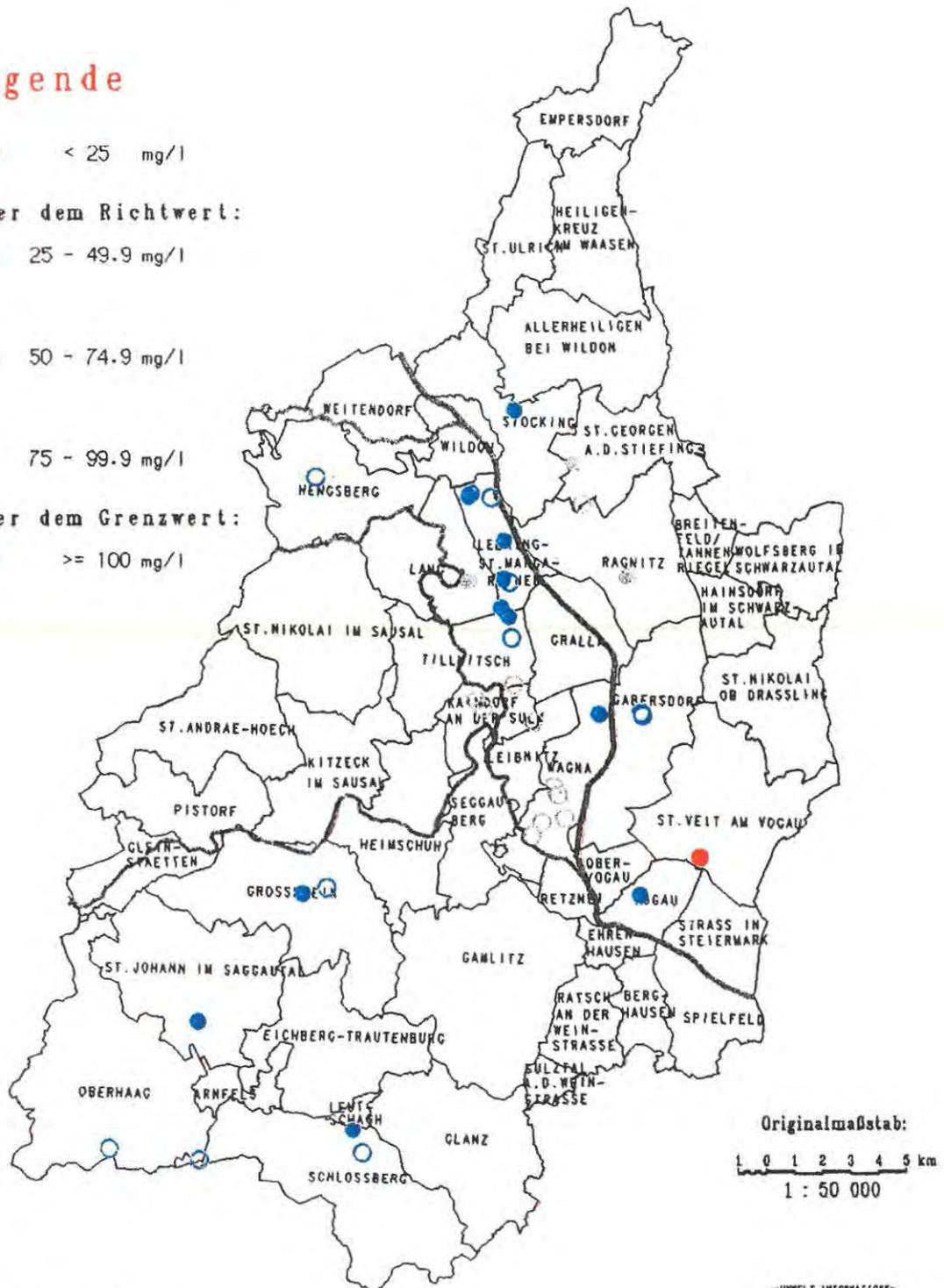
## Belastung durch NITRAT

Bezirk Leibnitz

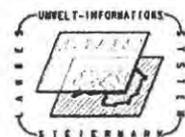
Mittelwerte 1990

### Legende

- < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:
  - 25 - 49.9 mg/l
  - 50 - 74.9 mg/l
  - 75 - 99.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:
  - $\geq 100$  mg/l



Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 22.4.1991



# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

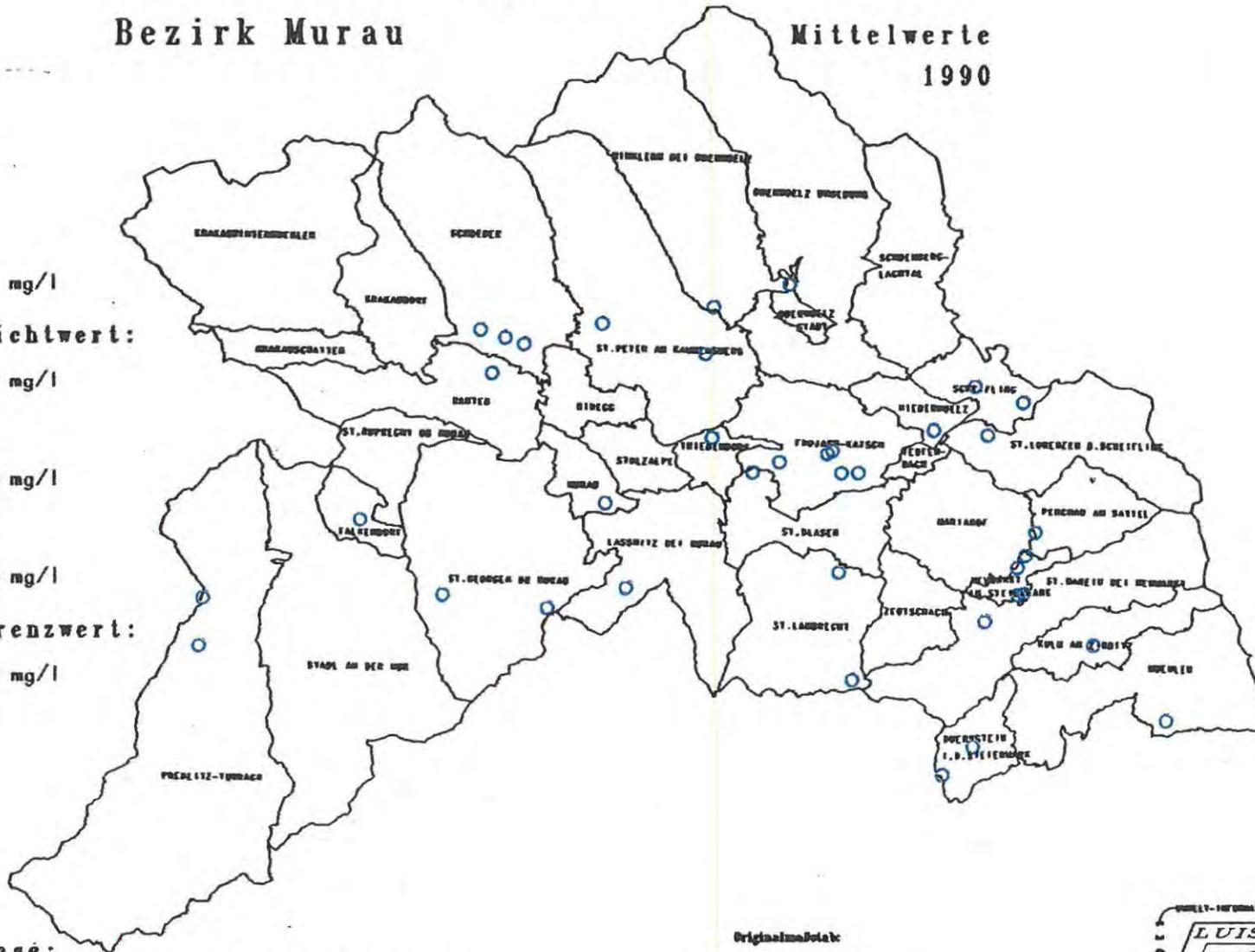
## Belastung durch NITRAT

### Bezirk Murau

Mittelwerte  
1990

### Legende

- < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:  
25 - 49.9 mg/l
- 50 - 74.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:  
75 - 99.9 mg/l
- >= 100 mg/l



Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 22.4.1991

Originalmaßstab:  
1 : 50 000



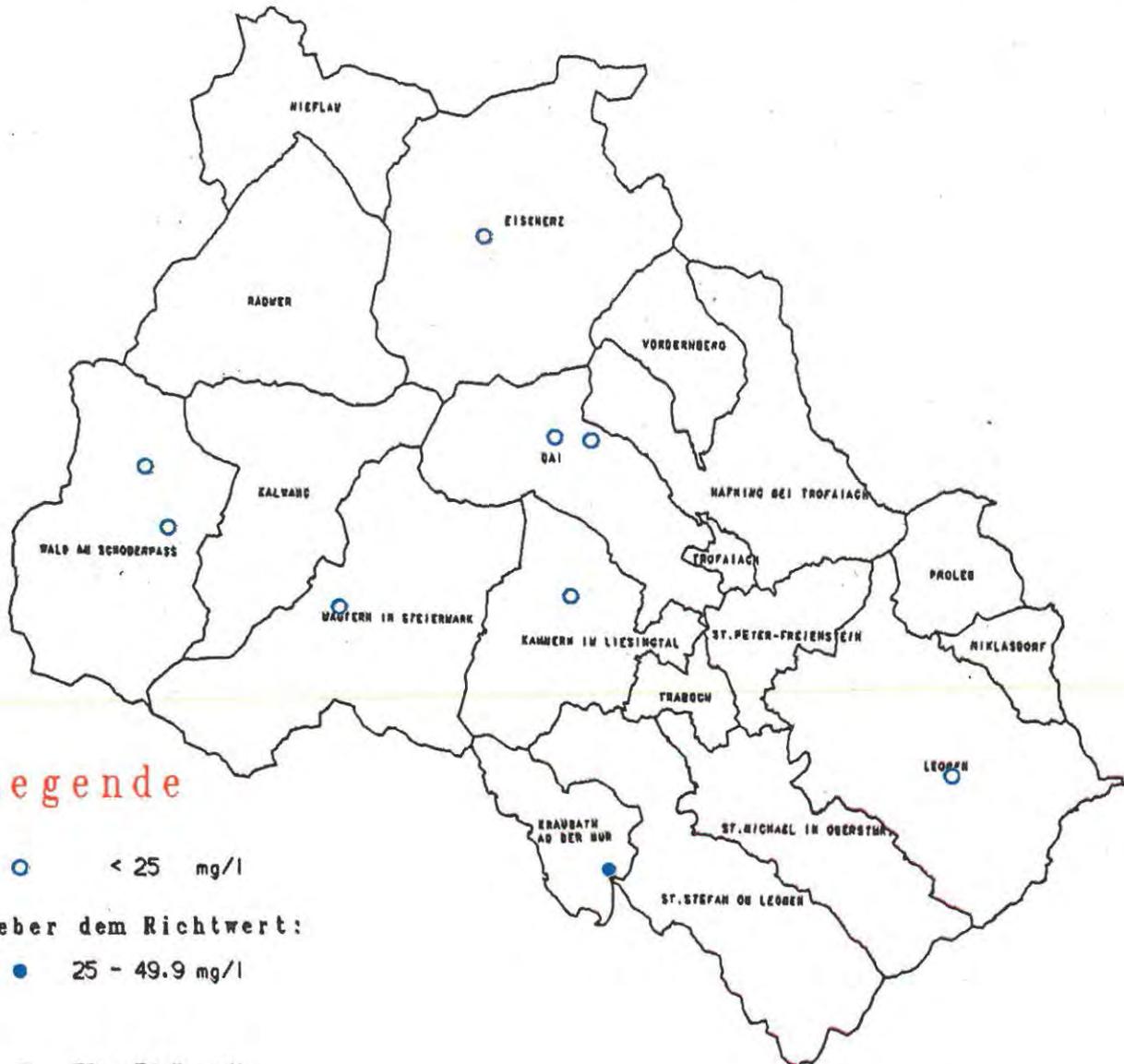
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 9.4.1991

# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Belastung durch NITRAT

### Bezirk Leoben

### Mittelwerte 1990



### Legende

○ < 25 mg/l

ueber dem Richtwert:

● 25 - 49.9 mg/l

○ 50 - 74.9 mg/l

● 75 - 99.9 mg/l

ueber dem Grenzwert:

● >= 100 mg/l

Originalmaßstab:



1 : 50 000

Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 16.4.1991



# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Belastung durch NITRAT

### Bezirk Voitsberg Mittelwerte 1990



### Legende

○ < 25 mg/l

ueber dem Richtwert:

● 25 - 49.9 mg/l

○ 50 - 74.9 mg/l

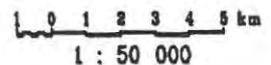
● 75 - 99.9 mg/l

ueber dem Grenzwert:

● >= 100 mg/l

Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 22.4.1991

Originalmaßstab:



# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Belastung durch NITRAT

### Bezirk Knittelfeld

### Mittelwerte 1990

#### Legende

- < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:  
● 25 - 49.9 mg/l
- 50 - 74.9 mg/l
- 75 - 99.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:  
● >= 100 mg/l

Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 9.4.1991



Originalmaßstab:

0 1 2 3 4 5 km

1 : 50 000

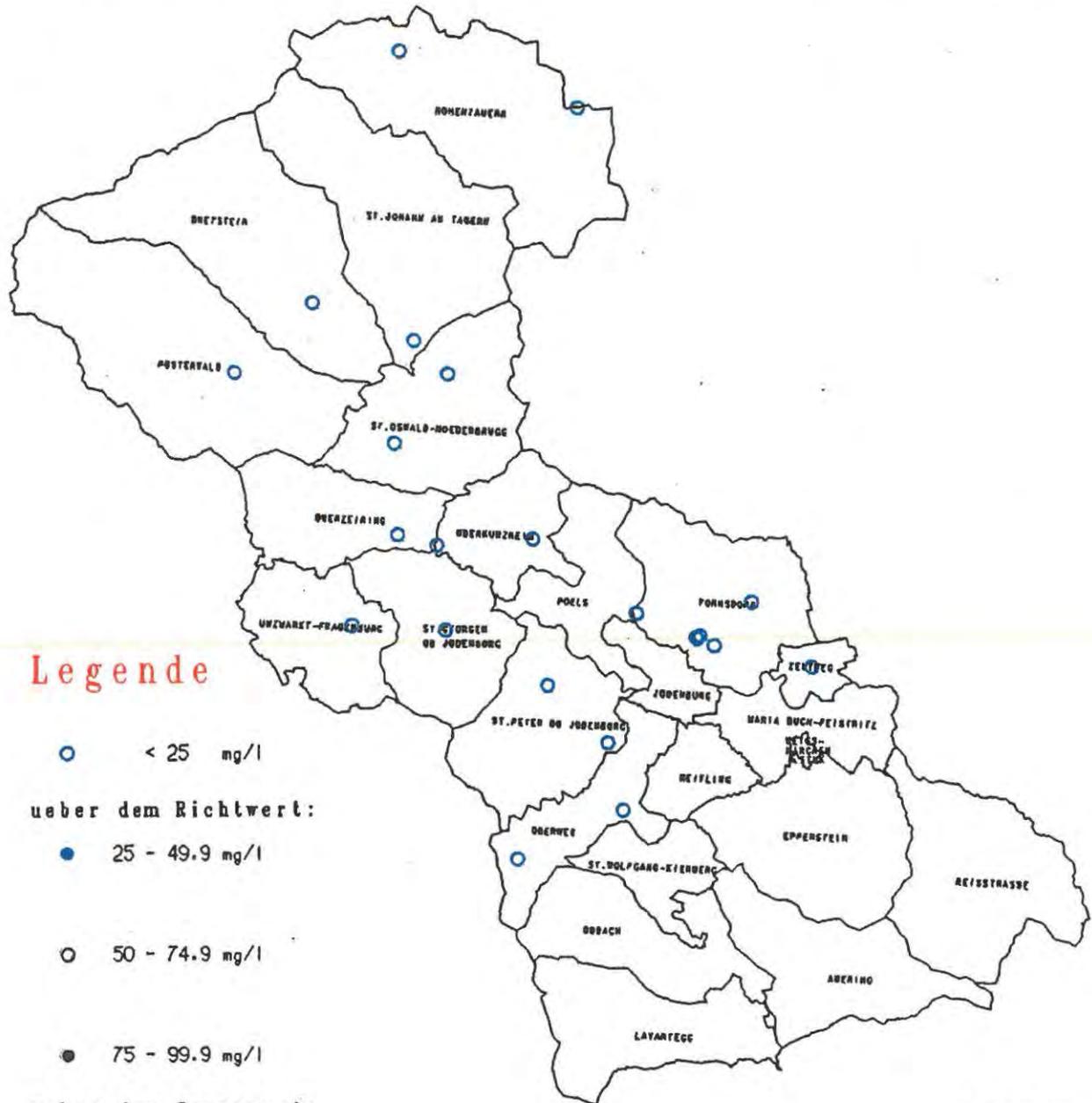


# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Belastung durch NITRAT

### Bezirk Judenburg

Mittelwerte 1990

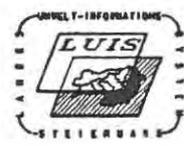


### Legende

- < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:
  - 25 - 49.9 mg/l
  - 50 - 74.9 mg/l
  - 75 - 99.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:
  - >= 100 mg/l

Originalmaßstab:  
0 1 2 3 4 5 km  
1 : 50 000

Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 10.4.1991

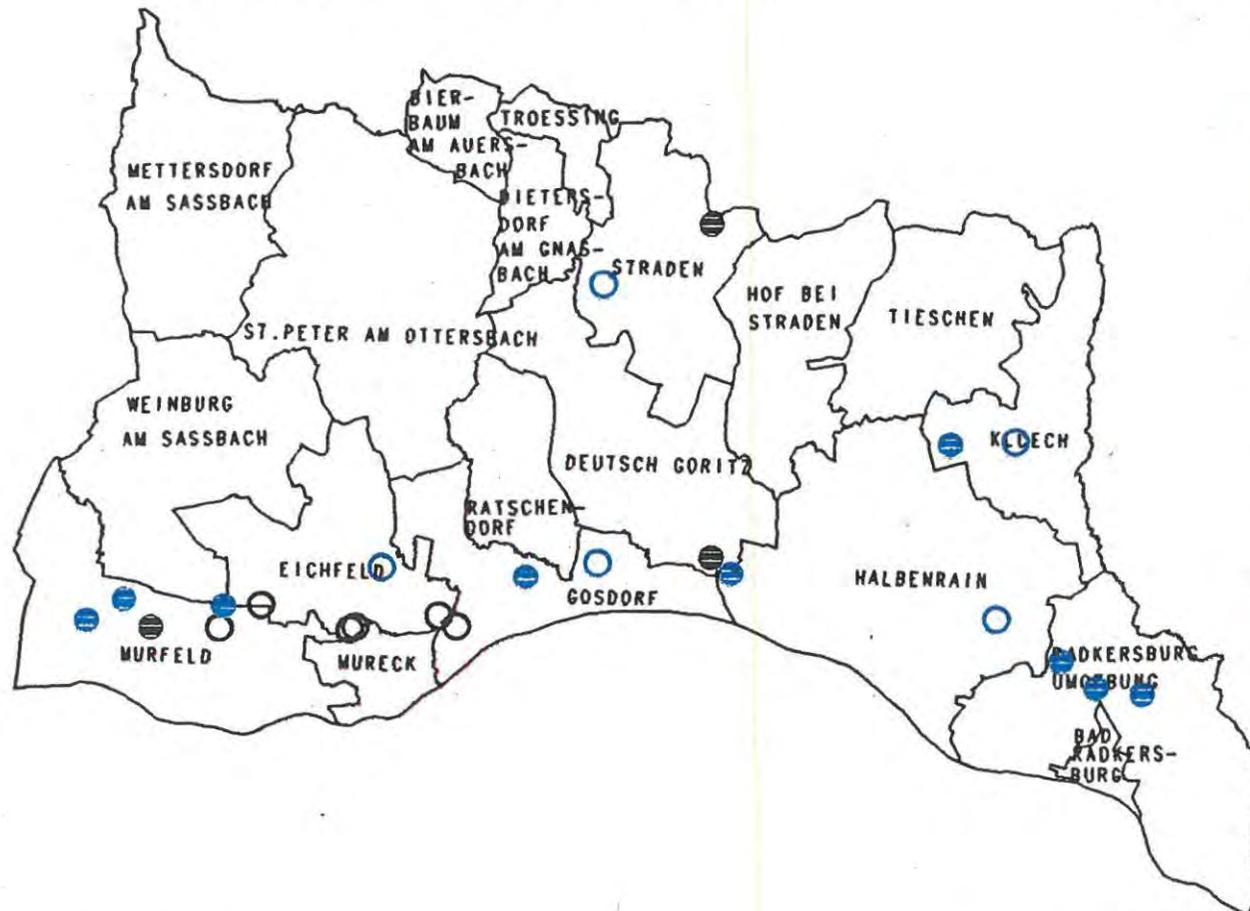


# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Belastung durch NITRAT

Bezirk Radkersburg

Mittelwerte 1990



### Legende

○ < 25 mg/l

ueber dem Richtwert:

◐ 25 - 49.9 mg/l

○ 50 - 74.9 mg/l

◑ 75 - 99.9 mg/l

ueber dem Grenzwert:

● >= 100 mg/l

Datengrundlage:

Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia

Erstellungsdatum: 19.4.1991

OriginalmaBstab:

1 0 1 2 3 4 5 km

1 : 50 000

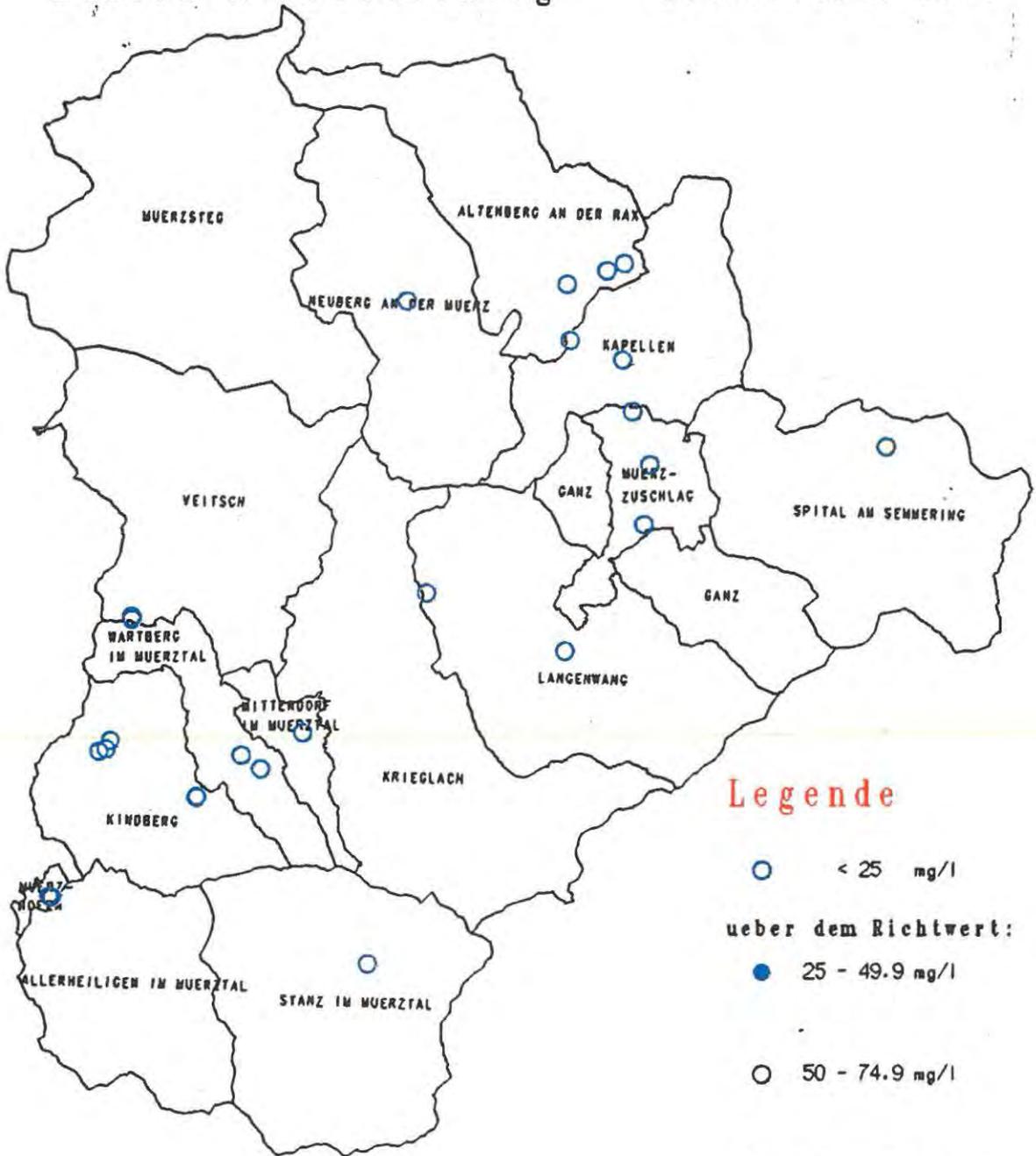


# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

Belastung durch NITRAT

Bezirk Muerzzuschlag

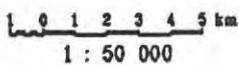
Mittelwerte 1990



## Legende

-  < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:**
-  25 - 49.9 mg/l
-  50 - 74.9 mg/l
-  75 - 99.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:**
-   $\geq 100$  mg/l

Originalmaßstab:



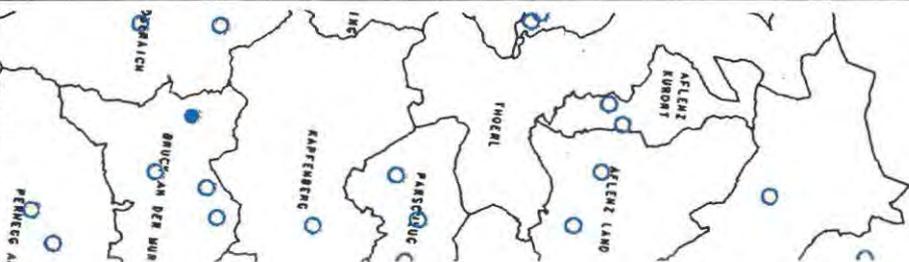
Datengrundlage:

Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia

Erstellungsdatum: 10.4.1991



Lung Ia

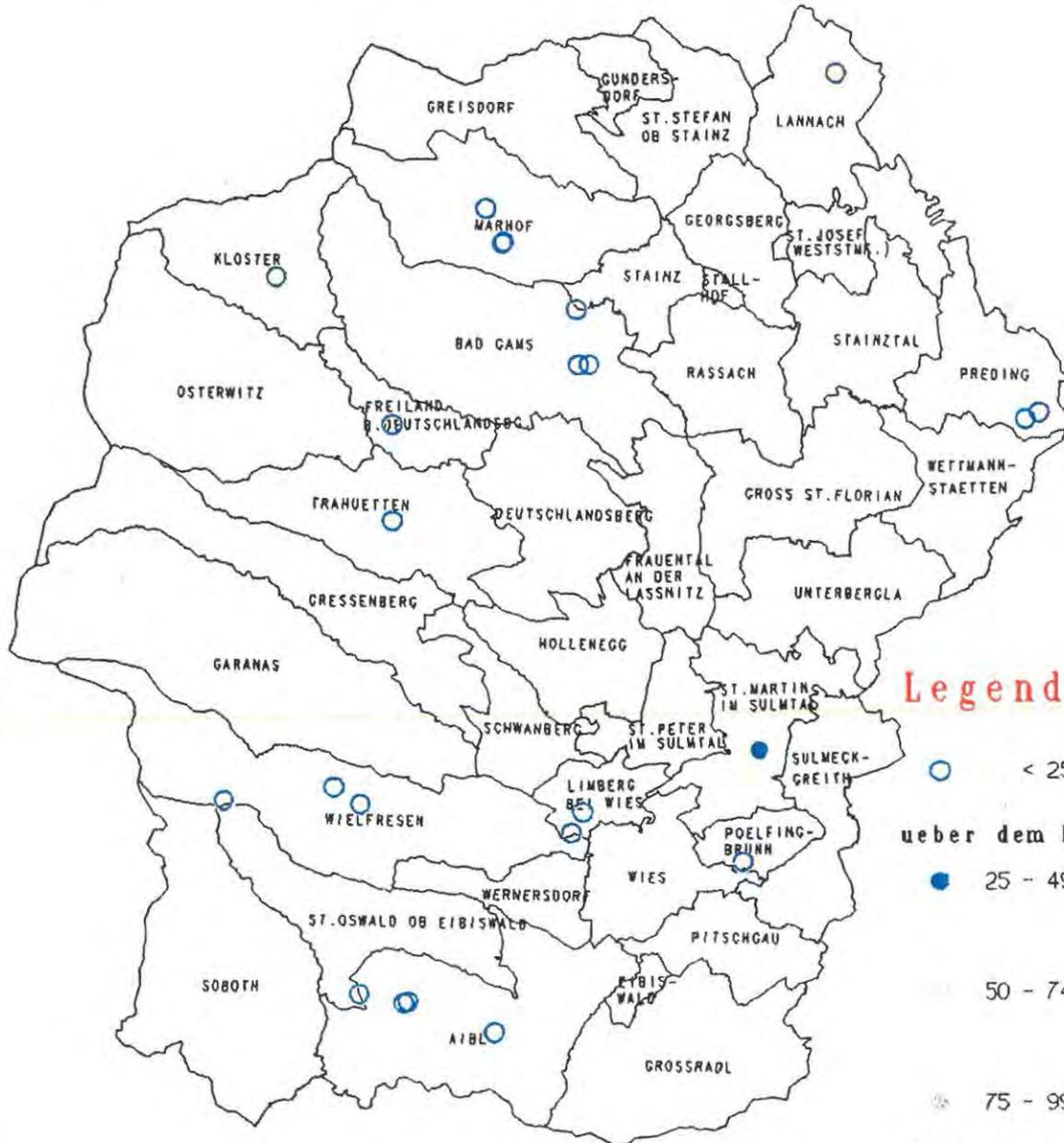


GUSSEN

# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

## Belastung durch NITRAT

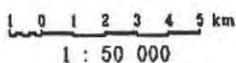
Bezirk Deutschlandsberg Mittelwerte 1990



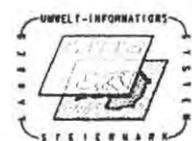
### Legende

-  < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:**
-  25 - 49.9 mg/l
-  50 - 74.9 mg/l
-  75 - 99.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:**
-   $\geq 100$  mg/l

OriginalmaBstab:



Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 18.4.1991



# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

Belastung durch NITRAT

Bezirk Bruck a.d. Mur

Mittelwerte 1990

## Legende

- < 25 mg/l
- ueber dem Richtwert:
  - 25 - 49.9 mg/l
  - 50 - 74.9 mg/l
  - 75 - 99.9 mg/l
- ueber dem Grenzwert:
  - $\geq 100$  mg/l

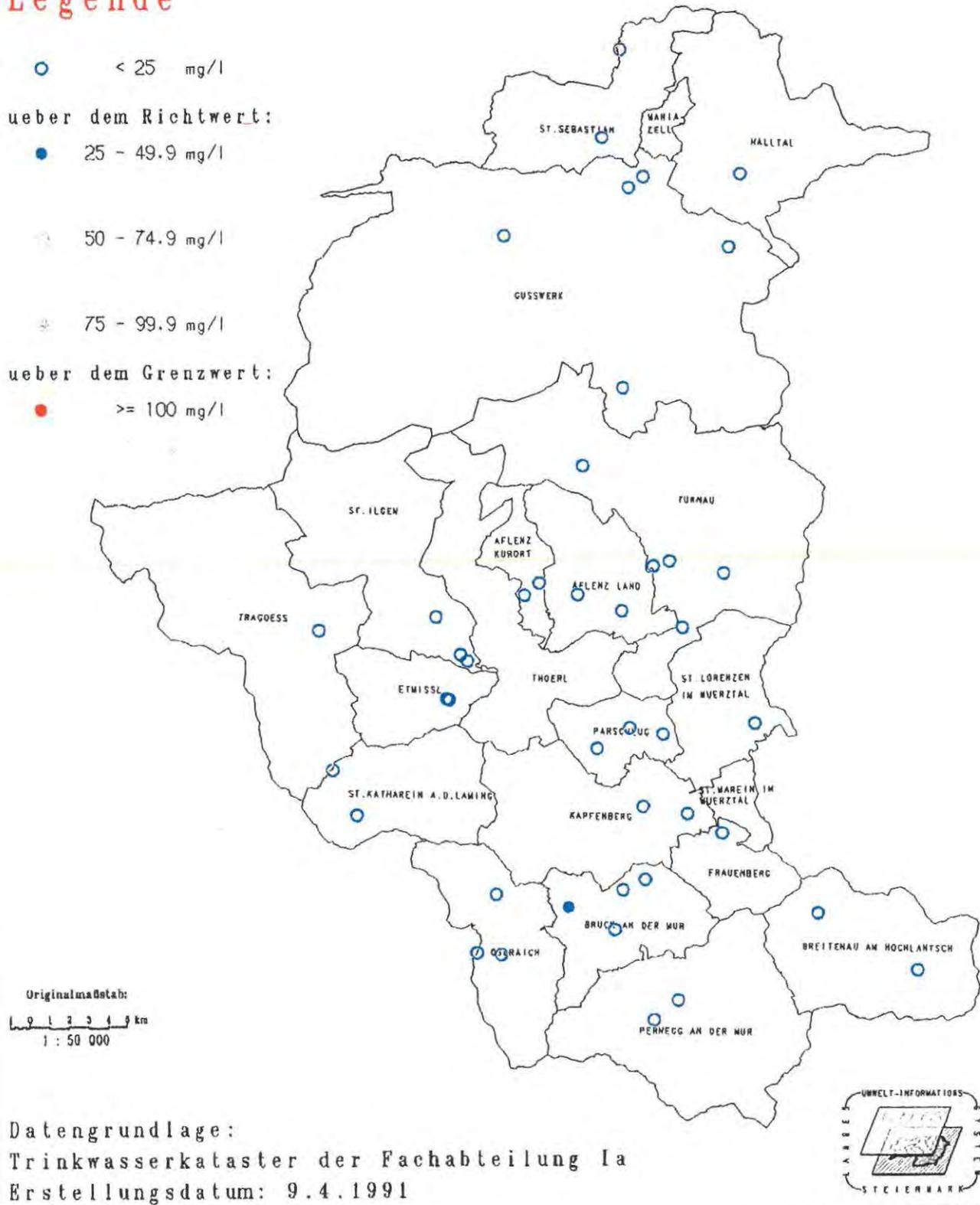


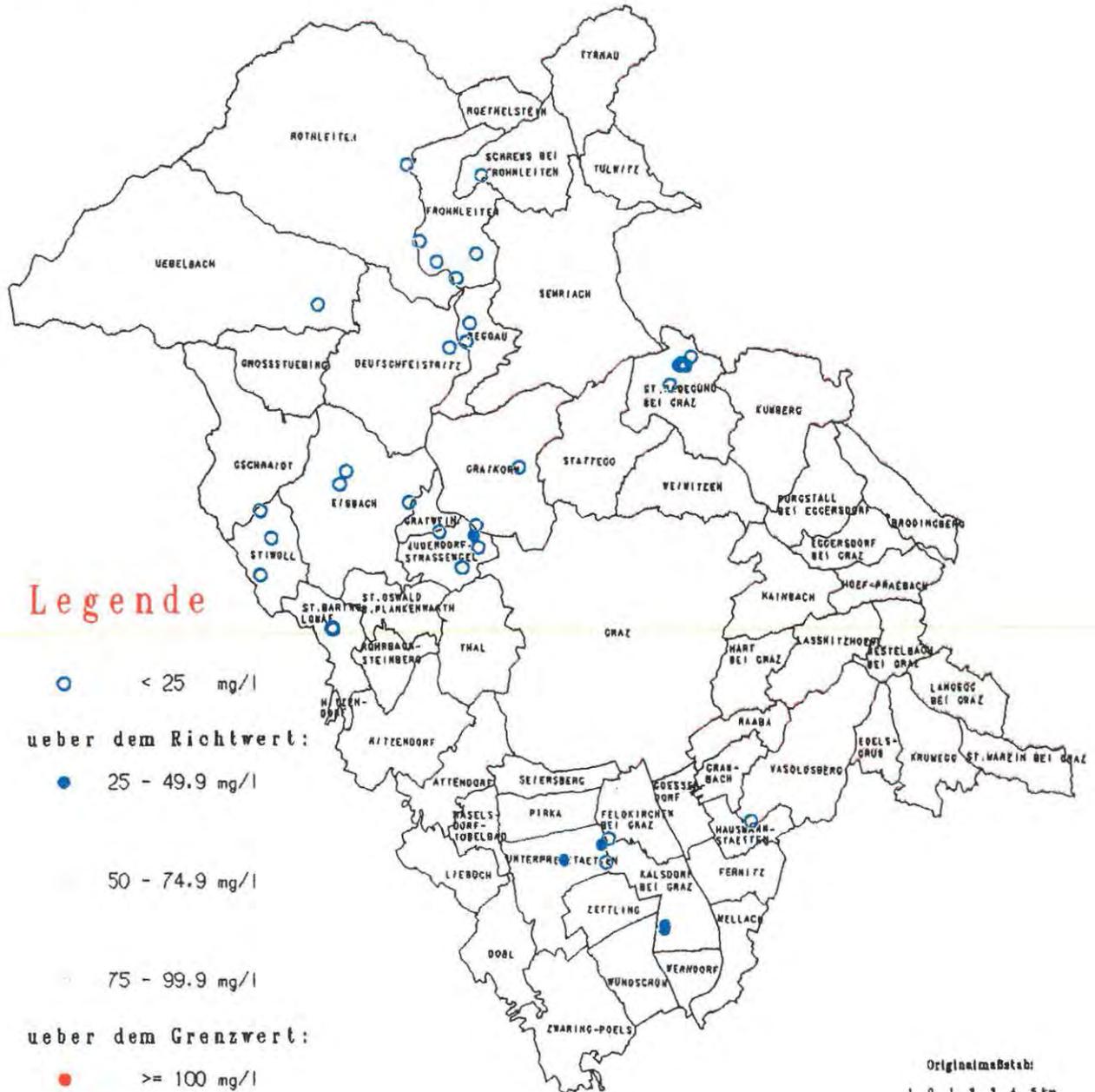
Abb. 3

# STEIRISCHER TRINKWASSERKATASTER

Belastung durch NITRAT

Bezirk Graz-Umgebung

Mittelwerte 1990



Originalmaßstab:  
0 1 2 3 4 5 km  
1 : 50 000

Datengrundlage:  
Trinkwasserkataster der Fachabteilung Ia  
Erstellungsdatum: 11.4.1991



# NITRATWERTE ÖSTERREICHISCHER WASSERWERKE, 1987\*

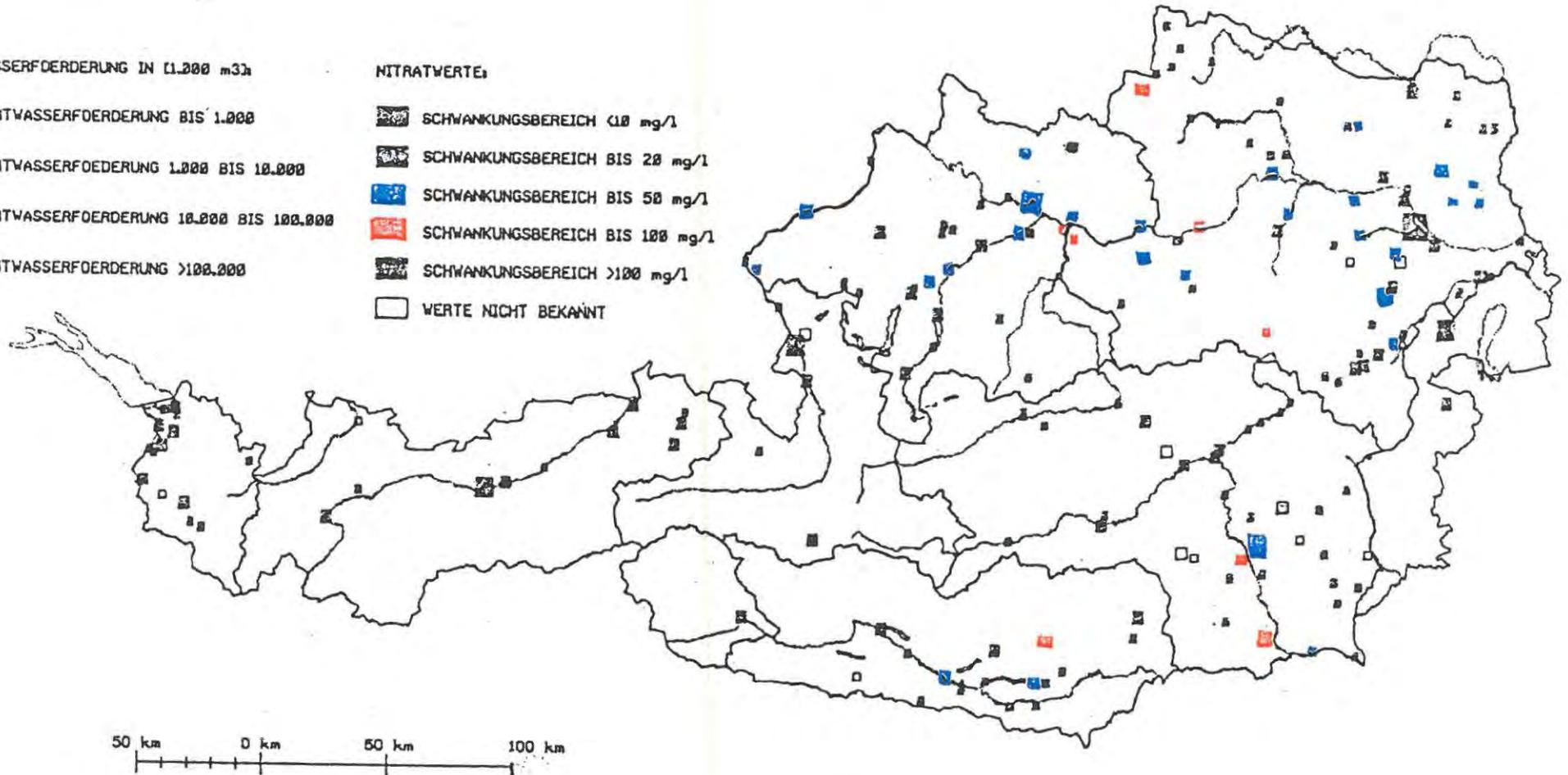
## LEGENDE:

### JAHRESWASSERFÖRDERUNG IN (1.000 m<sup>3</sup>)

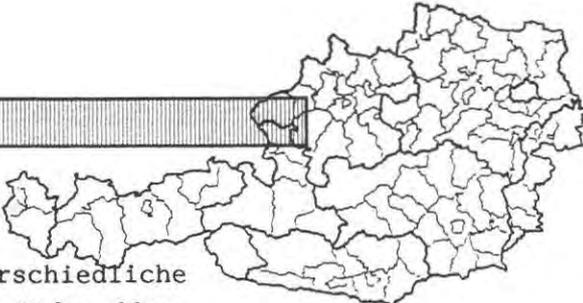
- GESAMTWASSERFÖRDERUNG BIS 1.000
- GESAMTWASSERFÖRDERUNG 1.000 BIS 10.000
- GESAMTWASSERFÖRDERUNG 10.000 BIS 100.000
- GESAMTWASSERFÖRDERUNG >100.000

### NITRATWERTE:

- SCHWANKUNGSBEREICH <10 mg/l
- SCHWANKUNGSBEREICH BIS 20 mg/l
- SCHWANKUNGSBEREICH BIS 50 mg/l
- SCHWANKUNGSBEREICH BIS 100 mg/l
- SCHWANKUNGSBEREICH >100 mg/l
- WERTE NICHT BEKANNT



• DATEN AUS BETRIEBSERGEBNISSEN DER WASSERWERKE ÖSTERREICHS 1987 (STATISTIK DW1, 1989; ÖEVGW)



Die Ursachen für solche "Ausreißer" sind unterschiedliche geologische und hydrologische Verhältnisse an den Meßstellen.

Neben den Differenzen zwischen einzelnen Meßstellen in einem homogenen Gebiet kommt es auch bei ein und derselben Meßstelle im Jahresablauf zu Schwankungen.

Auch die Stelle der Probenahme, ob am öffentlichen Wassernetz, in einem Brunnen oder an Stellen, die zur Messung eigens eingerichtet wurden, kann zu Verzerrungen der Meßwerte führen.

Dennoch lassen sich anhand dieser Dokumentation Grundtendenzen der Nitratbelastung feststellen.

Unbestritten ist, daß es in Hinblick auf die kommenden neuen Grenzwerte zu Problemen in der Wasserversorgung einiger Gebieten kommen wird.

### **Als Problemgebiete lassen sich erkennen:**

**Grazer und Leibnitzerfeld**

**Klagenfurter Becken**

**Marchfeld**

**Tullnerfeld**

**Traun-Ennsplatte**

**Welser Heide**

**In diesen Gebieten tritt eine stark erhöhte Nitratkonzentration großflächig auf.**

Aber auch in anderen Gebieten wurden vereinzelt sehr hohe Grenzwertüberschreitungen gemessen. Die Ursache für solche Einzelfälle wird meist in einer **punktuellen Emissionsquelle** liegen.

Andere Trinkwasseruntersuchungen zeigen ähnliche Ergebnisse.  
(Sonderbeilage, Förderungsdienst 4/1992).

So hat die **Arbeitskammer Niederösterreichs** im Juli 1992 320 000 Nitratmeßstreifen an ihre Mitglieder ausgesendet. Die 11000 zurückgesendeten Meßstreifen lassen für Niederösterreich folgende Problemgebiete erkennen:

Einige Gemeinden nördlich von Wien

Tullnerfeld

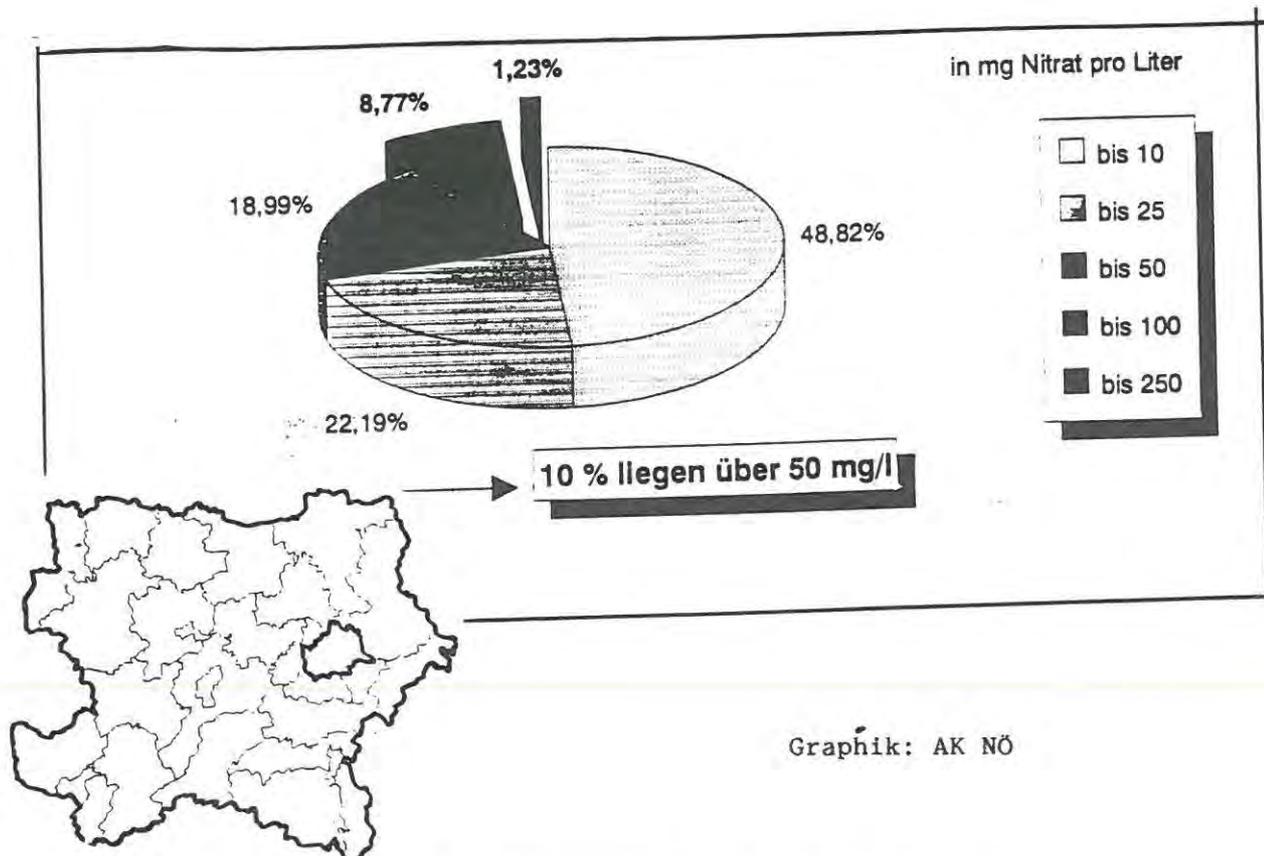
Marchfeld und

Teile des Bezirkes Amstetten.

So lagen von 27 Hausbrunnenuntersuchungen  
in der Gemeinde **Leopoldsdorf im Marchfeld** **96,3%**  
**über dem Richtwert von 50 mg.**

Insgesamt lagen rund **30%**  
der retournierten Proben  
**über dem Wert von 30 mg/l.**

## Nitratbelastung in Niederösterreich



Die Meßergebnisse von Hausbrunnen liegen im Durchschnitt höher als die Meßwerte an öffentlichen Wassernetzen.

Die **Plattform Trinkwasser** führt mit einem mobilen Nitratmeßbus vor allem Hausbrunnenuntersuchungen in Nieder-, Oberösterreich, der Steiermark und dem Burgenland durch.

Im Rahmen ihrer Messungen wurden **Höchstwerte von bis zu 400 mg/** Nitrat je Liter Trinkwasser gemessen. Laut ihren Analyseergebnissen können nur rund 5,5 % des Trinkwassers als einwandfrei bezeichnet werden. (Profil Nr. 34, 1992, Seite 48) Eine alarmierende Situationsanalyse, die sich in der Zukunft noch verschärfen wird.

## 3.4 Die Quellen des Nitrateintrages

### **Punkt förmige Belastungsquellen**

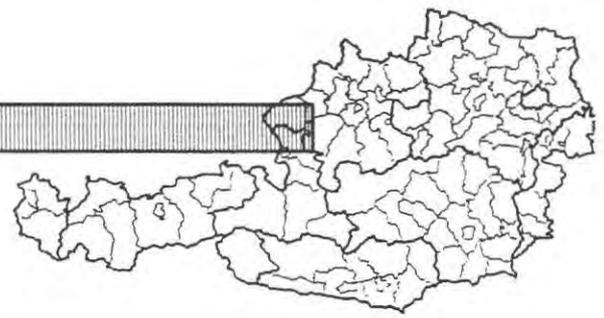
Ca. 20% der Haushalte sind nicht an öffentliche Kanalnetze angeschlossen und entsorgen ihre Abwässer über **Senkgruben**. Sind diese undicht, sind sie Emissionsquelle für Nitrat.

Belastungen in geringerem Maße können auch durch

- \* undichte Kanalnetze,
- \* Klärschlamm und
- \* Altlastendeponien entstehen.

### **Der Stickstoffeintrag aus Luft**

Dieser liegt im Bundesdurchschnitt bei 20-25 kgN/ha. Lokal kann dieser Wert deutlich höher liegen.



## **Der Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft**

Es treten punktuelle Emissionsquellen wie undichte beziehungsweise überlaufende Lagerungsbehälter von Gülle, Jauche, Mist und Silosickersäften auf.

Das Hauptproblem stellt der  
**großflächige Stickstoffeintrag** bedingt durch  
die landwirtschaftliche **Düngung** dar.

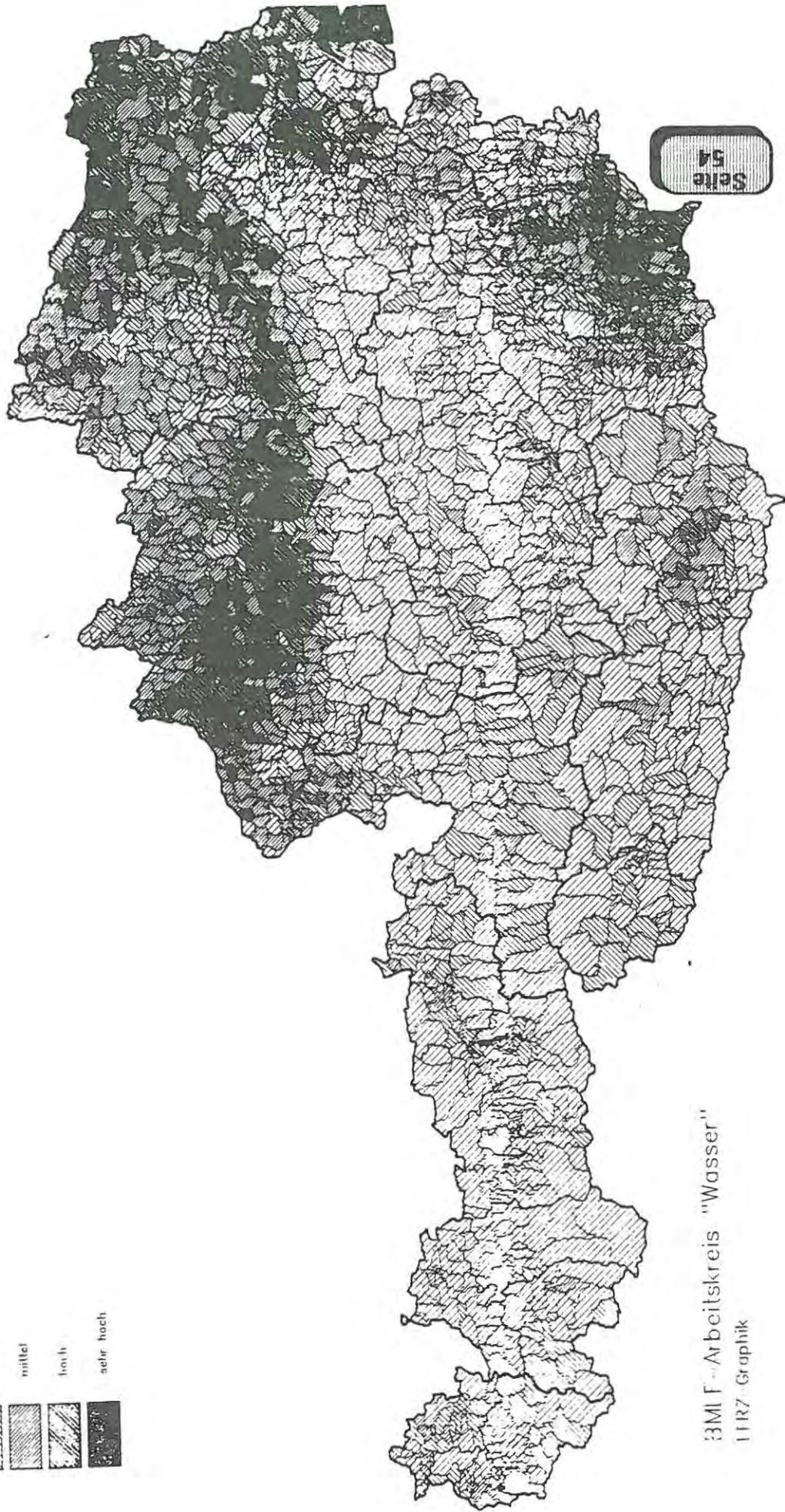
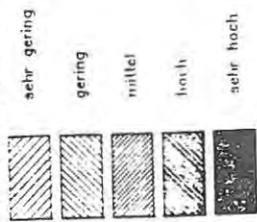
Eine Untersuchung des Ministerium für Land- und Forstwirtschaft versucht die potentiellen Einflußfaktoren auf die Nitratkonzentraion für Österreich abzuschätzen.

Abbildung auf Seite 54 zeigt den potentiellen Einfluß der Landwirtschaft auf die Höhe der Nitratbelastung.

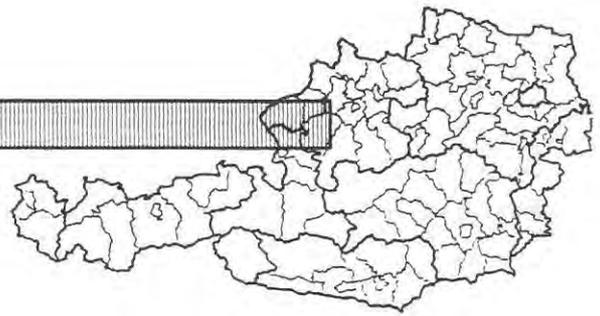
Die Komponente "Einfluß der Landwirtschaft" setzt sich aus drei Teilbereichen zusammen, die in gleichen Anteilen in die Schätzung eingegangen sind.

- 1)Einflußgröße Standort
- 2)Einflußgröße landwirtschaftliche Bodennutzung
- 3)Einflußgröße Stickstoffdüngung

Potenzielle Einflußgröße Landwirtschaft – bezogen auf die Gesamtfläche



BM F - Arbeitskreis "Wasser"  
1117 - Graphik



### 1) Der Standort

Es wird die Nitratauswaschungsgefährdung eines Standortes bezogen auf die Gesamtfläche abgeschätzt.

Diese ist abhängig von

- \* der klimatischen Wasserbilanz
- \* vom Wasserspeichervermögen
- \* von der Wasserleitfähigkeit des Bodens
- \* vom Grundwasserflurabstand

Die Einteilung erfolgte in ein vierstufiges Schema :

Auswaschungsgefährdung	zugeordnete Zahlenwerte
geringe .....	2
mittlere .....	3
hohe .....	4
sehr hohe .....	5

Der Schätzfaktor  $y$  wurde folgendermaßen errechnet:

$y = \text{Einteilung der LN} \times \text{Flächenanteil der LN an der Gesamtfläche}$

z. B. Bewertung mittel.....3

Flächenanteil der LN an der Gesamtfläche.....0,8

$$y = 3 \times 0,8 = 2,4$$

ad 2.) Die landwirtschaftliche Bodennutzung

In dieser Schätzung wurde die Art der landwirtschaftlichen Kultur und die damit verbundene Bewirtschaftungspraxis beziehungsweise Düngungsweise hinsichtlich ihres potentiellen Einflusses auf die Nitrataustragungsgefährdung bewertet und auf die Gesamtfläche bezogen.

Schätzfaktoren landwirtschaftlicher Kulturen:

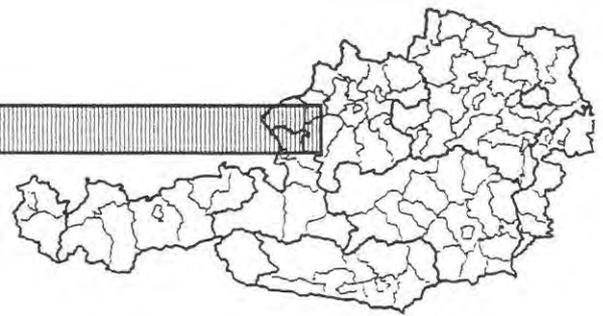
- 10 Mais
- 9 Hirse, Buchweizen, Erwerbsgartenland, Kartoffel, Zuckerrübe, Kraut, Kohlgemüse
- 8 Weingarten, Rote Rüben, Salatgurken, Karotten
- 7 Körner-Erbesen, Pferdebohnen, Sonnenblumen, Klee, Luzerne, Industriegurken, Tomaten, Zwiebeln, Grünerbsen
- 6 Sommergerste, Sommer-Menggetreide, Hafer, Baumschule, Obstbau
- 5 Sommerroggen, Sommer-Weizen, Hopfen, Tabak, Erdbeeren
- 4 Winter-Menggetreide, Winterweizen, Klee gras
- 3 Heil- und Gewürzpflanzen, Winterroggen, Kopfsalat, Wintergerste
- 2 Raps, Rüben, Wechselgrünland
- 1 Grünland, Streuobstbau

Die Berechnung des Schätzfaktors....X:

Potenielle Einflußgröße landwirtschaftliche Bodennutzung X =

Kulturart in ha x Schätzfaktor / Gesamtfläche in ha

Ein sehr hoher Schätzwert für die Einflußgröße resultiert also aus einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche mit Kulturen, die einen sehr hohen Schätzfaktor aufweisen.



### ad 3.) Die Stickstoffdüngung

Bei der Schätzung wurde der Anteil des mineralischen Stickstoffdüngers und der Stickstoffanteil des Wirtschaftsdüngers aufsummiert und auf die Gesamtfläche bezogen.

Formel:

Mineral- und Wirtschaftsdünger Stickstoff in kg je Gemeinde dividiert durch die Gesamtfläche der Gemeinde.

#### Potentielle Einflußgröße Landwirtschaft

Die Schätzwerte der drei Einflußfaktoren Standort, Kulturart und Düngung wurden aufsummiert und in die fünf Kategorien

- |   |                       |
|---|-----------------------|
| 1 | sehr gering           |
| 2 | gering                |
| 3 | mittel                |
| 4 | hoch                  |
| 5 | sehr hoch aufgeteilt. |

Aus dieser Vorgangsweise ergibt sich die Karte in obiger Abbildung für die potentielle Einflußgröße Landwirtschaft. (Der Förderungsdienst, Sonderbeilage, 4/1992, Seite ff)

## 3.5

# Analyse empirischer Daten

Im 2. Kapitel habe ich Faktoren, die die Höhe der Nitratauswaschungsgefährdung beeinflussen, aufgezeigt.

So haben:

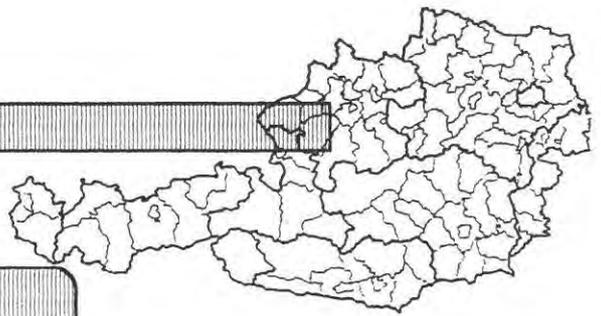
- \* Bewirtschaftungsform
- \* geologische Verhältnisse
- \* Düngerintensität
- \* Düngerzeitpunkt
- \* Pflanzenbestände
- \* Fruchtfolge
- \* Klima usw.

entscheidenden Einfluß auf die Gefahr der Nitrataustragung ins Grundwasser.

Im ersten Teil dieses Kapitels erfolgte eine Schätzung der potentiellen Auswaschungsgefährdung von Nitrat in Österreich.

Es stellt sich die Frage:

**Lassen sich Zusammenhänge zwischen Landwirtschaft und der Höhe der Nitratkonzentrationen im Grundwasser auch anhand empirischer Daten nachweisen?**



## 3.5.1 Die Regressionsanalyse

Die Regressionsanalyse ist eine statistische Methode, die den Zusammenhang zwischen einer abhängigen Variable  $Y$  mit einer unabhängigen Variablen  $X$  schätzt.

Man unterscheidet:

- \* die einfache Regressionsanalyse, bestehend aus einer abhängigen und einer unabhängigen Variablen und
- \* die multiple Regressionsanalyse. Sie schätzt den Zusammenhang von mehreren unabhängigen Variablen mit einer abhängigen Variable.

Hier wird die Frage gestellt:

Gibt es einen Zusammenhang  
zwischen der Ausbringungsmenge an

Stickstoffdünger  
und der Konzentration von Nitrat im  
Grundwasser?

?

Die Regressionsgleichung lautet:

$$Y = aX + bZ + C$$

Y...abhängige Variable...Nitratkonzentration

unabhängige Variablen: X...mineralischer Reinstickstoff  
Z...betriebseigener Wirtschaftsdünger

### **a,b...Regressionkoeffizienten Steigung der Regressionsgerade**

Die Regressionkoeffizienten werden geschätzt.

## 3.5.2 Die Daten

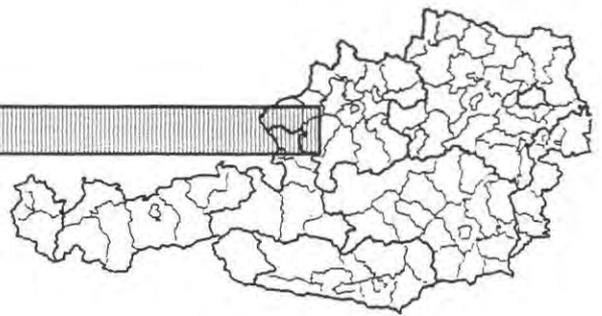
Da nur Meßwerte der Nitratkonzentrationen im Grundwasser für Ostösterreich zur Verfügung standen, mußte ich mich auf die Bundesländer Burgenland, Kärnten, Niederösterreich, Oberösterreich und die Steiermark beschränken. Die Berechnungen erfolgen auf Ebene der politischen Bezirke und umfassen folgende Variablen:

#### 1) Kauf mineralischer Stickstoffdünger

Als Berechnungsgrundlage dienen Erhebungen des Getreidewirtschaftsfonds. Die Angaben erfolgen in kg Reinstickstoff je Bezirk.

#### 2) Anfall von betriebseigenem Wirtschaftsdünger

Die Angabe erfolgt wiederum in kg Reinstickstoff.  
Für die Umrechnung wurden verwendet:



- \* Bestandeszahlen aus: Nutztierhaltung in Österreich (ÖSTZ 1993)
- \* GVE - Umrechnungstabelle: (siehe Seite 45)
- \* Faustzahlen für den Stickstoffanfall je Tierart: (Der Rat von Sachverständigen, 1985, Seite 131 und "Faustzahlen für die Landwirtschaft", 1983, Seite 208f)
- \* Umrechnung auf Festmist bzw. Gülle: (Studie für BMLF von Sigurd Konrad, 1993)

**Anfall an ausbringbaren Nährstoffen (kg/Jahr) im Dung von 3 DüngergröÙvieheinheiten  
(Kot und Harn)**

	Org. Trm.	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO	
Rind, ganzjährig	} Gülle	3 870	282	144	357	132	42
Rind, 200 Stalltage		2 190	159	81	201	75	24
Schwein		2 550	236	173	103	135	38
Legehennen		2 600	248	200	125	372	45
Rind, ganzjährig	} Rottemist	4 270	301	205	422	176	57
Rind, 200 Stalltage		2 410	170	115	236	105	32
Schwein		2 810	253	245	122	181	51
Masthähnchen-Trockenkot		3 080	205	210	140	280	36
geschätzte Verluste bei Rottemist		30	35	10	25	15	15
bei Gülle		5	10	5	5	5	5

Quelle: VETTER und KLASINK, 1975

Aus: Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985, Seite 131

### 3) Gesamtstickstoffanfall

Die Berechnung der Gesamtstickstoffmenge je Bezirk ergibt sich aus der Addition von mineralischem und betriebseigenem Stickstoffdünger.

### 4) landwirtschaftliche Nutzfläche je Bezirk

Da die absolute Höhe des Stickstoffeinsatzes nur bedingt Aussagekraft hat, habe ich den Stickstoffdüngieranfall auf die landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen.

Diese umfaßt:

- \* Ackerland (einschl. nicht mehr genutzter Flächen)
- \* Hausgärten
- \* Extensiv- und Intensivobstanlagen
- \* Weingärten
- \* Baumschulen
- \* Dauerwiesen (mit einem Schnitt/ mit mehr Schnitten)
- \* Kultur- und Hutweiden
- \* Almen und Bergmähdlen. (ÖSTZ, "Bodennutzung", 1992)

#### 5) Nitratmeßwerte

Auch die Nitratwerte beziehe ich auf Bezirksebene. Sofern mehrere Meßwerte je Gemeindevorliegen, bilde ich innerhalb einer Gemeinde das arithmetische Mittel. Zwischen den Gemeindenerfolgt die Berechnung des Mittels auf dieselbe Weise. Als Ausgangsdaten dienen die Meßwerte, die den Karten, die in diesem Kapitel angeführt sind, zu Grunde liegen.

### Einige Anmerkungen zu den Berechnungen:

ad 2.)

In einem ersten Schritt rechne ich die in der Statistik ausgewiesenen Tierbestände in GVE-Einheiten um. Die Angaben über die Haltungssysteme werden dem Bericht "Erhebungen zur Tierhaltung in Österreich" (Konrad, 1993) entnommen. Multipliziert mit den GVE-Einheiten ergeben sie den Anfall von Gülle und Festmist. (Der Jauchenanfall wird nicht berücksichtigt). Mittels Stickstoffgehaltsfaustzahlen errechne ich den Gesamtanfall von Stickstoff. Die Verluste wurden bei Festmist in der Höhe von 35% und bei Gülle in der Höhe von 10% angenommen. (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1985, Seite 131)

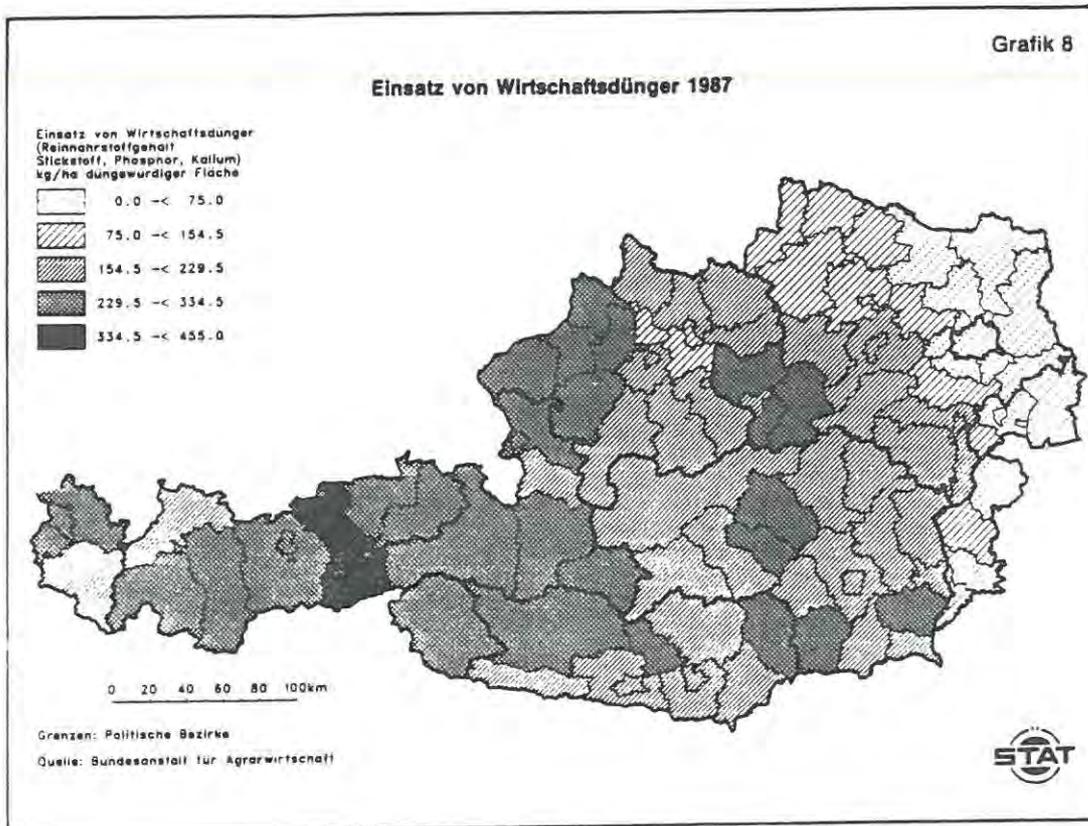


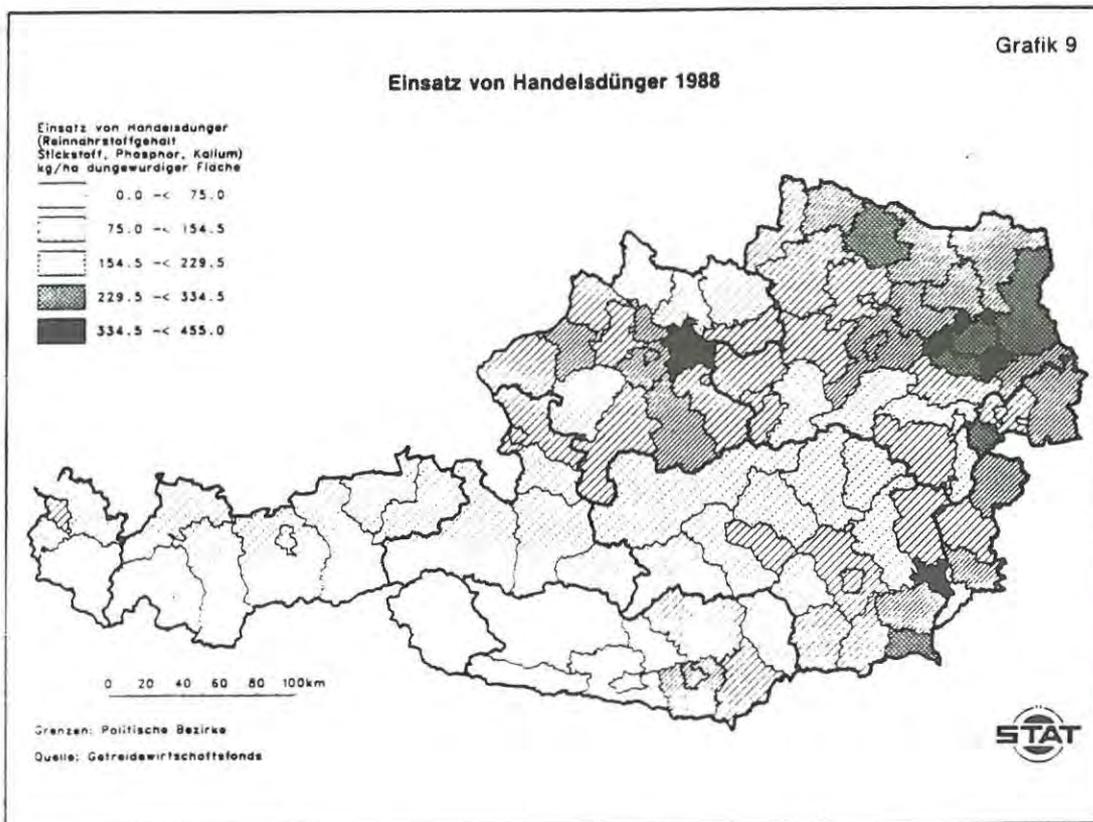
ad4.)

Die Bezugsgröße lw. Nutzfläche wähle ich, da sie  
\* klar definiert ist und beim ÖSTZ ausgewiesen wird,  
\* einen Vergleich mit anderen Ländern ermöglicht. Im  
Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen  
wurde die gleiche Bezugsgröße verwendet.

Durch die Einbeziehung von Flächen wie extensive Obstanlagen,  
Hutweiden und Almen kann über die tatsächliche Höhe des  
Stickstoffeinsatzes je ha düngungswürdige Fläche keine  
Aussage getroffen werden.

Die folgenden Graphiken zeigen die tatsächliche höhe des  
Gesamtdüngereinsatzes je Hektar düngungswürdiger Fläche.





Quelle: Statistische Nachrichten, 46. Jahrgang 1991, Heft 4, Seite 381

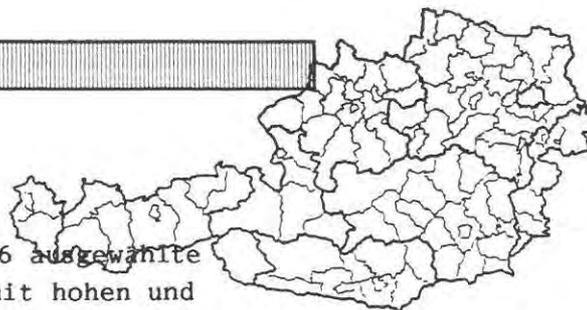
ad 5.)

Die für die Berechnung der Nitratwerte angegebene Vorgangsweise ergibt durchschnittliche Nitratkonzentrationen, die Anlaß zur Beruhigung geben könnten. Es treten kaum extrem hohe Werte auf. dabei muß jedoch in Betracht gezogen werden, daß

- \* stark erhöhte Nitratkonzentrationen nicht bei allen Meßstellen eines Bezirkes auftreten,
- \* die Gebiete mit erhöhten Nitratkonzentrationen nur Teile mehrerer Bezirke betreffen und dadurch niedrigere Nitratwerte die zum Teil erhöhten Konzentrationen abschwächen.

Weiters muß darauf hingewiesen werden, daß, je größer die Anzahl der Meßstellen auf Gemeinde bzw. Bezirksebene war, desto geringer waren die Auswirkungen von extremen Werten. Dies muß vor allem im Vergleich der Werte berücksichtigt werden, da in Niederösterreich nur ein Wert je Gemeinde zu Verfügung stand, in den anderen Bundesländern durchwegs mehrere Meßwerte.

Folgende Tabelle zeigt die berechneten Werte für 26 ausgewählte Bezirke. Für jedes Bundesland wurden Bezirke mit hohen und niedrigen Nitratwerten verwendet. Sie bilden die Grundlage für die Regressionsanalyse:



pol. Bezirk	Handelsdünger kg Reinstickstoff/ha	Wirtschaftsdünger kg Reinstickstoff/ha	Gesamtstickstoff kg/ha	Nitratkonzentration mg/l
Wr. Neustadt L.	3,8880	38,0885	41,9765	9,14
Gmünd	41,1020	46,5298	87,6319	7,90
Tulln	73,0029	24,0670	97,0699	59,00
Lilienfeld	2,1831	34,3999	36,5830	7,32
Melk	56,2153	56,0104	112,2258	19,80
Hollabrunn	61,4379	9,9526	71,3905	28,04
Gänserndorf	109,7639	3,6524	113,4163	63,70
Wels Land	11,5288	54,1400	65,6687	23,90
Braunau	41,3087	69,4682	110,7770	16,00
Perg	54,8062	58,3541	113,1603	20,70
Vöcklabruck	32,0299	65,3136	97,3435	12,90
Eferding	79,3801	38,9328	118,3129	20,30
Linz Land	197,2100	27,4979	224,7084	38,70
Neusiedl	59,9057	2,9714	62,8771	34,39
Wolfsberg	16,4282	43,0515	59,4797	5,80
Spital a. d. Drau	2,1829	12,4886	14,6715	4,70
Villach Land	5,2469	32,4629	37,7098	4,60
Vöcklermarkt	57,2877	42,5253	99,8130	10,96
Klagenfurt Land	18,9229	41,9524	60,8753	20,00
St. Veit / Glan	46,5520	30,6315	77,1815	10,56
Graz Umg.	12,1484	46,5520	58,7004	21,40
Leibnitz	53,4342	136,3805	189,8147	43,00
Murau	3,4604	27,5319	30,9932	5,00
Bruck a. d. Mur	6,9831	23,3509	30,3341	5,90
Radkersburg	111,8514	58,0779	169,9292	31,20
Deutschlandsberg	33,5595	54,5700	88,1295	7,20

Ich habe die Regressionsanalyse in drei verschiedenen Variante

### 3.5.3 Regressionsanalyse mit zwei Variablen

#### Nitratkonzentration in Abhängigkeit der mineralischen Stickstoffdüngerausbringung

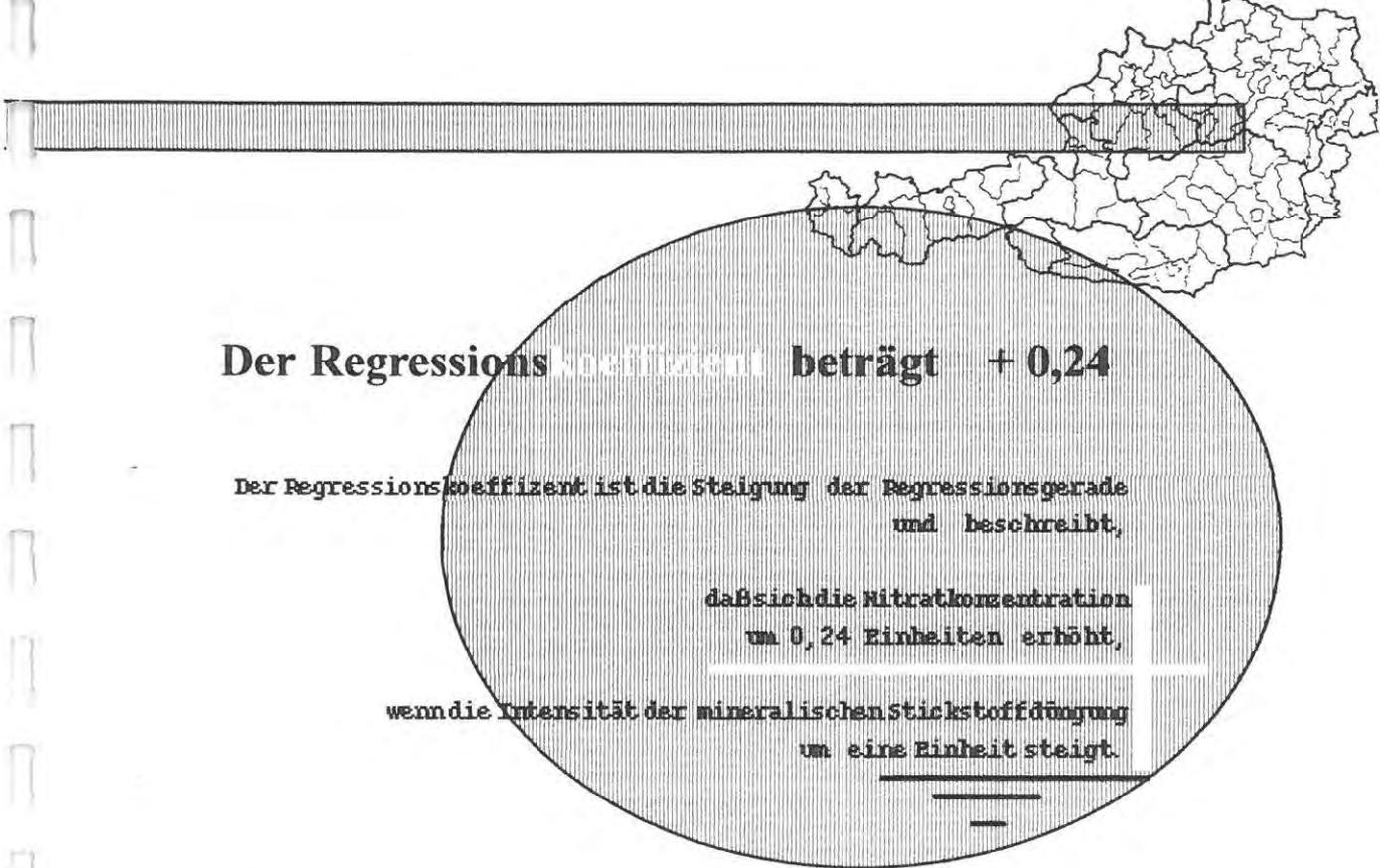
LS // Dependent Variable is NITRKONZ  
Number of observations: 26

VARIABLE	Coefficient	STD: ERROR	T-STAT:	2-TAIL SIG
C	9,3155692	3,5685791	2,6104421	0,0153
NDNGER	<b>0.2432458</b>	0.0565653	4.3002686	0.0002
R-squared	0.435192	Mean of dependent var	20.46577	
Adjusted R-squared	0,411658	S.D. of dependent var	16.29920	
S.E. of regression	12.50205	Sum of squared resid	3751.230	
Log likelihood	-101.5251	F-statistic	18.49231	
Durbin-Watson stat	1.976386	Prob (F-statistic)	0.000246	

Erklärung:

LS ..... Least squares Regression  
 NITRKONZ ... Nitratkonzentration in mg/l (abhängige Variable)  
 NDNGER ..... mineralischer Stickstoffdünger in kg/ha ldw.  
 Nutzfläche (unabhängige Variable)  
 C..... Konstante. C beschreibt die Höhe der  
 Nitratkonzentration bei einem Düngerniveau von  
 Null.  
 Number of observations ... Beobachtungen der 26 politischen  
 Bezirke (siehe Tabelle Seite 65)

In der Folge werden für das Verständnis dieser Arbeit wichtige Begriffe erklärt.



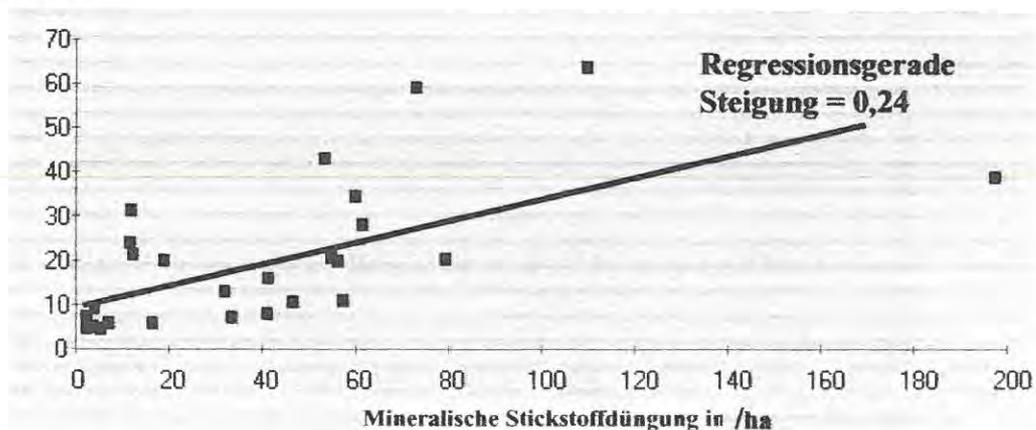
## Der Regressionskoeffizient beträgt + 0,24

Der Regressionskoeffizient ist die Steigung der Regressionsgerade und beschreibt,

daß sich die Nitratkonzentration um 0,24 Einheiten erhöht,

wenn die Intensität der mineralischen Stickstoffdüngung um eine Einheit steigt.

Nitrat mg/l



### Der Standard Fehler (Std. Error)

Der Standard - Fehler ist ein Maß für die statistische Variabilität des Regressionskoeffizienten. Der tatsächliche Wert des Regressionskoeffizienten liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von zwei Drittel im folgenden Intervall.  
(Coefficient minus Std. Error) < Coefficient < (Coefficient plus Std. Error)

### t-Wert (T-STAT)

Der t- Wert ist ein Maß für die Sicherheit eines Schätzwertes. Er stellt den Quotienten des Regressionskoeffizienten und seinen Standardfehler dar. Mit Hilfe von Freiheitsgraden können Wahrscheinlichkeiten angegeben werden, daß ein Zusammenhang zwischen den Variablen besteht.

In unserem Fall ergeben sich bei 26 Bezirken 24 Freiheitsgrade und eine Wahrscheinlichkeit von 0,05%, daß die Nullhypothese zu Unrecht verworfen wird. Die Nullhypothese besagt, daß kein Zusammenhang zwischen den Variablen existiert.

Es besteht also mit einer  
99,95%igen Wahrscheinlichkeit ein Einfluß  
der mineralischen Stickstoffdüngung auf den Nitratgehalt.

## $R^2$ (R-squared)

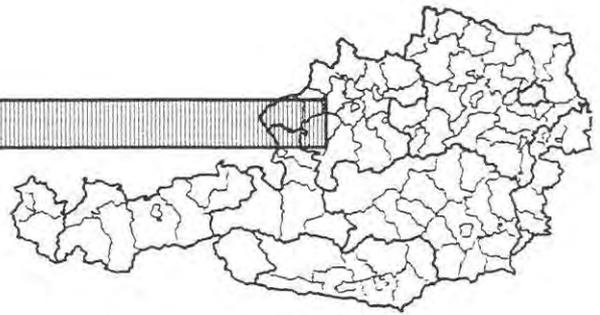
$R^2$  ist das Maß der Bestimmtheit. Es gibt Auskunft über den Anteil der Streuung der einzelnen Werte, die durch das Regressionsmodell erklärt werden können.

Die Abweichungen der Nitratkonzentration  
werden durch dieses Regressionsmodell  
zu 43% erklärt.

### 3.5.4 Regressionsanalyse mit drei Variablen

In einem zweiten Schritt führe ich eine multiple Regressionsanalyse durch, wobei  $X \dots$  die mineralische Stickstoffdüngung,  
 $Z \dots$  der betriebseigene organische Wirtschaftsdünger  
die unabhängigen Variablen sind, und  
 $Y \dots$  die Nitratkonzentration die abhängige Variable darstellt.

$$Y = aX + bZ + C$$



LS // Dependent Variable is NITRKONZ  
 Date: 1-22-1993 / Time: 17:10  
 SMPL range: 1 - 26  
 Number of observations: 26

VARIABLE	COEFFICIENT	STD. ERROR	T-STAT.	2-TAIL SIG.
C	8.7309816	5.5467861	1.5740613	0.1291
WDNGER	0.0134980	0.0965629	0.1397844	0.8900
NDNGER	0.2437790	0.0578832	4.2115701	0.0003
R-squared	0.435671	Mean of dependent var		20.46577
Adjusted R-squared	0.386599	S.D. of dependent var		16.29920
S.E. of regression	12.76552	Sum of squared resid		3748.045
Log likelihood	-101.5140	F-statistic		8.878196
Durbin-Watson stat	1.979287	Prob(F-statistic)		0.001389

WDNGER..... wirtschaftseigener, org. Stickstoffdünger  
 in kg/ha ldw. Nutzfläche

Das  $R^2$  liegt bei 0,43. 43% der Streuung der abhängigen Variable kann durch die unabhängigen Variablen erklärt werden.

Für mineralischen Stickstoffdünger ...X ergibt sich ein Regressionskoeffizient.....a = 0,24.

Für betriebseigenen Wirtschaftsdünger....Z beträgt der Regressionskoeffizient .....b = 0,013.

Der Zusammenhang besteht laut T-Statistik (23 Freiheitsgrade) bei mineralischen Stickstoffdünger mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05%. Für den Wirtschaftsdünger ergibt sich ein Wert, der keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Höhe der Wirtschaftsdüngerintensität und der Nitratkonzentration erkennen läßt.

Betrachtet man das Ergebnis genauer, kann festgestellt werden, daß die größten Abweichungen zwischen den geschätzten Werten und den tatsächlich aufgetretenen Nitratkonzentrationen bei den Bezirken Tulln und Gänserndorf bestehen. Die Ursache für diese Abweichung könnte zum Teil in der schon beschriebenen Inhomogenität des Datenmaterials liegen.

Ich habe nun diese beiden Bezirke aus dem Modell eliminiert und eine neue multiple Regressionsanalyse durchgeführt.

# Multiple Regressionsanalyse

ohne Tulln und Gänserndorf

LS // Dependent Variable is NITRKONZ  
 Date: 1-29-1993 / Time: 18:35  
 SMPL range: 1 - 26  
 Observations excluded because of missing data.  
 Number of observations: 24

VARIABLE	COEFFICIENT	STD. ERROR	T-STAT.	2-TAIL SIG.
C	3.9890119	3.5850449	1.1126812	0.2784
NDNGER	0.1741730	0.0385464	4.5185345	0.0002
WDNGER	0.1312018	0.0643164	2.0399437	0.0541
R-squared	0.547953	Mean of dependent var	17.05875	
Adjusted R-squared	0.504901	S.D. of dependent var	11.43779	
S.E. of regression	8.047999	Sum of squared resid	1360.176	
Log likelihood	-82.50231	F-statistic	12.72769	
Durbin-Watson stat	2.216304	Prob(F-statistic)	0.000240	

Die Regressionskoeffizienten a und b verändern sich.

Der Koeffizient für Wirtschaftsdünger...b steigt von 0,013 auf 0,13.

Der Koeffizient für mineralischen Stickstoffdünger .....a sinkt von 0,24 auf 0,17. hingegen.

Das Maß der Bestimmtheit  $R^2$  steigt auf 54 %.

Die Irrtumswahrscheinlichkeit beträgt im Falle des N -Dünger 0,05%.  
 Die Irrtumswahrscheinlichkeit bei W-Dünger liegt bei 5%.

## SCHLUSSBEMERKUNGEN



Trotz der einfachen Modellgestaltung **kanneinstatistisch gesicherter Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration im Grundwasser und der mineralischen Stickstoffdüngereintensität empirisch nachgewiesen werden**

Ein signifikanter Einfluß des betriebseigenen Wirtschaftsdüngers auf die Nitratwerte konnte nicht festgestellt werden.

Ein Ergebnis, das nicht überrascht. Neben meiner Betrachtung ist der Einfluß des mineralischen Stickstoffdüngers auf Nitrat durch umfangreiche Untersuchungen dokumentiert.

Wozu also dieser Aufwand?

Dieses einfache Modell ist ein Beispiel für die Anwendung ökonomischer Methoden als Analyseinstrument für die Nitratproblematik.

Durch die Erweiterung des Modells auf die Variablen Kulturartenverhältnisse, Standortfaktoren und andere sowie durch die Vergrößerung des Stichprobenumfanges würde die Aussagekraft einer solchen Analyse zunehmen. So könnte ein umfassenderes Modell als bessere Grundlage für eine fundierte Diskussion über den Einsatz von umweltpolitischen Instrumenten dienen.

Eine Zeitreihenanalyse für Musterregionen stellt eine weitere Möglichkeit dar, bestehende Einflüsse auf die Nitratkonzentration zu quantifizieren.

Meine empirische Analyse beschränkt sich auf den Faktor Düngereintensität, da ich mich in weiterer Folge mit ökonomischen Instrumenten zur Senkung der Düngereintensität beschäftige.

---

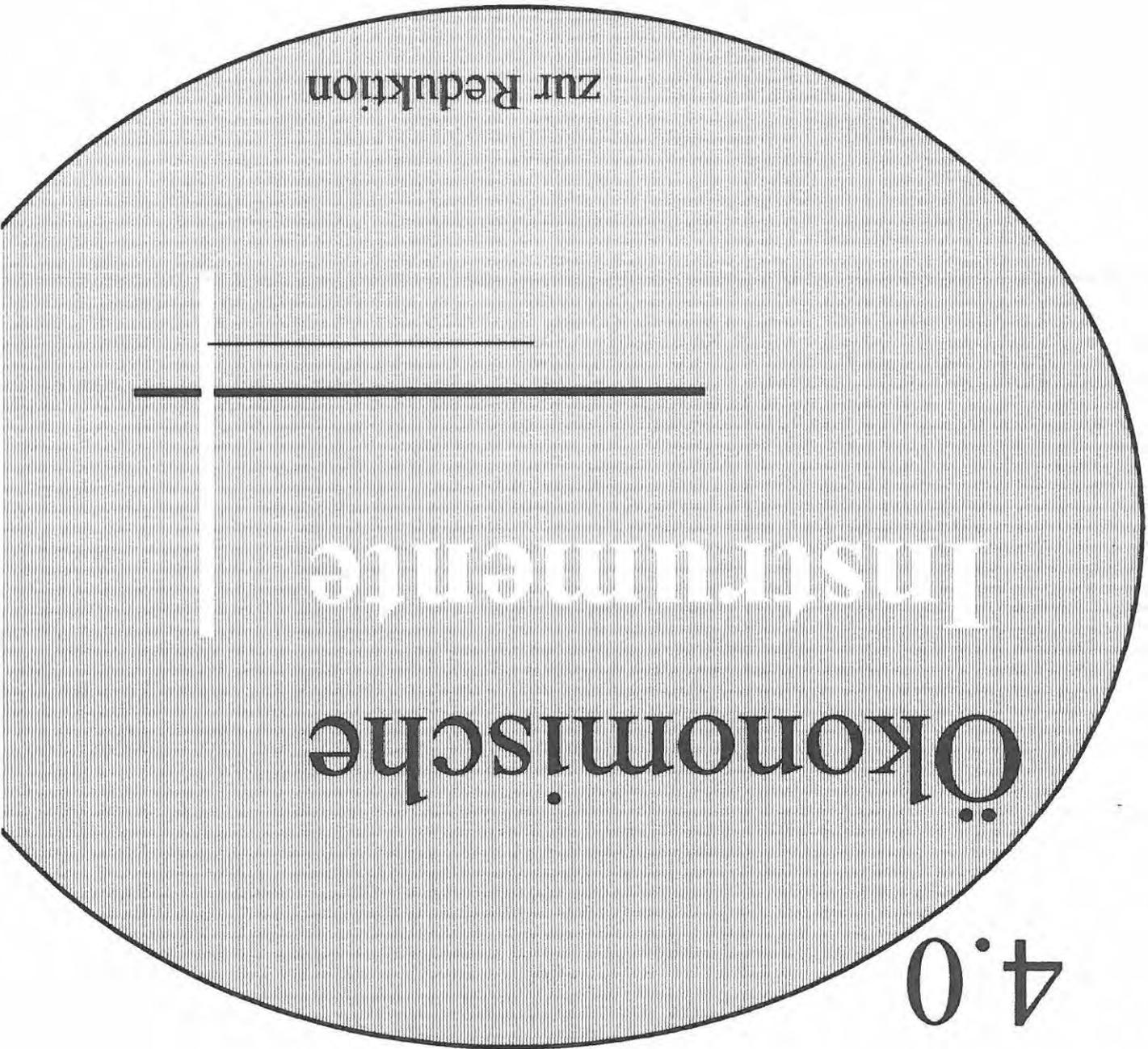
---

---

# Düngungsintensität

der

zur Reduktion



Instrumente

Ökonomische

4.0

## Einleitung

Wenn auch die Nitratbelastung des Trinkwassers in Österreich nur vereinzelt den derzeitigen Grenzwert überschreitet, ist eine dramatische Verschärfung des Problems in der Zukunft vorauszusehen.

Die schrittweise Reduzierung der Grenzwerte und die Tatsache, daß die Nitratkonzentrationen kontinuierlich steigen, machen Maßnahmen notwendig, um eine kostengünstige Trinkwasserversorgung auch in Zukunft zu ermöglichen.

Um politisch gestaltend sein zu können, muß die ökologische Situation noch Handlungsspielräume für eventuelle Ausgleichsaktivitäten offen lassen.

Durch Untätigkeit läuft man Gefahr, diesen Spielraum zu verlieren.

Umweltpolitik ist dann zielführend, wenn sie

- \* die vorgegebenen Umweltziele erreicht
- \* dem ökonomischen Prinzip Rechnung trägt

Das bedeutet, daß ein vorgegebenes Umweltziel zu den geringsten Kosten erreicht werden soll.

Mehrere Maßnahmen bieten sich an, um den Einsatz von Stickstoffdüngemittel zu begrenzen.

- \* Erhöhung der Stickstoffpreise
- \* Mengenregulierung des Stickstoffdüngers
- \* Senkung der Produktpreise
- \* Begrenzung des Einsatzes sonstiger Produktionsmittel

Durch eine Reduktion des Stickstoffeinsatzes verringert sich auch die Intensität anderer Produktionsfaktoren. Dadurch kann es zu einer zusätzlichen Entlastung der Umwelt kommen.

Eine flächendeckende Verringerung des Produktionsfaktoreinsatzes kann nicht mittels Sonderprogramme und staatlichen Kontrollen gegen wirtschaftliche Anreize durchgesetzt werden, sondern nur dann, wenn die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen so gesetzt werden, daß es im Interesse der Landwirte liegt, ökologische Grenzen zu beachten.

## 4.1 Bodenschutzabgabe

Im Wirtschaftsjahr 1986/87 wurde ein im Marktordnungsgesetz verankerter Förderungsbeitrag (auch Düngemittelabgabe oder Bodenschutzabgabe genannt) zum Zwecke des Bodenschutzes und zur Förderung der Getreidewirtschaft eingeführt.

Der Abgabe unterliegen mineralische, chemische und bestimmte organische Handelsdünger, sofern sie für die Düngung verwendet werden. Die Höhe der Abgabe wird nach dem Reinnährstoffgehalt berechnet und durch den Getreidewirtschaftsfond eingehoben.

1986 wurde die Abgabe für Stickstoff auf 3,50 Schilling pro Kilogramm Reinnährstoff festgesetzt. Dieser Betrag wurde auf derzeit **6,50 S** ( 3,50 für Phosphor und 1,90 S für Kali) je Kilogramm Reinnährstoff erhöht.

Die Höhe der Abgabe orientiert sich an den angestrebten Einnahmen. Der Förderungsbeitrag wird bei Abgabe der Düngemittel an die Landwirte fällig und ist auf der Rechnung getrennt auszuweisen.

Seit 1. Jänner werden die Spesen für die Administration dieser Abgabe dem Getreidewirtschaftsfond in der Höhe von 0,7% des Gesamtaufkommens pauschal abgegolten.

Von dem verbleibenden Rest müssen fünf Prozent an den Bund überwiesen werden, der diese zur Förderung anderer Kulturen wie Wein-, Obst- und Gemüsebau verwendet. Die restliche Summe steht dem Getreidewirtschaftsfond für Absatz- und Verwertungsmaßnahmen im Bereich der Getreidewirtschaft und für Förderungen von Ersatzkulturen des Getreidebaues zur Verfügung.

Der Förderungsbeitrag wird vor allem als Finanzierungsmittel gesehen.

### Die Preiselastizität

Über die Reaktion der Nachfrage bei Preisänderungen des Handelsdüngers gibt es sowohl in Österreich als auch in anderen Ländern unzureichende Schätzungen. Allgemein wird von einer **Elastizität von etwa - 0,1 bis - 0,2** ausgegangen (Klingsteinhauser 1986).

Schneeberger (1990) hat für Körnermais eine Preiselastizität für Stickstoff von - 0,35 und bei Mahlweizen von -0,15 errechnet. (Schneeberger Seite 109)

In Dänemark (Dubgaard 1989) wurde kalkuliert, daß um eine Stickstoffreduktion um 30% zu erreichen, eine Steuer von 150% festgesetzt werden müßte. (Hanley 101) Dies entspricht einer Elastizität von - 0,2.

Eine solche Preiselastizität würde bedeuten, daß ein spürbarer Rückgang des Düngermittelkaufes erst bei hohen Preissteigerungen eintreten würde. Diese geringe Preiselastizität war es auch, warum Experten in Österreich nach Einführung der Bodenschutzabgabe nur einen geringen Rückgang der Düngermittelnachfrage erwarteten.

Das Verhalten der Landwirte entsprach jedoch nicht diesen Elastizitäten. Der Düngermittelabsatz sank stärker als erwartet. Die Nachfrage ging etwa um ein Fünftel im Vergleich zum Wirtschaftsjahr 1985/86 zurück. Mitte der achtziger Jahre wurden rund 380 000t Reinnährstoff jährlich abgesetzt. Der Einsatz von Stickstoff nahm kontinuierlich zu, Phosphat und Kalidünger wurden hingegen weniger eingesetzt. Nach Einführung der Abgabe fiel der Handelsdüngerabsatz auf rund 320 000 bis 330 000t Reinnährstoff. Seither stagniert die Nachfrage. Der Rückgang ist umso bemerkenswerter, wenn man berücksichtigt, daß sich der mineralische Dünger nach Einführung der Bodenschutzabgabe bedingt durch niedrigere Großhandelspreise nur gering verteuerte. So war 1kg Reinstickstoff im März 1988 effektiv nur um 30 Groschen teurer im Vergleich zum März 1986. (Schlechterer, Seite 5)

Unterstellt man eine Preiselastizität von  $-0,3$ , so hätte die Abgabe unter sonst gleichen Bedingungen den Düngerabsatz nur um etwa 8% verringert.

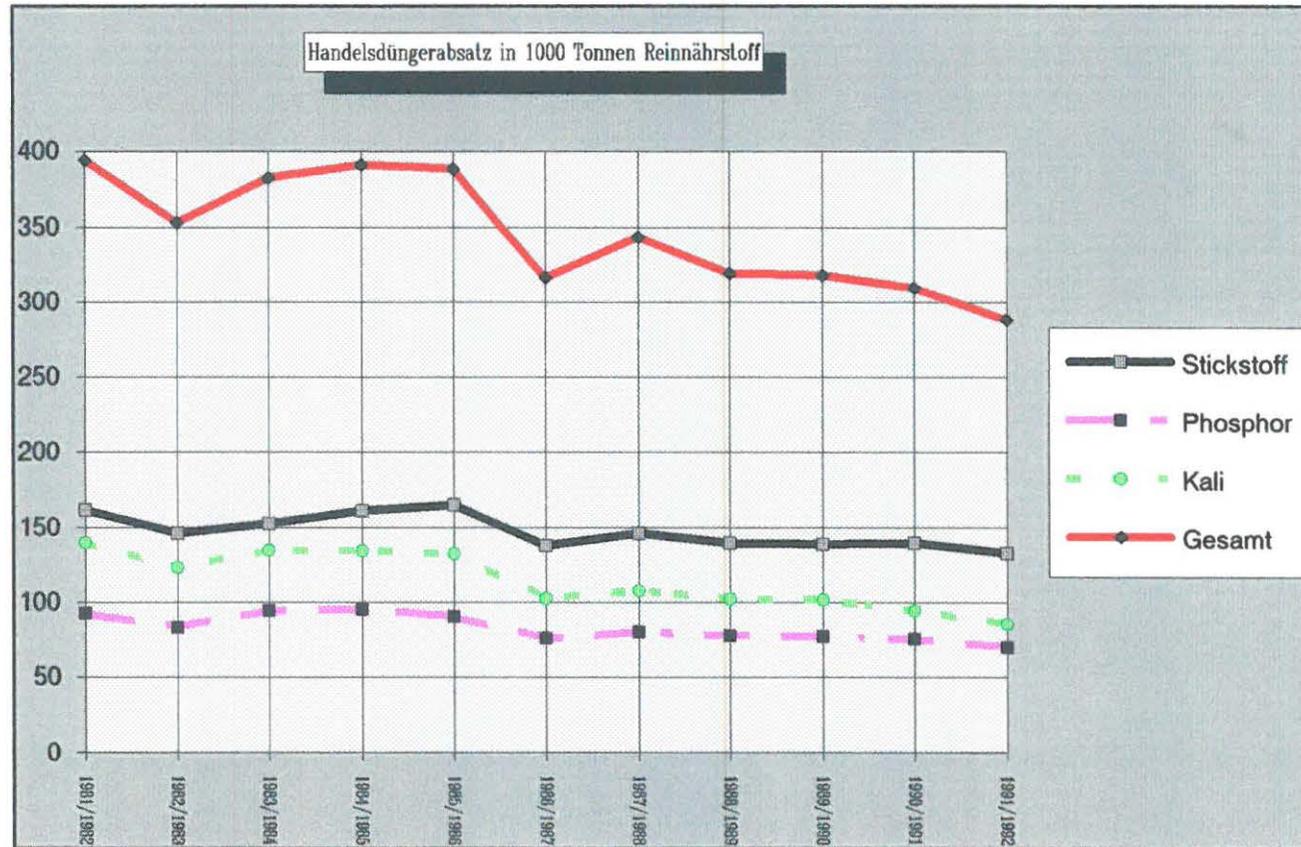
Durch die Bodenschutzabgabe kann laut einer Studie des WIFO nur ein Fünftel des tatsächlichen Rückganges der Düngermittelnachfrage erklärt werden. (Schneider, Seite 54) Einen Einfluß auf das Verhalten der Landwirte dürfte auch die Wasserrechtsnovelle ausgeübt haben. Dort wurde der Begriff der "ordnungsmäßigen Landwirtschaft" eingeführt. Damit verbunden war die Einführung von Höchstgrenzen für mineralische Düngermittelausbringung und die Tier-Besatzungsbeschränkung.

Grob geschätzt werden derzeit ein Drittel bis zur Hälfte aller landwirtschaftlichen Flächen aufgrund von wirtschaftlichen Überlegungen gedüngt.

Bei der Betrachtung eines Produktionsfaktors müssen jedoch auch substitutive und komplementäre Beziehungen zu anderen Produktionsmittel beachtet werden. Bei mineralischen Stickstoffdüngern trifft dies vor allem auf den Wirtschaftsdünger zu.

Auch durch den verstärkten Anbau von Leguminosen kann ein Teil des Rückganges des Düngermittelabsatzes erklärt werden. Bezogen auf einen Mehranbau von 51.500 ha ergibt sich eine Stickstoffbedarfseinsparung von rund 6000 t.

Im Wirtschaftsjahr 1986/87 wurde die Düngemittelabgabe eingeführt. Die Graphik zeigt den mengenmäßigen Einbruch des Düngemittelkonsums seit Einführung dieser Abgabe.



## **Bewertung der Abgabe**

Der erfolgte Rückgang des Einsatzes von mineralischen Düngemittel ist aus ökologischer Sicht als positiv zu beurteilen. Die Bodenschutzabgabe kann als Instrument zur Reduzierung negativer externer Effekte in der Landwirtschaft gesehen werden und wird als solches von der Bevölkerung positiv aufgenommen.

Durch die Einhebung dieser Abgabe standen 1,8 Mrd Schilling für die Förderung von Getreideexporten und von pflanzlichen Alternativen zur Verfügung.

Aus Gründen des Umweltschutzes wird auch eine weitere Erhöhung der Bodenschutzabgabe diskutiert. Durch eine Verteuerung der Handelsdünger sollte die Düngungsintensität weiter gesenkt und somit die Umwelt entlastet werden.

Auch eine Verlagerung der Besteuerung innerhalb desselben Gesamtaufkommens wird diskutiert. So könnte Stickstoff stärker besteuert, Phosphor und Kalidünger entlastet werden. Diese Diskussion zeigt, daß sich auch die Zielsetzung der Bodenschutzabgabe verändert. Wurde sie 1986 als Instrument zur Finanzierung der Getreideexporte und des Anbaues pflanzlicher Alternativen konzipiert, so zeigt sich jetzt eine starke Tendenz, diese Abgabe als Instrument der Umweltpolitik einzusetzen.

Eine weitere Reduzierung des mineralischen Düngereinsatzes kann jedoch nur durch eine erhebliche Erhöhung des Stickstoffdüngerpreises erreicht werden.

Das Einkommen der Landwirte wird durch die Verteuerung von Stickstoff doppelt belastet, einerseits durch steigende Stickstoffdüngerkosten und andererseits durch sinkende Erträge. Die Einkommensverluste sind bei stärkeren Preiserhöhungen für Stickstoff beträchtlich.

Um zum Beispiel bei Winterweizen die optimale Einsatzmenge an Stickstoff von 160 auf 136 kg zu senken (-15%), wäre eine N-

Abgabe von rund 100% erforderlich. Diese Preiserhöhung hat zur Folge, daß der Ertrag um 1,2 dt und das Einkommen um ca. 2 100 S/ha sinkt. (Pfungstner, Seite 73)

Ist die Akzeptanz bei den Landwirten für die Bodenschutzabgabe in heutiger Form schon gering, so wird diese bei einer solch starken Erhöhung weiter sinken.

Würde eine Erhöhung der Düngermittelabgabe beschlossen, wäre auch die Verwendung der Neueinnahmen zu klären. Eine Rückführung könnte in Form einer Flächenprämie oder administrativ leichter durch die Streichung anderer Belastungen wie die teilweise Finanzierung der bäuerlichen Sozialversicherung oder sonstiger landwirtschaftlicher Steuern erfolgen.

Die "Gemeinsame Agrarpolitik" der EG (GAP) fördert Extensivierungsschritte, wie zum Beispiel die Senkung des Tierbestandes bis 2 GVE je ha. Eine Bodenschutzabgabe oder ein ähnlicher Förderungsbeitrag existiert nicht und wird für die Zukunft auch nicht diskutiert. "Aus diesem Grund wäre im Falle einer Teilnahme Österreichs an einem europäischen Binnenmarkt eine Bodenschutzabgabe schwer zu halten" (Landl, 1991, Seite 96)

### Wirtschaftsdünger

Mehr als die Hälfte aller Nährstoffe, die durch die österreichische Landwirtschaft ausgebracht werden, stammen aus Wirtschaftsdüngern oder Ernterückständen.

Neben der Forderung nach Anhebung der Bodenschutzabgabe bestehen Überlegungen, eine Abgabe auf den Wirtschaftsdünger einzuheben.

Die Ausbringungsmenge von Wirtschaftsdünger wird durch die Bodenschutzabgabe nicht berücksichtigt.

Gefahren für die Umwelt entstehen dann, wenn Wirtschaftsdünger unsachgemäß gelagert oder ausgebracht wird.

Zu hohe Nährstoffkonzentrationen als Folge von hohen Tierbesatzdichten je Flächeneinheit stellen ein weiteres Gefahrenpotential dar. Denkbar wäre eine Besteuerung von Wirtschaftsdüngemengen, die über ein bestimmtes Maß hinaus

gehen, wie dies schon in anderen europäischen Ländern praktiziert wird.

In den Niederlanden wurde auf der Grundlage des Bodenschutzgesetzes und eines Düngemittelgesetzes jedem Betrieb abhängig von seinem Viehbestand bestimmte Güllequoten zugeteilt. Alle Tierhalter sind zu einer Güllebuchhaltung verpflichtet. Fällt in einem Betrieb mehr Dünger an als einer Phosphatmenge von 125 kg je ha entspricht, darf der Tierbestand nicht mehr aufgestockt werden, und für die überschüssige Menge an Wirtschaftsdünger muß eine Abgabe geleistet werden. Können für Überschußmengen Abnahmeverträge nachgewiesen werden, gelten geringere Steuersätze. Mit dem Steueraufkommen werden sogenannte Güllebanken finanziert.

Ähnliche Ansätze gibt es in der Steiermark. Die Steiermärkische Landesregierung hat per Verordnung das Aufbringen von Gülle geregelt. Diese Verordnung sieht eine mengenmäßige und eine zeitliche Beschränkung der Gülleausbringung in der quartären Talflur von Graz bis Radkersburg vor. (Schneider 1990, Seite 191)

Eine weitere Erhöhung des Faktorpreises Düngung wird auf Widerstand seitens der Landwirte stoßen, betrachtet vor dem Hintergrund von Einkommensverlusten aufgrund neuer GATT Regelungen und eines bevorstehenden EG Beitrittes.

## 4.2 Senkung von Produktpreisen

Neben der Verteuerung der Produktionsfaktoren, wie zum Beispiel die Besteuerung des Handelsdüngers, führt auch die Senkung von Produktpreisen zu einer Reduktion der optimalen Faktorintensität.

Weinschenck(1987) weist jedoch im Falle des Einsatzes von Dünger in der Landwirtschaft auf die geringe Wirksamkeit einer Produktpreissenkung hin.

Hinzu kommt, daß bei gleichbleibenden agrarpolitischen Rahmenbedingungen die Senkung von Produktpreisen zu erheblichen Einkommenverlusten führen würde.

Folgende Tabelle zeigt die Veränderung der optimalen speziellen Intensität des Produktionsfaktors Stickstoff in Abhängigkeit vom Getreidepreis.

### *Auswirkungen von Getreidepreisänderungen auf die optimale spezielle Intensität der N-Düngung, Ertragsniveau und Deckungsbeitrag*

Getreidepreis DM/dt	Stickstoff kg/ha	Ertrag dt/ha	Grenzertrag dt/t kg N	variable Kosten DM/ha	Deckungsbeitrag DM/ha
48	155	58,33	0,21	1 227	1 573
40	150	58,12	0,27	1 197	1 127
32	145	57,85	0,33	1 168	683
28	140	57,52	0,39	1 148	462

Quelle: Bauer, D.: Preissenkungen und einkommensstützende Ausgleichszahlungen als Instrumente der Extensivierung. „Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch“, 64. Jahrgang, Heft 6/1987

aus: Nützing/Zahm (Hrsg.), „Ökosteuern“, Verlag: C.F. Müller, Karlsruhe, Seite 151

Die Reduktion der Produktpreise würde zu **massiven Einkommensverlusten** (bis zu zwei Drittel des Grundeinkommens) führen. Die Intensität des Stickstoffdüngereinsatzes ändert sich hingegen nur gering.

Eine Reduktion der Preise für Produkte aus dem Pflanzenbau wirkt sich wesentlich stärker auf die Einkommen von Marktfruchtbaubetrieben aus. Futterbaubetriebe können durch Veredelung über die Tierhaltung ihre Verluste verringern. Bei einer Verteuerung des Produktionsfaktors Stickstoffdünger stellt sich die Situation ähnlich dar. Auch hier sind die Futterbaubetriebe begünstigt, da sie teureren mineralischen Stickstoff durch betriebseigenen Wirtschaftsdünger substituieren können.

Bei beiden Maßnahmen müßte ein **Ausgleich der Einkommensverluste** in der Landwirtschaft diskutiert werden. Kommt es zu einem Ausgleich mittels Kompensationszahlungen, wäre dies auch durch eine Erhöhung der Fruchtfolgepämie möglich.

der Bodenschutzabgabe bzw. einer Senkung der Produktpreise zeigen, daß der Einsatz von Stickstoffdünger nur begrenzt über den Preis steuerbar ist.

Denkbar ist der Einsatz von umweltpolitischen Instrumenten, die direkt die Menge des eingesetzten Produktionsfaktors steuern.

Eine solche Mengensteuerung möchte ich am Beispiel von Lizenzen in weiterer Folge diskutieren.

Bei frei handelbaren Ausbringungslizenzen wäre vor allem bei freier Verteilung zu Beginn ein geringerer Widerstand durch die Landwirtschaft zu erwarten. (Hanley Seite 101)

## 4.3 Stickstofflizenzen

Eine Lizenz stellt ein privates Verfügungs- und Nutzungsrecht an einer bestimmten Sache dar. Solche Rechte an der Umwelt sind nicht oder nur zu sehr hohen Kosten durchsetzbar.

Diese Nichtdurchsetzbarkeit liegt im Wesen der Umwelt als öffentliches Gut.

Ein solches **öffentliches Gut** ist charakterisiert durch:

- \* nichtrivalisierenden Konsum
- \* Nichtausschließbarkeit weiterer Individuen von der Nutzung

Um eine Durchsetzbarkeit der privaten Nutzungs- und Verfügungsrechte zu gewährleisten, ist es zielführend, die Rechte auf Güter zu beziehen, die komplementär zum landwirtschaftlichen Stoffeintrag ins Grundwasser stehen. Im Falle der Nitratbelastung sind dies der Boden beziehungsweise der ausgebrachte Stickstoffdünger.

Die einfachste Ausgestaltung solcher Rechte würde bedeuten, daß nur soviel Nitrat zulässig ist, daß der gesetzlich vorgeschriebene Höchstwert von 100 mg NO<sub>3</sub>/l Trinkwasser (ab 1.7. 1994 50 mg/l) nicht überschritten wird. Zu komplex sind jedoch die Ab- und Umbauvorgänge im Boden, um Maßnahmen direkt auf die Emissionsgrenzwerte zu beziehen.

Nur den auswaschungsgefährdeten NO<sub>3</sub> - Anteil zu kontrollieren, ist praktisch nicht möglich.

Die ausgebrachte Menge an Stickstoffdünger kann hingegen einfach überprüft und kontrolliert werden.

Der Inhalt solcher Nutzungs- und Verfügungsrechte könnte das Recht auf die Ausbringung von stickstoffhaltigen Stoffen zum Zwecke der Düngung sein. (Niedermeyer, Seite 57)

Diese Rechte können in Form von Lizenzen erworben und gehandelt werden.

## **Die Zuteilung der Rechte**

Die Wasserversorgungsunternehmen nutzen Grundwasser für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung. Gleichzeitig ist Grundwasser auch ein Auffangmedium für  $\text{NO}_3$  - Austragungen aus der Landwirtschaft. Nutzungskonflikte entstehen erst, wenn in einem Gebiet sowohl Landwirtschaft als auch Wasserversorgungsunternehmen auftreten, und der Nitratwert im Grundwasser den gesetzlich vorgeschriebenen Höchstwert für Nitrat überschreitet.

Erreicht die Emission der Landwirtschaft diesen kritischen Schwellenwert, und wird dieser überschritten, so erfolgt eine direkte, nachteilige Beeinflussung des Grundwassers. Eine gemeinsame konfliktfreie Ressourcennutzung ist in diesem Stadium nicht mehr möglich.

Wer ist der eigentliche Verursacher dieses Konfliktes?  
Hat nun die Landwirtschaft das Recht zur Emission,  
oder  
die Wasserversorgungsunternehmen  
das Recht auf sauberes Grundwasser?

Die negative Beeinträchtigung des Grundwassers erfolgt unter anderen durch die Emission aus der Landwirtschaft. Aber erst durch die Wasserförderung entsteht ein Nutzungskonflikt. So ist die Belastung des Grundwassers auch abhängig von der Wasserförderung. Denn je mehr Wasser gefördert wird, desto höher ist die Einsickerungsgeschwindigkeit und desto größer das Einzugsgebiet, und damit vergrößert sich die Gefahr einer Nitratbelastung.

Auch die Tiefe der Brunnen beeinflusst den Nitratgehalt des Grundwassers. Emissionen liegen in den tieferen Bodenschichten in geringerer Höhe vor als in oberflächennahen Schichten.

Die Antwort auf die obige plakative Frage hat keine Auswirkung auf die **wirtschaftliche Effizienz, wohl aber ist sie eine verteilungspolitische Frage.**

Werden Verfügungsrechte definiert und entstehen keine Transaktionskosten, so wird unabhängig von der Erstzuteilung durch den Handel der Lizenzen eine wirtschaftlich effiziente Situation entstehen.

Transaktionskosten fallen als Informations-, Verhandlungs-, Durchsetzungs- und Überwachungskosten einer vertraglichen Vereinbarung an.

Wenn die Transaktionskosten vernachlässigbar gering sind, ist es für das Effizienzkriterium und auch für die Verteilung der Gewinne zwischen Landwirten und Wasserversorgungsunternehmen unerheblich, wer die Nutzungsrechte zugesprochen bekommt.

Sind die Transaktionskosten nicht vernachlässigbar, wird auch eine effiziente Allokation erreicht. Aus verteilungspolitischer Sicht ist es jedoch nicht gleichgültig, wem das Nutzungsrecht bei der Erstverteilung zugesprochen wird. (Kuckshinrichs , Seite 107)

Das Effizienzkriterium ist erfüllt, wenn ein umweltökonomisches Instrument einen vorgegebenen Emissionszielwert zu den geringsten Kosten erreicht.

Derzeit ist für den einzelnen Landwirt ein solches Emissionsniveau durch die erlaubte Höchstgrenze der Düngerausbringung (175 kg bzw. 210 kg je ha) gesetzlich vorgegeben. Diese Einzelhöchstwerte geben keine Garantie, daß die Grundwasserbelastung unter dem Grenzwert bleibt und die geringstmöglichen Kosten verursacht.

Für die Gesamtheit der Landwirte ist die Erfüllung des Emissionszieles schwieriger zu beurteilen. Durch die Höchstwerte für Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist indirekt eine höchstzulässige Gesamtemissionsmenge festgelegt. Für die Emissionslizenzlösung ist diese Gesamtemissionsmenge der Ausgangspunkt. Durch den Handel wird dieses Ziel zu den geringsten Kosten erreicht.

### Lizenzuweisung

Es bestehen drei Möglichkeiten der Lizenzuweisung:

- \* die Versteigerung
- \* der Verkauf zu einem administrativen Fixpreis
- \* die kostenlose Vergabe

#### Versteigerung

Durch eine Versteigerung gelangen die Lizenzen zu den Interessenten, die sich von ihrem Besitz die höchsten Gewinne versprechen. Eine Umverteilung der Lizenzen erfolgt erst, wenn sich Entscheidungsparameter verändern.

Ein Versteigerungsverfahren ist bei sogenannten "dünnen" Märkten zielführend. Dünne Märkte sind durch eine geringe Anzahl von Marktteilnehmern gekennzeichnet.

## Kostenlose Vergabe

Die kostenlose Vergabe der Lizenzen ist, wenn ein kompetitiver Markt entsteht, relativ unproblematisch. Bei der Erstvergabe kann von den bisher emittierten Mengen ausgegangen werden.

Ein Vorteil ist die Planungssicherheit, da mit abschätzbaren Emissionsmengen kalkuliert werden kann. Diese Vorgangsweise widerspiegelt am ehesten die derzeitigen Rechtsverhältnisse.

Die Lizenzen können entweder den Landwirten oder den Wasserversorgungsunternehmen gegeben werden

Sind die **Wasserversorgungsunternehmen** im Besitz der Nutzungsrechte, werden die Landwirte mit diesen in Verhandlungem treten, und Lizenzen erwerben, um das von ihnen erwünschte Düngerniveau erreichen zu können. Die Wasserversorgungsunternehmen werden einem Verkauf der Rechte zustimmen, wenn das Kaufangebot der Landwirte höher ist als die Kosten, die durch die Abtretung der Nutzungsrechte für die Wasserversorgungsunternehmen entstehen.

Sind hingegen die **Landwirte** im Besitz der Nutzungsrechte, so werden die Wasserversorgungsunternehmen an diese herantreten und ihnen Rechte abkaufen, um die Landwirte zur tatsächlichen Düngerreduktion zu veranlassen.

Eine entscheidende Frage bei der Wahl der Zuteilungsmodalitäten ist die Auswirkung auf die Einkommensverteilung.

Bei allen anderen Lösungen, außer der kostenlosen Zuteilung der Rechte an die Landwirte, drohen der Landwirtschaft Einkommensverluste.

Sie müßten für Rechte, die sie bisher kostenlos nutzen konnten, in Zukunft bezahlen. Der Erwerb von Lizenzen durch Kauf beziehungsweise Ersteigerung bedeutet für die Landwirte zusätzliche Aufwendungen für den Produktionsfaktor Stickstoffdünger.

Wenn nun eine finanzielle Mehrbelastung für die Landwirte aus politischen Gründen ausgeschlossen wird, verbleibt

die Variante der **kostenlosen Zuteilung der Lizenzen** an die Landwirte im "grandfathering" Verfahren.

Diese Vorgangsweise entspricht am ehesten der bisher geübten Praxis und würde so auch einen "weichen Übergang" gewährleisten. Denn auch derzeit fordert die Landwirtschaft das Recht auf Ausbringung von Düngermittel beziehungsweise Pflanzenschutzmittel. Im Falle einer Einschränkung dieses Rechtes wird ein Anspruch auf Ausgleichszahlungen erhoben. Diese Ausgleichszahlungen stellen aus ökonomischer Sicht eine Subvention dar. Ein Rechtszustand ohne explizite Regelung der Eigentumsrechte bedeutet, daß die Landwirte das Emissionsrecht besitzen.

Sollte bei der Einführung von Lizenzen die Bodenschutzabgabe wegfallen, würde eine kostenlose Vergabe einen Verlust von staatlichen Einnahmen bedeuten. So lagen die Einnahmen aus der Bodenschutzabgabe im Wirtschaftsjahr 1991/92 bei rund 1,2Mrd. Schilling.

Da die Bodenschutzabgabe nicht als Instrument der Umweltpolitik konzipiert ist, könnte diese auch beibehalten werden.

### **Der Umfang der Nutzungsrechte**

#### Verfügungsrechte in unbegrenzter Höhe

Eine Zuteilung von Rechten in unbegrenzter Höhe an die Landwirte hätte zur Folge, daß Düngung in unbeschränkter Höhe zulässig ist und nur bei direkter Konkurrenz zu den Wasserversorgungsunternehmen durch Verhandlungen reduziert wird.

Eine Vorgangsweise, die dem Vorsorgeprinzip in der Umweltpolitik widerspricht. Die Verhandlungen und somit auch die Begrenzung der Düngerausbringung wird nur in wenigen Gebieten Österreichs

stattfinden. Diese Gebiete werden im dritten Kapitel als Problemgebiete ausgewiesen.

In allen anderen Gebieten wäre die Stickstoffdüngerausbringung in unbeschränkter Höhe zulässig. Erst bei einer Grenzwertüberschreitung der Nitratkonzentration wären Verhandlungen und in der Folge Düngerausbringungsbeschränkungen notwendig.

Der Vorteil einer unbegrenzten Rechtszuteilung liegt im geringen Kontrollaufwand. Die Kontrollen müßten sich nur auf Gebiete konzentrieren, in denen es zu Abkommen zwischen der Landwirtschaft und den Wasserversorgungsunternehmen gekommen ist.

Eine solche Vorgangsweise steht im Widerspruch zum bestehenden Wasserrechtsgesetz. Dort ist festgelegt, daß eine Ausbringung von Düngemittel auf landwirtschaftlichen Nutzflächen bewilligungspflichtig ist, wenn sie 175 kg Reinstickstoff (ohne Gründecke) bzw. 210 kg (mit Gründecke) pro ha und Jahr übersteigt.

### Verfügungsrechte im Umfang der bisher ausgebrachten Emissionsmenge

Als Grundlage für die Beschränkung der Verfügungsrecht könnten die Ausbringungsmengen in einer Referenzperiode herangezogen werden.

#### Dabei treten folgende Probleme auf:

- \* Die Höhe der derzeitigen Ausbringungsmengen ist kaum kontrollierbar.
- \* Durch die Ankündigung könnten Landwirte animiert werden, eine höherer Stickstoffmenge auszubringen, wenn diese höhere Ausbringungsmenge die Grundlage für zukünftige Emissionslizenzen darstellt.
- \* Landwirte, die derzeit ein sehr hohes Düngerniveau haben, werden bevorteilt.

Solche Probleme haben sich in ähnlicher Weise bei der Einführung der Richtmengen für Milch ergeben. Durch die ständig sinkende Stickstoffausbringung würde sich abhängig von der Länge der gewählten Periode eine Referenzmenge ergeben, die über dem derzeitigen Düngerniveau liegt.

Die Beschränkung der Nutzungsrechte auf eine für die Grundwasserbelastung unbedenkliche Höhe schreibt die derzeitige Rechtsituation fort. Ohne die Möglichkeit zu Verhandlungen bleibt das ökonomische Effizienzkriterium unerfüllt. Diese Vorgangsweise würde einer Stickstoffkontingentierung entsprechen.

### Einheitlicher Umfang der Rechte

Die Vergabe der Rechte an die Landwirte erfolgt bundesweit im gleichen Umfang. Eine solche einheitliche Verteilung scheint nicht der Situation der Nitratkonzentration in den unterschiedlichen Regionen entsprechen. Die Nitratbelastung des Grundwassers ist über das Bundesgebiet sehr unterschiedlich. Die logische Konsequenz wäre also, daß dort wo hohe Nitratbelastungen im Trinkwasser auftreten, die Rechte stärker beschränkt werden. Hingegen wäre eine drastische Beschränkung der Rechte im übrigen Bundesgebiet ein nicht notwendiger Eingriff durch den Staat, da dort keine nennenswerten Probleme auftreten.

Diese räumliche Differenzierung in den unterschiedlich belasteten Regionen ist durch die Möglichkeit des Handels der Rechte gewährleistet.

Der Umfang der Rechte bei der Erstvergabe kann nur dem Vorsorgeprinzip Geltung verschaffen.

Sinnvoll erscheint mir, sich bei der Erstverteilung an den bisher ausgebrachten Mengen zu orientieren und den Rahmen für Verhandlungen mit den im Wasserrechtsgesetz festgelegten Mengen zu beschränken. Das sind maximal 175 kg Reinstickstoff (ohne Gründecke) und 210 kg (mit Gründecke) je ha und Jahr. Ob Verhandlungslösungen, die über den beschriebenen Rahmen hinausgehen, grundsätzlich untersagt oder genehmigungspflichtig sind, muß politisch entschieden werden. Das bestehende Wasserrechtsgesetz schreibt eine Genehmigung für höhere Ausbringungsmengen vor.

## Die Bindung der Lizenzen

### Schlaggebundene Rechte

Für Verhandlungslösungen wäre eine Bindung der Rechte an Schläge ideal. Grundwasser ist im Gegensatz zu Luft, wo großräumige Austauschvorgänge möglich sind, eher gebietsgebunden. Sind nun die Rechte an eine Parzelle

gebunden, kann das Wasserversorgungsunternehmen gezielt über die Reduktion der Düngerausbringung auf einem bestimmten Schlag verhandeln. Eine solche Vorgangsweise würde nur Verhandlungen über Teile von Betrieben notwendig machen, die im direkten Einzugsbereich eines Grundwassergebietes liegen. Die Kontrolle der parzellengebundenen Rechte ist nur mit sehr hohem Aufwand möglich. Es müßte sichergestellt werden, daß der Landwirt nach abgeschlossenen Verhandlungen die Düngereduzierung tatsächlich auf dieser Fläche durchführt.

### Betriebsgebundene Rechte

Zielführender ist es, die Rechte an Betriebe zu binden. Die Fläche eines Betriebes multipliziert mit den entsprechenden Höchstmengen ergeben die Gesamtmenge an möglichen Rechten. Es wird ein sogenannter **"bubble"** geschaffen. Ein Begriff, der aus dem amerikanischen Luftreinhaltegesetz stammt. Die Grundelemente dieses Gesetzes werden in späterer Folge noch vorgestellt.

Bei betriebsgebundenen Rechten ist die Gesamtmenge eines Betriebes Gegenstand von Verhandlungen. Daraus ergibt sich für die Wasserversorgungsunternehmen der Nachteil, daß sie den Landwirten Rechte für Flächen abkaufen müssen, die nicht unmittelbar in ihrem Interessensgebiet liegen.

## Die Laufzeit der Lizenzen

Vorteilhaft ist die Beschränkung der Laufzeit der Lizenzen auf ein Jahr. Längere Laufzeiten sind theoretisch möglich, erschweren jedoch die Kontrolle und die Verhandlungen. Ein Wasserversorgungsunternehmen müßte so viele Lizenzen kaufen, daß auch selbst, wenn der Landwirt seine gesamten Lizenzen in einem Jahr einsetzt, trotzdem keine negativen Folgen für das Wasserversorgungsunternehmen drohen.

Die jährliche Laufzeit bedeutet, daß am Ende eines Jahres nichtgenützte Rechte verfallen. Der Gesamtumfang der Lizenzen muß jedoch nicht jedes Jahr neu verhandelt werden. Denkbar sind Lösungen, die festlegen, daß die Gesamtmenge an Rechten über eine bestimmte Zeit unverändert bleibt. Auch private Verträge können mit mehrjähriger Laufzeit abgeschlossen werden.

Neue Verhandlungen müssen nur bei gewünschten Veränderungen oder bei geänderten Rahmenbedingungen durchgeführt werden.

## Räumliche Differenzierung der Märkte für Lizenzen

Eine Möglichkeit sogenannte "Hot spots" zu vermeiden, ist wie schon erwähnt, die Menge der Lizenzen je Landwirt zu beschränken. Jeder Landwirt kann nur eine begrenzte Anzahl von Lizenzen erwerben. Diese Maßnahme soll flächendeckend einen Mindeststandard des Grundwassers gewährleisten.

Eine andere Möglichkeit wäre, die Handelbarkeit der Lizenzen regional zu begrenzen.

Wie schon im ersten Kapitel beschrieben, besteht die Möglichkeit anstelle eines einzigen Zertifikatsmarktes mehrere kleine Teilmärkte zu schaffen. Je kleiner die Märkte sind, desto eher werden Hot spots vermieden. Märkte mit einer geringen Anzahl von Marktteilnehmern bergen jedoch die Gefahr in sich, daß die Anbieter und Nachfrager sich strategisch verhalten und wirtschaftliche Effizienz durch Verhandlungen nicht erreicht wird.

Gibt es viele Marktteilnehmer, kann strategisches Verhalten ausgeschlossen werden. Das Ziel der ökonomischen Effizienz wird erreicht.

In diesem Fall kann es jedoch zur Hortung von Lizenzen kommen und in der Folge zu erheblichen Grundwasserbelastungen. Die Idealgröße der Märkte ist ein Optimierungsproblem zwischen ökonomischer Effizienz und der Erreichung ökologischer Ziele.

Die Administrationskosten würden durch die notwendige Überwachung und Koordinierung von mehreren Märkten steigen.

### 4.3.1 Berechnung der Lizenzmenge auf Betriebsebene

#### 1) Die Erstvergabemenge

Erstvergabemenge = derzeitiger Düngereinsatz

Dieser setzt sich zusammen aus dem

- \* zugekauften Stickstoffdünger,
- \* dem Anfall des eigenen Wirtschaftsdüngers und

Die Summe bildet die Grundlage der Erstzuteilung. Ob die Gesamtmenge oder ein Prozentsatz dieser Menge zugeteilt wird, ist eine politische Entscheidung.

Als zweiter Schritt wird für die einzelnen Betriebe die Obergrenze von genehmigungsfreier Lizenzmenge errechnet.

#### 2) Genehmigungsfreie Gesamtlizenzmenge

Diese ergibt sich aus düngungswürdigen Flächen in ha multipliziert mit den im Wasserrechtsgesetz vorgeschriebenen Werten von 175 kg bzw. 210 kg Reinstickstoff.

Beide Mengen bilden die Grundlage für die folgenden Überlegungen.

## Die Jahresmenge eines Betriebes

Die jährliche Abrechnung eines Betriebes ergibt sich aus:

Erszuteilungsmenge - Lizenzverkäufe + Lizenzkäufe = Jahresanfangsbestand von Lizenzen

$$\begin{array}{l} \text{Jahresanfangsbestand} \\ - \text{Anfall von betriebseigenem Wirtschaftsdünger} \\ \hline = \text{Stickstoffmenge, die von betriebsfremden} \\ \text{Quellen bezogen werden kann} \end{array}$$

Der Anfall des Wirtschaftsdüngers errechnet sich aus den Großvieheinheiten multipliziert mit der angefallenen Gülle, Jauche oder Festmist. Die Umrechnung in kg Reinstickstoff erfolgt mittels Faustzahlen.

Betriebe mit höherem Tierbesatz als 3,5 GVE je ha müssen nachweisen, daß sie durch Flächenzupacht bzw. durch Verkauf von Wirtschaftsdünger ihren Nährstoffüberschuß entsorgen können.

Die Registrierung und Verarbeitung dieser Daten sollte durch eine amtliche Stelle erfolgen. In Österreich würde sich für diese Aufgabe die Struktur der Landwirtschaftskammer am besten eignen.

Diese Stelle müßte für jeden landwirtschaftlichen Betrieb ein **Stickstoffdüngerkonto** führen. Die Kontoführung kann EDV-unterstützt ähnlich einem Bankkonto erfolgen.

Dieses Konto beinhaltet:

- \* Erstzuteilungsmenge
- \* Lizenzverkauf
- \* Lizenzzukauf
- \* Lizenznutzung für betriebseigenen Wirtschaftsdünger
- \* Düngerverkauf
- \* Düngerzukauf

Der Kauf eines stickstoffhaltigen Düngers darf nur im Gegenzug von Lizenzen erfolgen. Sowohl Käufer als auch Verkäufer sind zur Führung von Stickstoffkonten verpflichtet. Der Kauf von Stickstoffdünger muß an die kontoführende Stelle gemeldet werden.

## 4.3.2 Der Handel mit Lizenzen

### Handel mit Lizenzen?

Wer hat Interesse am

Landwirte untereinander

Landwirte und Wasserversorgungsunternehmen

Handel mit Dritten.

### Handel zwischen den Landwirten

Als Käufer können auftreten:

- \* Betriebe, die durch hohen Tierbesatz einen Nährstoffüberschuß haben.
- \* Betriebe, die durch Betriebsumstellung beziehungsweise durch Intensivierung der Wirtschaftsweise einen höheren Bedarf an Stickstoffdünger haben.

Betriebe werden Lizenzen verkaufen, die durch Extensivierung beziehungsweise Betriebsumstellung ihren Stickstoffbedarf reduzieren können.

Werden Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen, verfällt die zugehörige Menge an Lizenzen.

## Handel mit Dritten

Natürliche und juristische Personen sowie der Staat und Umweltschutzgruppen können ebenfalls Lizenzen erwerben und auf diese Art stilllegen. Der Staat kann aus umweltpolitischen Überlegungen durch den Ankauf von Lizenzen die Gesamtmenge verringern.

### Handel zwischen Wasserversorgungsunternehmen und Landwirten



Die Möglichkeit des Handels zwischen Landwirten und Wasserversorgungsunternehmen stellt das Kernstück dieses Modelles dar.

Die Wasserversorgungsunternehmen können sich bei Kenntnis der Grundwasserströme gezielt an die Landwirte wenden und mit ihnen über den Kauf von Lizenzen verhandeln. Nur jenen Partnern wird eine Verhandlungslösung angeboten, bei denen man sicher ist, daß eine Veränderung ihres Verhaltens zu den gewünschten Auswirkungen führt. Das Ziel ist es also nur mit jenen Landwirten zu verhandeln, die tatsächlich als Verschmutzer des betreffenden Grundwasserreservoirs auftreten. Der Landwirt wird einem Lizenzverkauf zustimmen, wenn der Gewinn aus dem Lizenzverkauf größer ist als der Gewinn durch die Nutzung des Rechtes für Düngungszwecke.

Das Wasserversorgungsunternehmen wird den Kauf nur dann vorschlagen, wenn der Preis der Lizenz geringer ist, als die Kosten für Maßnahmen, welche ansonsten erforderlich wären um Trinkwasser bereitzustellen, das den gesetzlichen Bestimmungen entspricht.

Die Nachfrage nach Trinkwasser kann als unelastisch angesehen werden. Diese Tatsache hat zur Folge, daß ein höherer Grad an Verschmutzung gleichzeitig höhere Kosten der Reinigung zur Folge hat.

Ist der Nutzen aus den Lizenzen für die Landwirte im Vergleich zu den Wasserversorgungsunternehmen höher, wird ein Handel nicht zustandekommen. Fallen Transaktionskosten, wie staatliche Abgaben an, so wird ein Handel nicht zustandekommen, wenn der daraus resultierende Nutzen geringer ist als die anfallenden Kosten.

Verhandlungen sind nur dann wahrscheinlich, wenn die Wasserwirte erwarten, daß in nächster Zeit für die Landwirte keine strengeren Auflagen vorgeschrieben werden.

Der Preis der Lizenzen bildet sich durch Angebot und Nachfrage.

Über die Lizenzen wird ein Externalitätenmarkt geschaffen. Eine externe Verknüpfung wird internalisiert, indem die Fähigkeit von Märkten, knappe Güter ihrer wirtschaftlich vorteilhaftesten Verwendung zuzuweisen, in den Dienst der Umweltpolitik gestellt wird. (Karl, Seite 34)

Obwohl die theoretische Auseinandersetzung mit anreizorientierten Instrumenten in der Umweltpolitik sehr umfangreich ist, gibt es kaum Beispiele der praktischen Umsetzung.

Am bekanntesten ist das amerikanische Luftreinhaltegesetz, in dem einige Elemente einer marktwirtschaftlichen Umweltpolitik enthalten sind.

### 4.3.3

## Das Luftreinhaltegesetz in den USA

Nach Neuregelung des Luftreinhaltegesetzes (**Clean-Air-Act**) wurde es jedem Emittenten freigestellt, ob er sich nach den bestehenden regulatorischen oder den neuen marktwirtschaftlichen Bestimmungen orientieren will. Das heißt, jeder einzelne Emittent konnte sich an das alte administrative Modell halten oder neue marktwirtschaftliche Methoden ausprobieren. Je komplikationsloser der Übergang von einem starrem Regulierungssystem zu marktwirtschaftlichen Methoden ist, desto eher wird ein solches System auch zu verwirklichen sein. Aus diesem Blickwinkel spricht einiges dafür, die Lizenzen kostenlos an die bereits bestehenden Emittenten abzugeben. (Bonus, Seite 93)

Nicht unerwähnt bleiben darf, daß eine solche Vorgangsweise zu einer erheblichen Erhöhung des Verwaltungsaufwandes führen würde.

Die zentrale Bestimmung im Luftreinhaltegesetz ist die Festsetzung von Immissionsnormen. Wenn diese Normen überschritten werden, wird dieses Gebiet zum Belastungsgebiet erklärt. In Belastungsgebieten wird ein Vollzugsplan festgelegt, um die Grenzwerte wieder zu erreichen.

Aber auch bei "Nichtbelastungsgebieten" liegt nicht Untätigkeit vor, sondern es werden nur geringe Schadstoffsteigerungen zugelassen.

Die Forderung nach Marktorientierung der Umweltpolitik erfolgte in den USA aus der Erkenntnis, daß rigoroser Umweltschutz und eine vitale Wirtschaft flexiblere Vorgangsweisen erfordert. Es war die Tatsache, daß der ursprüngliche "Clean Air Act" viel zu streng war und für die amerikanische Wirtschaft eine zu große Belastung darstellte.

### "Marktbezogene Kooperationsstrategien"

Emissionsgutschriften werden erteilt, wenn Normen übererfüllt werden. Solche Gutschriften sind eingeschränkt übertragbar. Mit Diffusionsmodellen wird die Gefahr des Auftretens von lokalen Überbelastungen (hot spots) durch Immissionen überprüft.

### "Bubble" Politik

Wenn alle Einrichtungen eines bestimmten Gebietes den festgesetzten Vorschriften entsprechen, kann ein freiwilliger Zusammenschluß erfolgen. Das heißt die Emissionen werden gepoolt. Die Vorschriften richten sich nun nicht mehr gegen einzelne Emittenten, sondern gegen den gesamten Pool.

Ein solcher Verbund muß genehmigt werden. Infolge dieser Genehmigung werden neue Grenzwerte für die einzelnen Emittenten ausgehandelt. Diese Politik wird unter dem Begriff der Glockenpolitik (bubble-policy) zusammengefaßt.

Theoretisch ist es auch möglich, sogenannte nicht konventionelle Emissionsquellen in einen solchen Emissionsverbund miteinzubeziehen. So wäre es denkbar, daß eine Firma mit ihren Mitarbeitern den Einbau von Katalysatoren in ihren Privatautos vereinbart, dafür selbst eine höhere Menge an Industrieabgasen ausstoßt.

(Bonus, Seite 35)

### Offsets oder Ausgleichspolitik

Wenn neue Emissionsquellen in Belastungsgebieten geplant sind, müssen zuerst alte Emissionen in einem größeren Ausmaß reduziert werden. Per Saldo müssen also die Emissionen nach Einführung der neuen Emissionsquelle geringer sein als vor der Einführung, sonst ist eine Genehmigung nicht möglich.

### Netting oder Saldierung

Über Umweltbanken - sogenannten Banking-emission-reduction-credits können Emissionsgutschriften an Außenstehende weitergegeben werden. Diese können diese Gutschrift nur ähnlich verwenden wie ihre Vorgänger. Die neue Emissionsquelle muß der alten Quelle benachbart sein und die Gefahr, daß die Schadstoffkonzentration über die Immissionsnorm ansteigt, darf nicht gegeben sein.

Sollten diese Gutschriften nicht sofort benötigt werden, können diese in Umweltbanken deponiert werden.

Umweltbanken bilden den Anreiz, Emissionen zu jeder Zeit zu verringern und nicht nur dann, wenn es ein konkretes Ziel zu erreichen gibt. Sie sollen also den Anreiz schaffen, ständig nach Möglichkeiten zusätzlicher Emissionsdrosselungen Ausschau zu halten und davon auch Gebrauch zu machen, sobald die Möglichkeiten dafür besteht und nicht nur dann, wenn man für die resultierenden Gutschriften eine konkrete Anwendungsmöglichkeit sieht.

Technischer Fortschritt ist keine naturwissenschaftliche Konstante, sondern ein Teil der betrieblichen, beziehungsweise gesamtwirtschaftlichen Planung und kann durch eine entsprechende Politik gefördert werden.

Umweltbanken sollen verhindern, daß Altbetriebe nur weiterbetrieben werden, um die in ihnen "ruhenden" Emissionslizenzen für spätere Zwecke nicht zu verlieren. Dynamisierung der marktbezogenen Strategien führt zu raschem technischen Fortschritt. Ein Beispiel ist die jährliche Diskontierung der Guthaben oder die allgemeine Abwertung der Emissionslizenzen. Die Abwertung als Instrument der Dynamisierung muß vorhersehbar und für die Unternehmer abschätzbar sein, um die Planungssicherheit nicht zu gefährden.

Ein Vorteil des Zertifikatmarktes liegt auch darin, daß die Gesamtmenge fixiert bleibt, auch wenn sich die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ändern. Sollten neue Emissionsquellen in einem bestimmten Gebiet entstehen, ändert sich die Menge der Gesamtemission nicht. Es ändert sich nur der Preis der Lizenzen. Die Belastung der Verursacher durch die Lizenzlösung ist geringer als bei einer Abgabenlösung. (Glatz, Seite 7)

## SCHLUSSBEMERKUNGEN

Diese kurze Darstellung des amerikanischen Luftreinhaltegesetzes zeigt einige praktische Umsetzungsmöglichkeiten und auch die Vorteile von marktwirtschaftlichen Instrumenten in der Umweltpolitik auf. Meine Arbeit kann nur ein Anstoß sein, sich auch in Österreich und innerhalb der Landwirtschaft stärker mit solchen Konzepten auseinanderzusetzen.

Für Karl (1986) sind die Bedingungen für die Umsetzung von Verhandlungslösungen im Grundwasserschutz im Vergleich zum öfter diskutierten Luftreinhaltegesetz günstiger, da es sich um räumlich klar abgrenzbare "Small-Externalities" handelt. (Karl, Seite 15)

## Dennoch bleiben viele Fragen offen:

### 1) Der ursächliche Zusammenhang im konkreten Fall einer Grundwasserbelastung und die Quantifizierung der Verursacheranteile

Die Funktion und Wirkung dieses umweltpolitischen Instrumentes setzt voraus, daß es einen ursächlichen Zusammenhang zwischen der zu begrenzenden Menge und der zu limitierenden Umweltbelastung gibt.

### 2) Wie schnell wirkt sich eine geänderte Wirtschaftsweise in der Landwirtschaft auf die Qualität des Grundwassers aus?

### 3) Wie erfolgt die praktische Umsetzung?

Glatz (1990) stellt fest, daß ein Mindestmaß an Regulierungsmaßnahmen auch bei marktwirtschaftlichen Instrumenten notwendig ist. Der Verwaltungsaufwand wird nicht geringer werden.

### 4) Die optimale Überwachung und Kontrolle

Für das Funktionieren eines Umweltinstrumentes ist Überwachung und Kontrolle notwendig. Eine solche Überwachung verursacht Kosten. Die Kontrollwahrscheinlichkeit muß daher so gering wie nötig gehalten werden. Im Gegensatz dazu sollen die Strafen hoch angesetzt werden. Als Grundlage sollte das Vermögen des potentiellen Schädigers herangezogen werden. Bei hohen Kontrollkosten ist es zweckmäßig, vollständig auf Kontrollen zu verzichten.

Sollten individuelle Emissionen nicht beobachtbar sein, ist ein kollektives Strafsystem denkbar, das alle Emittenten betrifft. Aus strafrechtlicher Sicht ist eine kollektive Strafe nicht durchsetzbar. In Japan ist eine zivilrechtliche Absicherung einer solchen Vorgangsweise möglich. (Kuckshinrichs, Seite 118)

### 5) Die Vermeidung von "hot spots"

Die Gefahr der Hortung von Lizenzen ist in der Landwirtschaft nur beschränkt gegeben, da Düngung nur bis zu einem bestimmten Ausmaß einzelwirtschaftlich interessant ist.

6) Wie erfolgt die Finanzierung?

7) Wie ist die Akzeptanz der marktwirtschaftlichen  
Instrumente durch die Landwirte und  
Wasserversorgungsunternehmen?

# chluß ort

## A

Die Landwirtschaft in Österreich ist geprägt durch unterschiedliche Betriebstypen und Bewirtschaftungsformen. Einzelne Betriebszweige werden durch Umweltschäden beeinträchtigt, andere sind Verursacher von Umweltbelastungen.

Wie anderen Unternehmer kann auch den Landwirten gewinnmaximierendes Verhalten im Sinne der mikroökonomischen Produktionstheorie unterstellt werden. Das bedeutet in einem polypolistischen Markt, daß die landwirtschaftlichen Produktionsweisen weitgehend von den für diesen Sektor geltenden Rahmenbedingungen bestimmt wird.

Ökologische Probleme im Zusammenhang mit agrarischen Produktionsformen sind damit oft zum überwiegenden Teil die Folge eben dieser durch die Agrarpolitik geschaffenen Rahmenbedingungen, und nur teilweise das Ergebnis autonomer mikroökonomischer Entscheidungen der Betriebsinhaber.

(Hofreither, 1990, Seite 75)

Einer naturwissenschaftlichen Analyse über die Ursachen von Umweltverschmutzung muß eine Untersuchung der wirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen folgen.

Die vorliegende empirische Analyse im 3. Kapitel und umfangreiche theoretische Untersuchungen anderer Autoren

weisen nach, daß die Düngerintensität der Landwirtschaft die Höhe der Nitratbelastung entscheidend beeinflußt. Daraus ergeben sich folgende Fragen:

Welche Parameter beeinflussen die Entscheidung der Landwirte über die **Dünge** ?

Wie können die politischen **A**nreize so gesetzt werden, daß die Landwirtschaft den ökologischen Herausforderungen gerecht wird ?

Ökonomisch wird die Intensität der Düngung durch die Differenz zwischen Grenzerlös und Grenzkosten, also den Grenzgewinn bestimmt.

Der Grenzlös hängt vom Produktpreis und der zusätzlich produzierten Menge ab. Die Grenzkosten ergeben sich aus dem Düngerpreis und dem Mehrbedarf an Düngemittel.

Eine Agrarpolitik, die auf **Produktpreisstützung** ausgerichtet ist, **fördert die Intensivierung** der landwirtschaftlichen Produktion und somit auch den Betriebsmitteleinsatz.

Hohe Produktpreise fördern eine höhere Produktion und machen einen intensiveren Betriebsmittel einsatz rentabel.

Folgen dieser Intenisvierung sind **Überschußproduktion** und die Belastung der Umwelt durch die Landwirtschaft.

Das Beispiel Düngung zeigt, daß eine Steigerung der Intensität die Gefährdung der Nitratauswaschung erhöht.

Die ständig steigenden Kosten der Überschußverwertung,

aber auch die öffentliche Diskussion über Umweltschäden durch die Landwirtschaft machen ein Umdenken in der österreichischen Agrarpolitik notwendig.

Auch die Veränderungen der Rahmenbedingungen für die österreichische Agrarpolitik als Folge der GATT-Verhandlungen und eine zukünftige Gemeinsame Agrarpolitik in der Europäischen Gemeinschaft erzwingen eine umfassende Reform. Dadurch wird eine Senkung der Produktpreise notwendig werden.

Aus ökologischer Sicht kann die so bewirkte Reduktion der Intensität positiv beurteilt werden, wenn die Einkommenverluste der Landwirtschaft durch Direktzahlungen kompensiert werden können.

Durch eine solche Reform ist eine Entschärfung des Nitratproblems zu erwarten, gelöst wird es nicht. Dies zeigen die im 4. Kapitel diskutierten Auswirkungen einer Senkung von Produktpreisen.

Es bedarf daher des Einsatzes umweltpolitischer Instrumente zur Reduktion der Auswaschungsgefährdung.

Im 4. Kapitel diskutiere ich Instrumente zur Reduktion der Düngeintensität.

Dabei wird die bestehende Bodenschutzabgabe und eine Produktpreissenkung der Einführung von handelbaren Lizenzen gegenübergestellt.

Die geringe Preiselastizität des mineralischen Stickstoffdüngers läßt erst bei einer massiven Veränderung der Preisverhältnisse einen Rückgang der Düngeintensität erwarten. Solche Veränderungen hätten erhebliche Einkommensverluste der Landwirte zur Folge und stoßen damit

auf geringe Akzeptanz.

Vor diesem Hintergrund sind Steuerungsinstrumente besser geeignet, die die Stickstoffmenge direkt beeinflussen.

Dazu zählen **handelbare Stickstofflizenzen**  
mit der Eigenschaft **ökonomischer Effizienz**.

So wird die Einführung von handelbaren Stickstofflizenzen als Beispiel für die Umsetzung eines marktwirtschaftlichen Instrumentes zur Lösung der Nitratproblematik diskutiert.

## Die nächsten Schritte

\* Dem Wissen um die Mitverantwortung der Landwirtschaft an der Nitratproblematik müßte eine umfassende Analyse der Einflußfaktoren durch die landwirtschaftliche Bodennutzung folgen.

\* In dieser Arbeit habe ich mich mit der Düngintensität auseinandergesetzt. Sie stellt den wichtigsten Einflußfaktor auf die Nitratkonzentration dar. Durch eine empirische Analyse und die Gewichtung einzelner landwirtschaftlicher Gefährdungsfaktoren wäre die Erarbeitung eines umfassenden Maßnahmenbündels zur Reduktion der Nitratbelastung möglich.

\*Die theoretischen Erkenntnisse der Umweltökonomie müssen die Basis für die Diskussion von umweltpolitischen

Instrumenten darstellen.

Derzeit kann die Landwirtschaft in Österreich keine umfassende Strategie zur Verminderung der Nitratauswaschung vorlegen.

Der politische Wille ist nötig, die Notwendigkeit des Handelns zu erkennen und sich auf neue Wege der Umweltpolitik einzulassen.

Die Landwirtschaft ist sowohl Opfer als auch Täter an der Umwelt.

Ist es ihr möglich, konkrete Anstrengungen zur Vermeidung der Umweltverschmutzung vorzuweisen, so kann sie im Gegenzug auch den Wunsch der Abgeltung der positiven Umweltleistungen durch die Öffentlichkeit mit größerem Nachdruck vorbringen.

In diesem Sinn sei auch diese Arbeit als Beitrag für eine positive Weiterentwicklung der Landwirtschaft in Österreich zu verstehen.

# LITERATURVERZEICHNIS

- ALBERS, Willi (Hrsg.)**, (1980), "Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaften", Fischer/Mohr/Vandenhoeck & Ruprecht, Stuttgart/Göttingen/Tübingen.
- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG**, (1990), "Erhebung der Grundwassergüte im Raum Seewinkel", (Abt.: XIII/3-Wasserbau), Eisenstadt.
- AMT DER KÄRTNER LANDESREGIERUNG**, (1990), "Kärntner Grundwasser Kataster", (Abt. 15 Umweltschutz), Klagenfurt.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG**; (1992), "Nitrat im Grundwasser" EDV Ausdruck (Auszug aus der Umweltdatenbank/ Abteilung 8/9), Wien.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG**, (1992), "Grundwasser-Nitratkarte für Oberösterreich", (Wasserwirtschaftliche Planung), Linz.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG**, (1991), "Grundwasserbericht Teil 2", (Fachabteilung Ia) Graz.
- BAUMOL, W. J./ OATES, W.E.**, (1988), "The Theory of Environmental Policy", 2. Auflage, Cambridge University Press, New York.
- BITTERMANN, W./KASPEROWSKY, E.**, (1991), "Landwirtschaft" in "Umwelt in Österreich", Österreichisches Statistisches Zentralamt und Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien.
- BÖHM; Hans Reiner/DENEKE, Michael (Hrsg.)**, (1992), "Wasser: eine Einführung in die Umweltwissenschaften", Wiss. Buchges., Darmstadt.
- BONUS, Holger**, (1984), "Marktwirtschaftliche Konzepte im Umweltschutz", Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, Band 5, Eugen Ulmer, Stuttgart.
- BROMLEY, Daniel W.**, (1991), "Environment and Economy", Basil Blackwell Inc., Cambridge, Massachusetts.
- BUNDESGESETZBLATT**, (1990), "252. Bundesgesetz: Wasserrechtsgesetznovelle 1990", Seite 2319ff, Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.)**, (1990), "Agrar- und Umweltpolitik", Reihe C: Agrarpolitische Berichte der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) Heft 27, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster Hilstrup.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.)**, (1992), "Flächenhafte Nitratbelastung des Grundwassers", Sonderbeilage des "Förderungsdienst 4/1992", Wien.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORTSWIRTSCHAFT (Hrsg.)**, (1991), "Grundwassersanierung und Nitrat: Bericht der wasserwirtschaftlichen Fachtage 1991" Sonderausgabe der Zeitschrift "Förderungsdienst", Wien.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT**, (1991), "Lage der österreichischen Landwirtschaft 1990", Wien.
- CORNES, Richard/SANDLER, Todd**, (1986), "The Theorie of Externalities, Public Goods, and Club Goods", Cambridge University Press.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (Hrsg.)**, (1985), "Bodennutzung und Nitrataustrag", Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- DOUGHERTY, Christopher**, (1992), "Introduction to Econometrics", Oxford University Press, New York /Oxford.
- EWRIGMANN, Dieter/GAWEL, Erik/van MARK, Michael**, (1992), "Kompensationslösungen im Gewässerschutz", Physica, Heidelberg.
- FINCK; Hans-Friedrich/ HAASE, Katharina**, (1987), "Nitratbelastung des Grundwassers", Schriftenreihe des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Reihe A: Heft Nr. 347, Münster Hiltrup.
- GAWEL; Erik**, (1991), "Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz: allokativer Effekte instrumentell diversifizierter Lenkungsstrategien für Umweltgüter", Finanzwissenschaftliche Forschungsarbeiten, Bd. 58, Dunker und Humblot, Berlin.
- GETREIDEWIRTSCHAFTSFOND**, (1991), "Erhebungen des Düngermittelabsatzes in Österreich", EDV-Auszug, Wien.
- GLATZ, Harald/KRAJASITS, Cornelia/ POHL, Edith**, (1990), "Mehr Markt oder mehr Staat in der Umweltpolitik?", Informationen zur Umweltpolitik, Heft 68, Institut für Wirtschaft und Umwelt, Wien.
- HAIMBÖCK; Helmut**, (1988), "Umweltfolgen der heutigen Landwirtschaft aus ökonomischer Sicht", Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung, Wien.
- HANLEY, Nick(Hrsg.)**, (1991), "Farming on the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits", C. A. B International, Wallingford.
- HARDIN; G.**, (1968), "The Tragedy of the Commons" Science, pp. 1243-47, in : VARIAN, Hal R., (1990), Intermediate Microeconomics, Second Edition, Norton & Company, Seite 552 .
- HAUTTAU, Heiner (Hrsg.)**, (1987), "Monetäre Bewertungsansätze von Umweltbelastungen", Vandenhoeck u. Ruprecht, Göttingen.
- HOFREITHER; Markus F.**, (1990), "Landwirtschaft und Umwelt", Club Niederösterreich, Heft 5/1990, Wien.
- HOFREITHER; Markus F./PRUCKNER Gerald/ SCHNEIDER; F.**, (1991), "Bewertung überbetrieblicher Leistungen und negativer externer Effekte der Landwirtschaft", Forschungsbericht Nr. 546 des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

- HÜBLER Karl-Hermann/ SCHABLITZKI Gerd (Hrsg.)**, (1991), "Volkswirtschaftliche Verluste durch Bodenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland", Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik GmbH, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- KAMMER für Arbeiter und Angestellte für Niederösterreich**, (1992), "Presseinformation zur Nitrat-Streifenaktion", Wien.
- KARL, Helmut**, (1986), "Exklusive Nutzungs- und Verfügungsrechte an Umweltgütern als Instrument einer umweltschonenden Landwirtschaft", Studienverlag Brockmeyer, Bochum.
- KATZ, David A.**, (1982), "Econometric Theory and Applications", Prentice-Hall International, Inc., London.
- KENNEDY, Peter**, (1992), "A Guide to Econometrics", 3. Auflage, Blackwell, Oxford.
- KLING, A./STEINHAUSER, H.**, (1986), "Möglichkeiten und Grenzen eines verringerten Einsatzes ertragssteigernder Betriebsmittel am Beispiel Stickstoff", Agrarwirtschaft, Heft 7.
- KOBUS, Helmut/ ZILLIOX, Lothaire (Hrsg.)**, (1988), "Nitratbelastung des Grundwassers", Eigenverlag des Institut für Wasserbau an der Universität Stuttgart.
- KONRAD, Sigurd**, (1993), "Erhebung der Tierhaltung in Österreich" Forschungsprojekt Nr. L 499/87 des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- KUCKSHINRICHS, Wilhelm**, (1990), "Zur ökonomischen Theorie der Grundwassernutzung", Volkswirtschaftliche Schriftenreihe, Band 12, Münster
- LANDL, Peter**, (1991), "Ökologische Aspekte der EG-Agrarpolitik im Hinblick auf eine EG-Mitgliedschaft Österreichs", Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- NIEDER, H.** (Hrsg.), (1985), "Nitrat im Grundwasser: Herkunft, Wirkung und Vermeidung", VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- NIEDERMEYER, Dirk**, (1989), "Handelbare Emissionsrechte als Instrument zur Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft", M. Wehle, Bonn.
- NUTZINGER, Hans G./ZÄHRNT, Angelika (Hrsg.)**, "Öko - Steuern", C.F. Müller, Karlsruhe.
- ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT**, (1992), "Nutztierhaltung in Österreich 1991" Wien.
- ÖSTERREICHISCHES STATISTISCHES ZENTRALAMT**, (1993), "Land- und forstwirtschaftliche Betriebszählung 1990, Teil Bodennutzung", Wien.
- O'HARA**, (1984), Externe Effekte der Stickstoffdüngung, Probleme der Bewertung und Ansätze zu ihrer Verminderung aus ökonomischer und ökologischer Sicht, Landwirtschaft und Umwelt, Band 1, Vauk, Kiel.

- PEARCE, David/ MARKANDYA, Anil**, (1989), "Environmental Policy Benefits: Monetary Evaluation", OECD, Paris.
- PEVETZ, Werner/HOFER, Otto/PIRRINGER, Helga**, (1990), "Quantifizierung von Umweltleistungen der österreichischen Landwirtschaft", Schriftenreihe der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft Nr. 60, Wien.
- PFINGSTNER, Hubert**, (1986), "Auswirkungen eines begrenzten Einsatzes von Stickstoff und Fungiziden", Schriftenreihe der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Wien.
- PFINGSTNER, Hubert**, (1987), "Auswirkungen eines verringerten Einsatzes von Stickstoff auf den Ertrag, das Düngungsniveau und das Einkommen", Die Bodenkultur (Band 38, Heft 1), Wien.
- PFINGSTNER, Hubert**, (1985), "Ökonomische Aspekte eines begrenzten Einsatzes von Handelsdünger und Pflanzenschutzmitteln", Der Förderungsdienst, Sonderheft 6s, 33. Jahrgang, Wien.
- PROFIL**, (1992), "Verbrannte Erde", Heft Nr. 34 Seite 46ff, 23. Jahrgang, Wien
- QUENDLER, Elisabeth**, (1991), "Versuch der ökonomischen Quantifizierung von durch die Nitratbelastung des Grundwassers bedingten landwirtschaftlichen Nutzungsbeschränkungen", Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, DER**, (1985), "Umweltprobleme in der Landwirtschaft", W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart und Mainz.
- RUHRSTICKSTOFF AG (Hrsg.)**, (1983), "Faustzahlen für die Landwirtschaft und Gartenbau", Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- SCHLEDERER, Johann**, (1989), "Das Düngungsverhalten der Landwirte nach Einführung der Düngemittelabgabe", Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- SCHNEEBERGER, Walter**, (1990), "Ausgewählte Fragestellungen zum Stickstoffeinsatz in der österreichischen Landwirtschaft", Die Bodenkultur, Band 41, Heft 2, Wien
- SCHNEIDER, Matthias**, (1990), "Umweltabgaben in der Landwirtschaft", in "Umweltabgaben und Steuerreform", Studie des Österreichischen Instituts für Wirtschaftsforschung, Wien.
- STAEHELIN-WITT / BÖCHLIGER, Hans-Jörg**, (1991), "Mit Ökonomie zur Ökologie", Hebing und Lichtenhahn, Basel
- STIGLITZ Joseph E.**, (1988) "Economics of the Public Sector" W. W. Norton & Company, New York
- WEIMANN, Joachim**, (1990), "Umweltökonomie", Springer Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.

**WEINSCHENCK, Günther**, (1989), "Nitratsteuern zur Umwelt- und Marktentlastung", in Nutzinger H. G./ Zahrt A., "Öko-Steuern", Seite 147-160, Müller, Karlsruhe.

**WEINSCHENCK, Günther/ GEBHARD, Jörg**,(1985), "Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion", Materialien zur Umweltforschung, Band 11, Kohlhammer, Stuttgart und Mainz.