

Conrad, Jobst

Book — Digitized Version

Nitratdiskussion und Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland

Provided in Cooperation with:

WZB Berlin Social Science Center

Suggested Citation: Conrad, Jobst (1990) : Nitratdiskussion und Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland, ISBN 3-89404-101-3, Edition Sigma, Berlin

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/122902>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.



WZB-Open Access Digitalisate

WZB-Open Access digital copies

Das nachfolgende Dokument wurde zum Zweck der kostenfreien Onlinebereitstellung digitalisiert am Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH (WZB).

Das WZB verfügt über die entsprechenden Nutzungsrechte. Sollten Sie sich durch die Onlineveröffentlichung des Dokuments wider Erwarten dennoch in Ihren Rechten verletzt sehen, kontaktieren Sie bitte das WZB postalisch oder per E-Mail:

Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung gGmbH

Bibliothek und wissenschaftliche Information

Reichpietschufer 50

D-10785 Berlin

E-Mail: bibliothek@wzb.eu

The following document was digitized at the Berlin Social Science Center (WZB) in order to make it publicly available online.

The WZB has the corresponding rights of use. If, against all possibility, you consider your rights to be violated by the online publication of this document, please contact the WZB by sending a letter or an e-mail to:

Berlin Social Science Center (WZB)

Library and Scientific Information

Reichpietschufer 50

D-10785 Berlin

e-mail: bibliothek@wzb.eu

Digitalisierung und Bereitstellung dieser Publikation erfolgten im Rahmen des Retrodigitalisierungsprojektes **OA 1000+**. Weitere Informationen zum Projekt und eine Liste der ca. 1 500 digitalisierten Texte sind unter <http://www.wzb.eu/de/bibliothek/serviceangebote/open-access/oa-1000> verfügbar.

This text was digitizing and published online as part of the digitizing-project **OA 1000+**.

More about the project as well as a list of all the digitized documents (ca. 1 500) can be found at <http://www.wzb.eu/en/library/services/open-access/oa-1000>.

Conrad: Nitratdiskussion und Nitratpolitik

Herausgegeben vom

WISSENSCHAFTSZENTRUM BERLIN FÜR SOZIALFORSCHUNG

Forschungsschwerpunkt Technik, Arbeit, Umwelt

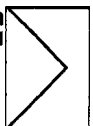
Abteilung "Normbildung und Umwelt"

Direktor: Professor Dr. Wolfgang van den Daele

Jobst Conrad

**Nitratdiskussion
und Nitratpolitik
in der Bundesrepublik
Deutschland**

edition
sigma



CIP – Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Conrad, Jobst:

Nitratdiskussion und Nitratpolitik in der Bundesrepublik
Deutschland / Jobst Conrad. [Hrsg. vom Wissenschaftszentrum
Berlin für Sozialforschung, Forschungsschwerpunkt Technik,
Arbeit, Umwelt, Abt. "Normbildung und Umwelt"]. – Berlin :
Ed. Sigma Bohn, 1990

Zugl.: Berlin (West), Techn. Univ., Habil. – Schr., 1990

ISBN 3 – 89404 – 101 – 3

Copyright 1990 by edition sigma rainer bohn verlag, Berlin.

Alle Rechte vorbehalten. Dieses Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne schriftliche Zustimmung des Verlags unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Mikroverfilmungen, Übersetzungen und die Einspeicherung in elektronische Systeme.

Druck: WZB

Printed in Germany

Inhaltsverzeichnis

Überblick	15
1. Einleitung	23
2. Aufbau der Untersuchung	25
2.1 Rahmen und Entstehungskontext	25
2.2 Zielsetzung und Fragestellung	31
2.3 Konzeption und Begrifflichkeit	34
2.4 Methodisches Vorgehen	44
2.5 Resultate und Grenzen	49
3. Der Kontext: Die Diskussion um Landwirtschaft und Umwelt	53
4. Die Nitratproblematik: Fakten und Kontroversen	67
4.1 Die sachliche Struktur des Nitratproblems	67
4.2 Landwirtschaft und Stickstoffdüngung	106
4.3 Wasserversorgung und Nitratbelastung	128
4.4 Systematik der Problemlösungen	147
5. Die Nitratdebatte	153
5.1 Problemwahrnehmung und -definition	154
5.2 Interessen und Argumente	162
5.3 Dynamik und Entwicklung der Nitratdebatte	173
6. Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland	183
6.1 Erste Weichenstellungen: Die 50er und 60er Jahre	183
6.2 Abgeschottete Politikarenen: Die 70er Jahre	199
6.3 Turbulenzen in den 80er Jahren: Nitrat als politisches Thema	209

6.4	Die nitratrelevanten Politikstränge	219
6.4.1	Die Trinkwasserverordnung	219
6.4.2	Das Wasserhaushaltsgesetz	231
6.4.3	Der Wasserpfennig	245
6.4.4	Der DVGW/LAWA Arbeitskreis "Nitrat"	256
6.4.5	Gülleverordnung und Gülleerlaß	264
6.4.6	Bodenschutz	276
6.4.7	Extensivierungs- und Naturschutzprogramme	281
6.4.8	Förderung von Aufbereitungsverfahren	287
6.4.9	Nitratforschung	292
6.4.10	Die landwirtschaftliche Beratung	301
6.4.11	Nitrat in der Agrarpolitik	309
6.4.12	Weitere nitratrelevante Politikstränge	316
6.5	Die Akteure	323
6.6	Konturen einer Nitratpolitik	337
6.7	Zusammenfassung: Das Nitratthema und symbolische Agrar- umweltpolitik	340
7.	Der lokale Umgang mit dem Nitratproblem	347
7.1	Einleitung: Leerformel Implementation	347
7.2	Zusammenfassender Überblick über lokale Fallstudien	352
7.3	Lokale Gebiete im Vergleich	395
7.4	Lokale und überregionale Nitratpolitik	406
7.5	Politikimplementation, Politikwirkung, Politikergebnis	411
8.	Interpretation der Untersuchungsergebnisse	417
8.1	Politikspiele um Nitrat	417
8.1.1	Der Einfluß der Problemdefinition	417
8.1.2	Rolle und Muster des Politikspiels	420
8.1.3	Die Bedeutung von Politikstruktur: Interessenberücksichtigungsmuster, Machtlagen und politische Arenen	430
8.1.4	Machtpositionen, Interessenkoppelungen und Lernprozesse	436
8.1.5	Symbolische versus substantielle Nitratpolitik	441
8.1.6	Zur Interpretation des Politikzyklus	444
8.1.7	Die Medien und der Einfluß der Themenkonjunktur	450
8.1.8	Substantielle Auswirkungen nitratbezogener Politikimplementation	454
8.2	Die Entwicklung nitratbezogener Politikmuster	460
8.2.1	Prävention versus Symptomkur	460
8.2.2	Problembewußtsein und Politikinstrumente: Markt, Recht, Überzeugung	465

8.2.3	Die Verteilung der Kosten	471
8.2.4	Die Verteilung der Kompetenzen	476
8.2.5	Programmimplementation von oben oder Eigenregulierung vor Ort?	483
8.2.6	Konflikt- versus Konsensorientierung im Politikspiel	486
8.3	Nitratbezogene Regulierungsmuster	494
8.3.1	Nitratregulierung im Kontext der Umwelt- und Agrarpolitik	495
8.3.2	Fallspezifische Regulierungsmuster	500
8.3.3	Blindstellen und Mängel der Regulierungen	508
8.4	Politische Steuerung	514
8.4.1	Analytische Kategorien	515
8.4.2	Das Beispiel Nitrat	519
8.4.3	Steuerungstheoretische Schlußfolgerungen	521
8.5	Soziale Funktionssysteme und das Nitratproblem	523
8.5.1	Die Rolle wissenschaftlicher Expertise	526
8.5.2	Die Bedeutung des Rechtssystems	529
8.5.3	Ökonomisches System und Nitratbelastung	532
8.5.4	Politisches System und Nitrat als Thema	536
8.5.5	Öffentlichkeit und Umweltverbände	540
8.5.6	Kritische Evaluation	544
9.	Nitrat und die Perspektiven einer Agrarumweltpolitik	547
9.1	Resümee	547
9.2	Generalisierbarkeit und Ökologisierungsbegriff	567
9.3	Zur agrarpolitischen Reformdiskussion	570
9.4	Strukturmerkmale einer Ökologisierung der Agrarpolitik	590
9.5	Teilkonzept einer Agrarumweltpolitik	601
9.6	Die Nitratdebatte im Licht von Ökologie- und Industrialismuskritik	610
9.7	Schluß	622
10.	Literatur	627
11.	Anhang	681
11.1	Verzeichnis der Abkürzungen	683
11.2	Verzeichnis der Interviewpartner	686
11.3	Synoptischer Vergleich der Gülleverordnungen (1989)	688
11.4	Ländernaturschutzprogramme mit der Landwirtschaft im Überblick (1987)	700
11.5	Liste der Projektveröffentlichungen	704

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Kapitel 2:

Tabelle 2.1:	Darstellung der in lokalen Fallstudien zu erhebenden Daten	48
--------------	--	----

Kapitel 3:

Abbildung 3.1:	Landwirtschaft zwischen Ökonomie und Ökologie - Die Analyse des SRU	56
----------------	---	----

Tabelle 3.1:	Vergleich von vier Bereichen ökologischer und technologischer Kontroversen in der BRD in den 70er und 80er Jahren	64
--------------	---	----

Kapitel 4:

Abbildung 4.1:	Darstellung des Stickstoffkreislaufs mit Betonung menschlicher Einflüsse	69
----------------	--	----

Abbildung 4.2:	Globaler Stickstofftransport mit Abschätzung der jährlichen Transport- und Konversionsraten (in Mio. Tonnen)	70
----------------	--	----

Abbildung 4.3:	Schema des globalen Stickstoffkreislaufs (Mio. t/a; Emissionen durch Holzverbrennung und Gewitter nicht berücksichtigt)	71
----------------	---	----

Tabelle 4.1:	Problematische Auswirkungen des heutigen globalen Stickstoffkreislaufs	72
--------------	--	----

Abbildung 4.4:	Zentrale Maßnahmen zur Sanierung des globalen Stickstoffkreislaufs	74
----------------	--	----

Abbildung 4.5:	Schematische Darstellung des Nährstoffkreislaufs	77
----------------	--	----

Tabelle 4.2:	Nitratgehalte in verschiedenen Gemüsearten	78
--------------	--	----

Abbildung 4.6:	Überblick über den Trinkwasser-Nitratpfad	80
----------------	---	----

Abbildung 4.7:	Stickstoffkreislauf im Boden	81
----------------	------------------------------	----

Abbildung 4.8:	Biologischer Stickstoffkreislauf (nach Klemme)	82
----------------	--	----

Abbildung 4.9:	Der landwirtschaftliche N-Kreislauf und die hieran beteiligten N-Mengen (Angaben in kg/ha)	82
----------------	--	----

Abbildung 4.10:	Quantitative Abschätzung des landwirtschaftlichen Stickstoffkreislaufs	83
-----------------	--	----

Tabelle 4.3:	Beeinflussung der Sickerverluste an Düngerstickstoff durch verschiedene Faktoren (nach Handbuch Umwelaspekte der Düngemittelanwendung, 1976, verändert und ergänzt)	85
Abbildung 4.11:	Der Einfluß der Mineraldüngung auf die Bodenfruchtbarkeit (nach Vetter 1980) und die Folgen für die Grundwasserbelastung mit Nitrat	86
Abbildung 4.12:	Schematische Darstellung der Auswirkungen eines steigenden Stickstoffangebots auf die Ertragsentwicklung und die Gefahr der Nitratauswaschung	87
Abbildung 4.13:	Qualitätsbeeinflussungen durch steigende Stickstoffdüngung bei Äpfeln	89
Abbildung 4.14:	Schema des Stickstoff-Umsatzes im Boden und Grundwasserbereich	92
Abbildung 4.15:	Schematische Darstellung durchbruchsartiger Anstiege der Nitratbelastung als Folge einer verminderten Denitrifikationsleistung des Untergrunds	93
Abbildung 4.16:	Projektion der Flächennutzung mit unterschiedlichen Nitratauswaschungsraten im vertikalen Nitratprofil des Grundwassers (bei geringer Dispersion und Denitrifikation)	95
Abbildung 4.17:	Projektion der zeitlichen Entwicklung der Nitratauswaschung im vertikalen Nitratprofil des Grundwassers	96
Abbildung 4.18:	Änderung des vertikalen Nitratprofils im Grundwasser durch Denitrifikationsvorgänge im Untergrund	96
Abbildung 4.19:	Gesundheitliche Wirkung von Nitrat beim Menschen	99
Abbildung 4.20:	Resorption von Nitrat und Nitrit sowie Speicheldrüsenkreislauf und Ausscheidung von Nitrat beim Menschen	100
Tabelle 4.4:	Der Einfluß des Trinkwasser-Nitratgehalts (in %) auf die gesamte Nitrataufnahme des Menschen	102
Abbildung 4.21:	N-Nitroso-Verbindungen in der Umwelt und Exposition des Menschen	104
Abbildung 4.22:	Entwicklung des Mineraldüngerverbrauchs und einiger ausgewählter Feldfrüchte (1950/51 = 100)	107
Tabelle 4.5:	Verbrauch von Mineraldüngern in der BRD von 1938 - 1988	109

Tabelle 4.6:	Düngemittelverbrauch und Ertragsentwicklung in der BRD von 1938 - 1988	110
Abbildung 4.23:	Jährliche N-Zufuhr mit Mineraldüngern (im Durchschnitt der Jahre 1979-1983)	113
Abbildung 4.24:	Jährlicher N-Anfall in den tierischen Exkrementen (berechnet aus der Viehzählung im Durchschnitt der Jahre 1979-1983)	114
Abbildung 4.25:	Großviehbesatz 1982	115
Abbildung 4.26:	Jährlicher N-Überschuß, berechnet aus der N-Bilanz (im Durchschnitt der Jahre 1979-1983)	116
Abbildung 4.27	Landwirtschaftliche Intensivgebiete in der Bundesrepublik Deutschland	117
Abbildung 4.28:	Potentielle Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Annahme eines Denitrifikationsverlustes in Höhe von 50 % des N-Überschusses	118
Abbildung 4.29:	Verteilung der regionalen Nitratgehalte im Trinkwasser	119
Abbildung 4.30:	Allgemeines Sanierungsschema zur Minimierung der Nitratenauswaschung	122
Tabelle 4.7:	Die Auswirkung agrarumweltpolitischer Instrumente auf Betriebseinkommen, Düngungsintensität und Nitratbelastung	126/127
Abbildung 4.31:	Wasserkreislauf in der Bundesrepublik Deutschland	128
Abbildung 4.32:	Entwicklung der Wasserförderung	129
Abbildung 4.33:	Regionale Verteilung der Wasserförderung 1987	130
Abbildung 4.34:	Wasserflußbild der öffentlichen Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland 1987	131
Abbildung 4.35:	Die Grundwasserversorgung der Bundesrepublik Deutschland in ihrer regionalen Bedeutung	133
Abbildung 4.36:	Die Wasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland	134
Abbildung 4.37:	Investitionen der öffentlichen Wasserversorgung	135
Tabelle 4.8:	Unternehmensstatistik der öffentlichen Wasser- versorgung 1983	136

Abbildung 4.38:	Ionenkonzentrationen im Rohwasser des Wasserwerks Mussum	138
Tabelle 4.9:	Nitratgehalte in Trinkwässern Bayerns	139
Tabelle 4.10:	Nitratgehalte in Trinkwässern Baden-Württembergs	139
Abbildung 4.39:	Regionale Verteilung der Trinkwasser-Nitratbelastung in Bayern	140
Abbildung 4.40:	Regionale Verteilung der Trinkwasser-Nitratbelastung in Baden-Württemberg	141
Abbildung 4.41:	Jahresmittel der Nitratkonzentration von sieben Wassergewinnungsanlagen im Raum Mönchengladbach/ Viersen	142
Abbildung 4.42:	Dimensionen und Typen von Regulierungsstrategien zur Lösung des Nitratproblems	148
 Kapitel 5:		
Tabelle 5.1:	Wasser- und landwirtschaftliche Positionen und Argumente zum Nitratproblem	166-170
 Kapitel 6:		
Tabelle 6.1:	Entwicklungen der Stickstoff - Düngeempfehlungen in kg/ha N der deutschen Düngeindustrie zu ausge- wählten Kulturen	194
Abbildung 6.1:	Auswirkungen eines zunehmenden Einsatzes von Halm- verkürzern und Pestiziden auf die optimale spezielle Intensität bei Weizen	195
Abbildung 6.2:	Düngeempfehlungen im Spargelanbau und N _{min} -Gehalte des Bodens in einem Wassereinzugsgebiet Baden-Württemberg	196
Tabelle 6.2:	Zeittafel Agrarumweltrecht	201
Abbildung 6.3:	Anzahl begonnener Forschungsvorhaben zum Nitratproblem in der BRD in den 80er Jahren	210
Tabelle 6.3:	Qualitative Beurteilung verschiedener Regulierungs- optionen des Nitratproblems	216/217
Tabelle 6.4:	Für die Durchführung der Trinkwasserverordnung zuständige Behörden in den Bundesländern	230

Tabelle 6.5:	Stand und Entwicklung der Ausweisung von Wasserschutzgebieten in den Bundesländern und im Bundesgebiet in % der Landesfläche	233
Tabelle 6.6:	Chronologie der parlamentarischen Entstehungsgeschichte der 5. WHG-Novelle	236-238
Tabelle 6.7:	Beschränkungen in Schutzgebieten nach § 1 Abs. 1 SchALVO	248
Tabelle 6.8:	Rahmen für Bodennutzung in Wasserschutzgebieten	260
Tabelle 6.9:	Rahmenschema für die Beschränkung von Bodennutzung und Düngung in einem Grundwasserschutzgebiet	261
Tabelle 6.10:	Bodennutzung und Düngung in Einzugsgebieten von Gewinnungsanlagen zur Trinkwasserversorgung (Stand: Dez. 1984)	262
Tabelle 6.11:	Zeit- und Mengenregulierung von Gülleausbringung in der Gülleverordnung	270
Tabelle 6.12:	Hauptmerkmale naturschutzbezogener Länderprogramme	282
Tabelle 6.13:	Überblick über Vorhaben zur Nitratentfernung durch Aufbereitungsverfahren	290
Abbildung 6.4:	Entwicklungspfade der Nitratforschung	297
Tabelle 6.14:	Übersicht über die Nitratforschung in der Bundesrepublik	298
Tabelle 6.15:	In der Officialberatung tätige Personen nach Fachbereichen	302
Abbildung 6.5:	Akteurkonfigurationen in der Nitratpolitik (Mitte der 80er Jahre)	335
Tabelle 6.16:	Strukturmuster der Nitratpolitik in der BRD bis 1987	341
Tabelle 6.17:	Symbolpolitische Dimensionen der Nitratpolitik	345
Kapitel 7:		
Abbildung 7.1	Geographische Verteilung der lokalen Untersuchungsgebiete	350
Tabelle 7.1:	Formale Kennzeichen der lokalen Fallstudien	351
Tabelle 7.2:	Beteiligungsmuster in lokalen Nitratkontroversen (ISB)	396
Tabelle 7.3:	Lösungsmuster lokaler Nitratprobleme	397

Tabelle 7.4:	Verlaufsmuster und Regulierungsstile lokaler Nitratpolitik	398
Tabelle 7.5:	Hauptmerkmale der Nitratpolitik der Länder bis 1987	409
Tabelle 7.6:	Erfolgseinschätzung nitratpolitischer Programme (1988)	413
Kapitel 8:		
Abbildung 8.1:	Schematische Darstellung der nitratrelevanten Politikarenen	422
Tabelle 8.1:	Modelle und Beispiele umweltpolitischer Strategien	461
Tabelle 8.2:	Abschätzung der Größenordnung der Kosten und ihrer Verteilung zur Bewältigung des Nitratproblems (in Mio. DM) für die Jahre 1978 bis 1987	474
Tabelle 8.3:	Maßnahmenbereiche und vertikale Kompetenzverteilungen in der Nitratpolitik	480
Tabelle 8.4:	Maßnahmenbereiche und (horizontale) Kompetenzverteilungen in der Nitratpolitik	481
Tabelle 8.5:	Verantwortlichkeiten und Kompetenzverteilungen in der Nitratpolitik in sachlicher, verwaltungsfachlicher, förderativer und öffentlich-rechtlicher Hinsicht	482
Tabelle 8.6:	Matrix der Strategieoptionen von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft	489
Tabelle 8.7:	Matrix der Strategieoptionen von Staat und Landwirtschaft	491
Tabelle 8.8:	Matrix der Strategieoptionen von Staat und Wasserwirtschaft	491
Tabelle 8.9:	Zentrale Merkmale nitratbezogener Regulierungsmuster	502-505
Tabelle 8.10:	Verschiedene Regulierungsstile in der Nitratpolitik	506-507
Tabelle 8.11:	Schwachstellen der Nitratregulierung in der Bundesrepublik Deutschland in ihrer Gesamtheit	510

Kapitel 9:

Tabelle 9.1:	Synoptische Darstellung agrarpolitischer Konzepte	576-579
Tabelle 9.2:	Synoptische Evaluation agrarpolitischer Konzepte	582
Tabelle 9.3:	Umweltauswirkungen agrarpolitischer Reformkonzepte	589
Tabelle 9.4:	Gesellschaftspolitische Grundpositionen und Weltorientierungen in modernen Industrieformationen	614

Überblick

Die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers hat in Verbindung mit hohen Stickstoffeinträgen in der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten zugenommen. Zugleich spielte diese Problematik eine prominente Rolle in der sich im letzten Jahrzehnt entwickelnden Agrar-Umwelt-Diskussion um Umweltprobleme der Landwirtschaft. Dabei zeichnete sich die Nitratdiskussion insbesondere durch folgende Punkte aus:

1. Die gesundheitlichen Gefahren einer erhöhten Nitratbelastung des Trinkwassers standen im Vordergrund der öffentlichen Diskussion, während ökologische Gesichtspunkte und andere Belastungspfade eher im Hintergrund verblieben.
2. Die Nitratkontroverse spitzte sich auf eine Konfrontation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zu, während andere Akteure, Interessenlagen und Lösungswege sekundär blieben.
3. Schließlich läßt sich eine Zuspitzung der Nitratdebatte auf Fragen der Kostenträgerschaft beobachten, wobei es der Landwirtschaft primär um die großzügige Entschädigung von Ertragseinbußen und die Erschließung neuer Subventionsquellen geht, während die Wasserwirtschaft sich gegen die Übernahme zusätzlicher Kosten für agrarumweltpolitische Maßnahmen wehrt und dies als Verletzung des Verursacherprinzips interpretiert.

In dem Forschungsvorhaben "Ökologisierung der Agrarpolitik. International vergleichende Analyse von Politikprozessen im Bereich Landwirtschaft und Umwelt. Trinkwasser-Nitratbelastung" wurden nun neben einem generellen Überblick über Themen, Akteure und Regulierungen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt Nitratdebatte und -politik in der Bundesrepublik Deutschland, Frankreich, England, den Niederlanden und der Schweiz auf nationaler und lokaler Ebene teils vergleichend untersucht, um die Stärken und Schwächen unterschiedlicher agrarumweltpolitischer Strategien besser zu erkennen und die Frage der Übertragbarkeit erfolgversprechender Vorgehensweisen abzuklären. Damit sollte ein Beitrag

zum besseren Verständnis von Politikprozessen in diesem Bereich und zu einer mehr vorsorgenden Agrarumweltpolitik geleistet werden.

Ziel des Forschungsvorhabens war es somit, am Beispiel der Nitratbelastung des Trinkwassers Formen und Inhalte, Strukturen und Prozesse, Muster und Mechanismen, Möglichkeiten und Grenzen einer Ökologisierung der Agrarpolitik zu rekonstruieren, zu analysieren und zu evaluieren.

Aus sozialwissenschaftlicher Sicht ist von Interesse, inwieweit einerseits anerkannte und andererseits umstrittene naturwissenschaftliche Erkenntnisse und Erklärungsmuster in politisches Handeln umgesetzt werden. Wie sieht das Zusammenspiel zwischen (wissenschaftlichem) Wissen und politischer Regulierung aus? Welche Gruppen haben die Hauptlast umwelt- und gesundheitspolitischer Maßnahmen und Regelungen zu tragen (Landwirte, Wasserverbraucher, Steuerzahler)? Welche Verfahrensweisen und Regulierungsformen werden bevorzugt (finanzielle Anreize oder Belastungen, rechtliche Ge- und Verbote, Information und Beratung)?

Für die Bundesrepublik Deutschland wurde nun die Geschichte der Entwicklung der Nitratpolitik zum einen national und regional entlang der nitratrelevanten Politikstränge und zum anderen vor Ort mit Hilfe von 13 lokalen Fallstudien untersucht. Das vorliegende Buch faßt die Ergebnisse dieser Forschungsarbeiten zusammen.

Zum angemessenen Verständnis werden zunächst die Agrar-Umwelt-Diskussion in der BRD und die naturwissenschaftliche, ökologische und ökonomische Dimension der Nitratproblematik und diesbezügliche Lösungsansätze etwas genauer skizziert und die Struktur und Entwicklung der Nitratdebatte näher dargestellt, wobei deren Komplexität und interessenvermittelte Gestaltung deutlich werden. Die Rekonstruktion der bundesdeutschen Nitratpolitik auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene und entlang der nitratrelevanten Politikstränge, wie Trinkwasserverordnung, Wasserhaushaltsgesetz, Wasserpfennig, Gülleverordnung, Förderung der Nitratforschung, landwirtschaftliche Beratung etc., ergibt insbesondere:

1. Eine eigenständige Nitratpolitik existiert bislang nicht und wird als solche auch von keinem Akteur angestrebt.
2. Die Problemwahrnehmung und die Diskussion von Lösungen des Nitratproblems sind stark wissenschaftsgeprägt.
3. Öffentliche Diskussion und politische Konflikte spielen eine wichtige und eher zunehmende Rolle.
4. Nitratpolitik findet überwiegend in den etablierten Politikroutinen und -kanälen statt, wozu unter anderem auch die legalistische Orientierung bundesdeutscher Politik zu zählen ist.
5. Das Ausmaß symbolischer Politik ist hoch, und erst allmählich nimmt der Stellenwert substantieller Maßnahmen zu. Substantielle policy impacts sind überwiegend erst in Jahren zu erwarten, was auch mit der Zeitverzögerung des praktischen Wirksamwerdens vieler agrarumweltpolitischer Maßnahmen zu tun hat.
6. Nitratpolitik läßt sich als ein "Schwarzer-Peter-Spiel" interpretieren, in dem jeder Akteur die Kosten für anfallende Problemlösungen abzuweisen und weiterzureichen sucht mit der Folge verzögerter substantieller Lösungseffekte. Entsprechend findet die Implementation nitratpolitischer Programme nur zurückhaltend statt und beginnt sich gerade erst auszuweiten.
7. Generell sind die Hauptschwächen nitratpolitischer Regulierungen in den Dimensionen von Ursachenbezogenheit, Effektivität und Effizienz zu suchen. Rechtliche und administrative Praktikabilität, politische Durchsetzbarkeit und generelle Systemkonformität erscheinen demgegenüber in einem positiven Licht.
8. Sachlich dominieren bisher korrektive wassertechnische und -wirtschaftliche Maßnahmen (Mischung, tiefere Brunnen, Fernversorgung, Denitrifizierung). Mehr präventiv orientierte Maßnahmen, die die Landwirtschaft betreffen, gewinnen erst allmählich an Bedeutung und kommen am ehesten bei offensichtlichen Problemlagen zum Tragen (z.B. Gülleverordnung bzw. -erlaß

in Bundesländern mit Intensivtierhaltung auf sandigen Böden). Dieses Muster der Problembehandlung hängt damit zusammen, daß die Eingriffskompetenz und die Sanktionierbarkeit umweltpolitischer Maßnahmen typischerweise sinken, je mehr sie präventiven, ursachenbezogenen Charakter haben. Politische Durchsetzbarkeit und ökologische Wirksamkeit verhalten sich tendenziell gegenläufig. Darüber hinaus kommen präventive Maßnahmen, die auf verringerten Stickstoffeintrag seitens der Landwirtschaft abzielen, aufgrund der Zeitverzögerung zwischen Nitratauswaschung in der Landwirtschaft und Nitratbelastung des Grund- und Rohwassers von vielfach Jahren und Jahrzehnten zu spät, um akute hohe Nitratwerte im Trinkwasser zu reduzieren.

9. Auf prozeduraler Ebene spielen rechtliche Ge- und Verbote und finanzielle Anreize oder Sanktionen zur Lösung des Nitratproblems im Bereich der Landwirtschaft bisher nur eine untergeordnete Rolle (Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes, Gülleverordnung, Ausgleichszahlungen im Rahmen von Biotopschutz- und Ackerrandstreifenprogrammen). Sie werden teilweise von den zuständigen Behörden auch explizit abgelehnt (z.B. Stickstoffsteuer, Erlaubnispflichtigkeit der Düngung in Problemlagen). Statt dessen wird die Hoffnung vielfach auf eine ökologisch erweiterte landwirtschaftliche Beratung gesetzt, auch wenn vor Ort die diesbezüglichen Erfahrungen eher desillusionierend waren. Die Wasserversorgungsunternehmen sind demgegenüber zur Einhaltung des Nitratgrenzwerts verpflichtet, sofern für sie nicht übergangsweise Ausnahmegenehmigungen gelten, die die zuständigen Behörden bei Vorliegen eines Sanierungsplanes bislang auch relativ großzügig gewährten. Insbesondere wegen der Pestizidgrenzwerte spielten die zuständigen Stellen zunächst auch auf Zeit, wie die Verzögerung bei der im Gefolge der EG-Trinkwasser-Richtlinie erforderlichen Novellierung der Trinkwasserverordnung um über vier Jahre bis 1986 demonstriert.
10. Ins Zentrum der Auseinandersetzung sind jedoch Fragen der Kostenträgerschaft gerückt. Im Ergebnis hat die Agrarlobby mittlerweile mehr oder weniger erreicht, daß Zugeständnisse inhaltlicher Art (Düngungsbeschränkungen, Begrenzungen der Gülleausbringung) mit der weitgehenden Übernahme der Kosten durch den Staat oder den Wasserverbraucher verbunden werden (Entschädigungspflichtigkeit von Düngungsbeschränkungen in Wasserschutzgebiete).

ten, Wasserpfeffrig, Zuschüsse zum Bau von Güllespeichern). Die agrarpolitische Linie läuft darauf hinaus, daß zum Abbau der Überschußproduktion nicht nur die landwirtschaftliche Produktion, sondern auch der Verzicht auf dieselbe subventioniert werden soll.

Verbal plädieren angesichts des Nitratproblems inzwischen die beteiligten Akteure mehr oder weniger unisono für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. Entsprechenden Aktivitäten auf der Ebene von Symbolpolitik stehen jedoch bislang nur wenige substantielle Politikergebnisse und Verhaltensänderungen im Agrarbereich gegenüber.

Dabei ist die sich nur ganz allmählich verringernde Rigidität und Abschottung der Landwirtschaft gegenüber ökologischen Forderungen nicht allein ökonomisch zu erklären, sondern auch und vor allem aus den Interessen- und Machtlagen in der agrarpolitischen Arena. Die agrarpolitische Arena wird von agrarisch orientierten Akteuren beherrscht, die mehr oder weniger von den bestehenden Regulierungsmustern profitieren, während andere Interessen, wie besonders der Verbraucher- und Umweltschutz, eine meist marginale Rolle spielen.

Im Vergleich zur Umweltpolitik im industriellen Sektor wird deutlich, daß die Chancen für eine effektive Umweltpolitik keineswegs ansteigen, wenn deren Adressaten nicht wenige machtvolle Akteure (Industrieunternehmen), sondern eine Vielzahl von Einzelpersonen (Landwirte) sind. Neben der Tatsache der gut organisierten Interessenvertretung der Landwirte und der geringen finanziellen Belastbarkeit eines Teils der Betriebe liegt dies nicht zuletzt an der flächendeckenden Emission von Belastungsstoffen (non-point source pollution).

Ökologisierung der Agrarpolitik, das macht das Beispiel der Trinkwasser-Nitratbelastung deutlich, ist zweifellos ein mühseliges Geschäft. Sie findet kaum im Rahmen eines Politikspiels statt, in dem einflußreiche Akteure ihre Interessen damit verknüpft haben. Sie vermag sich eher begrenzt und durch Zufallskonstellationen begünstigt, quasi zunächst hinter dem Rücken der Akteure durchzusetzen, indem sie etwa gezwungen werden, entsprechende Maßnahmen in die Wege zu leiten, um einen Grenzwert einzuhalten, dessen Folgewirkungen bei seiner Verabschiedung kaum näher bedacht wurden.

Rechtliche und institutionelle Bedingungen als Regeln des Politikspiels als auch die relativen Machtpositionen der Akteure führen dazu, daß die Voraussetzungen für eine Ökologisierung der Agrarpolitik, ähnlich wie in anderen Politikbereichen, eher ungünstig sind. Aus dieser Perspektive sind die im Verlauf von ca. zehn Jahren erzielten Ergebnisse in Richtung einer Begrenzung des Nitratproblems durchaus beachtlich. Mit dem Nitratgrenzwert von 50 mg/l im Rücken scheinen die partiell an einer umweltverträglicheren Landwirtschaft interessierten Akteure durchaus auch in der Lage, auf eine allmähliche Veränderung der Spielregeln des Politikspiels hinzuwirken, die die Implementation zukünftiger Maßnahmen erleichtern würde. Substantielle Erfolge in der Umweltpolitik sind allerdings durch die Bereitschaft zur Kostenübernahme seitens der Steuerzahler oder der Geschädigten wesentlich leichter zu erzielen. Durchsetzung des (physischen) Verursacherprinzips und substantieller Umweltschutz scheinen zugleich, zumindest im Agrarsektor, noch vielfach schwer durchsetzbar und erreichbar. Und eine an den agrarpolitischen Prämissen und Determinanten der Umweltprobleme der Landwirtschaft ansetzende Ökologisierung der Agrarpolitik wird zwar vereinzelt von Kritikern thematisiert und gefordert, scheint jedoch noch in weiter Ferne zu sein.

Infolge der krisenhaften Zuspitzung der Finanzierungsprobleme des EG-Agrarmarkts könnte die öffentliche Diskussion über die ökologischen Auswirkungen der modernen Landwirtschaft jedoch die Chancen für ökologische Anpassungsprozesse erhöhen. Vor dem Hintergrund einer in bezug auf die Landwirtschaft bislang vielfach wirkungslosen Umweltpolitik und der Dominanz einer sehr wohl umweltwirksamen Agrarpolitik stützte eine derartige Entwicklung die Hypothese, daß - beabsichtigt oder nicht - Ökologisierung der Agrarpolitik als Abfallprodukt eher wirtschafts- und haushaltspolitisch begründeter Maßnahmen im Agrarsektor größere Erfolgchancen besitzt denn als gezieltes umweltpolitisches Programm ohne schlagkräftige "constituency", in dem Umweltpolitik bislang vorwiegend als Symbolpolitik stattfindet.

Die indirekten Wirkungen der Nitratpolitik als "Pfadfinder" für eine Agrarumweltpolitik mögen letztlich bedeutsamer sein als ihre direkten, auf die Lösung des Nitratproblems bezogenen Effekte. Um die Erfolgchancen für die Berücksichtigung von Umweltanliegen in der Landwirtschaft und die Ökologisierung der Agrarpolitik zu erhöhen, bietet sich die Absicherung von Agrarumweltpolitik

durch Politikentflechtung in den Bereichen Agrarmarkt-, Agrarsozial-, Agrarumwelt- und regionale Strukturpolitik und der verstärkte Einsatz finanzieller Politikinstrumente zwecks Internalisierung von Umweltkosten der Landwirtschaft an.

Vorwort

Diese Untersuchung entstand im Rahmen des vom Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung 1983 bis 1989 durchgeführten, von mir geleiteten Forschungsvorhabens "Ökologisierung der Agrarpolitik. International vergleichende Analyse von Politikprozessen im Bereich Landwirtschaft und Umwelt. Trinkwasser-Nitratbelastung". Sie wurde im September 1989 fertiggestellt und als Habilitationsschrift an der Technischen Universität Berlin angenommen.

Zu danken habe ich

- o insbesondere Werner Uka für seine intensive Mithilfe bei der Zusammenstellung von Daten, Tabellen, Abbildungen und bei der Literaturbeschaffung für diese Arbeit;
- o Karl Bruckmeier, Matthias Gitschel, Peter Hafenecker, Georg Hünermann, Parto Teherani-Krönner und Werner Uka für die Durchführung der lokalen Fallstudien;
- o Arnim Bechmann, Karl Bruckmeier, Volkmar Hartje, Uli Hampicke, Martin Jänicke, Peter Knoepfel und Parto Teherani-Krönner für die kritische Durchsicht und hilfreiche Anregungen zu dieser Untersuchung;
- o den im Anhang aufgeführten Interviewpartnern für ihre Auskunftsbereitschaft, ihr positives Feed-back und teilweise kritischen Anmerkungen
- o und dem Wissenschaftlichen Text-Dienst, Berlin, für die Erstellung der Druckfassung dieser Arbeit.

Berlin, Juni 1990

Jobst Conrad

1. Einleitung

Das Verhältnis von Landwirtschaft und Umwelt, von Agrarpolitik und Naturschutz ist im letzten Jahrzehnt nicht nur zum Thema der öffentlichen Diskussion, sondern auch zum Gegenstand von wissenschaftlichen Untersuchungen und Fachdebatten geworden. Dabei spielte die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers in Verbindung mit hohen Stickstoffeinträgen in der Landwirtschaft eine dominierende Rolle.

Die Sozialwissenschaften, speziell die Politikwissenschaften, befaßten sich in der Vergangenheit kaum mit diesbezüglichen Fragestellungen. In den letzten Jahren ist jedoch auch die Zahl der Veröffentlichungen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt deutlich angestiegen.

Die vorliegende Untersuchung stellt eine Kombination aus Problemorientierung und Politikanalyse dar. Als explorative Fallstudie betritt sie insofern ein gewisses Neuland, als zum einen Agrarumweltpolitik als solche in der Vergangenheit noch gar nicht existierte und zum anderen eine Politikanalyse dieses Bereichs bislang noch nicht in Angriff genommen worden war. Während es ihr auf analytischer Ebene um die Rekonstruktion der als Nitratpolitik bezeichneten nitratrelevanten Politikprozesse in der Bundesrepublik Deutschland geht, bezweckt sie ihrer Intention nach auch die Herausarbeitung von möglichen Ansatzpunkten und Mechanismen einer Ökologisierung der Agrarpolitik.

An diesen Zielen orientiert sich der Aufbau dieses Buches. In Kapitel 2 werden zunächst Design, Fragestellungen, Konzept und Methodik dieser Arbeit vorgestellt. In Kapitel 3 wird zum besseren Verständnis die aktuelle Diskussion um Landwirtschaft und Umwelt skizziert, die den sachlichen Kontext von Nitratdebatte und -politik bildet. Gemäß einem Verständnis von Politikanalyse, wonach ein ausreichendes Wissen, Verständnis und eine darauf basierende eigene Bewertung von den jeweiligen mehrdimensionalen Sachzusammenhängen erforderlich sind und die Politikanalyse nicht von den jeweiligen substantiellen Problemstrukturen einfach abstrahieren darf, wird in Kapitel 4 der Stand der naturwissenschaftlich-ökologisch-medizinischen und der ökonomischen Diskussion um die Nitratproblematik knapp wiedergegeben. Kapitel 5 zeichnet dann Themen-

schwerpunkte, Argumentationsmuster und Entwicklungsdynamik der bundesdeutschen Nitratdebatte nach. Das zentrale Kapitel 6 dient der Darstellung der Nitratpolitik in der BRD mit ihren verschiedenen politischen Handlungsträgern. Kapitel 7 faßt die Ergebnisse der Untersuchungen zum lokalen Umgang mit dem Nitratproblem zusammen, die an anderer Stelle detailliert vorgestellt werden (Bruckmeier 1987a-d, 1988, Brüggemann et al. 1986, Gitschel 1987b, 1987c, Hafenecker 1989, Hünermann 1987b, Teherani-Krönner 1988, 1989a-c, Uka 1989). In Kapitel 8 werden die dargestellten empirisch-deskriptiven Befunde dann im Lichte verschiedener politisch-analytischer Fragestellungen ausgewertet sowie steuerungstheoretisch und systemtheoretisch interpretiert. Vor diesem Hintergrund werden dann in Kapitel 9 substantielle Ergebnisse der Analyse der Nitratpolitik zusammenfassend dargestellt und die Frage nach einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik angegangen.

2. Aufbau der Untersuchung

In diesem Kapitel wird der Aufbau der vorliegenden Arbeit vorgestellt, um dem Leser ihren Kontext, ihre Stoßrichtung, ihre Analyseebene und die Art der gewählten Darstellung zu verdeutlichen. Hierzu wird zunächst der Rahmen und der Entstehungszusammenhang der vorliegenden Untersuchung umrissen (Abschnitt 2.1). Daran schließt sich die Darlegung ihrer Zielsetzung und zentralen Fragestellungen (Abschnitt 2.2), ihrer Konzeption und analytischen Begrifflichkeit (Abschnitt 2.3) und ihrer Methodik an (Abschnitt 2.4). Abschließend werden die zu erwartenden Ergebnisse und Grenzen der Untersuchung aufgezeigt (Abschnitt 2.5).

2.1 Rahmen und Entstehungskontext

Die vorliegende Untersuchung entstand im Rahmen eines am Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung in den Jahren 1983 bis 1989 durchgeführten und von mir geleiteten Forschungsvorhabens "Ökologisierung der Agrarpolitik. International vergleichende Analyse von Politikprozessen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt. Trinkwasser-Nitratbelastung". Sie faßt insbesondere die Ergebnisse der bundesdeutschen Fallstudie zusammen. Zum besseren Verständnis ihrer inneren Struktur und Stoßrichtung sind daher sowohl der Bezugsrahmen und Entstehungszusammenhang dieses Forschungsvorhabens als auch ihre sich hieraus ergebende Einbettung zu skizzieren.

Nach der vergleichenden Politikanalyse der Luftreinhaltepolitik in sieben europäischen Ländern (vgl. Knoepfel/Weidner 1985) sollte eine analoge Studie in einem Gebiet durchgeführt werden, das in der Zukunft voraussichtlich wachsende umweltpolitische Brisanz erlangen würde: die Landwirtschaft (Knoepfel/Weidner 1981). Ausgehend von der Fragestellung, welche politisch-administrativen, ökonomischen und sozialen Faktoren für die von Landwirten zu verantwortende Qualität von Nahrungsmitteln verantwortlich sind, wurden 1982/83 einige Vorstudien zur Eingrenzung und Präzisierung des geplanten Forschungsvorhabens durchgeführt (Becker 1982, 1983, Conrad 1983, Pohl 1982, Poppelreuther 1983, Schumacher et al. 1985, Schreiber 1985, Zieschank 1982). Außerdem konnte auf

die bereits abgeschlossene Untersuchung zum Umweltbewußtsein der Landwirte zurückgegriffen werden (Fietkau et al. 1982).

Ein Jahr beanspruchte sodann die Ausarbeitung und vielfache Diskussion des Projektaufbaus und der Methodik (Conrad/Knoepfel 1984, Conrad 1984); damit wurde der zentralen Rolle Rechnung getragen, die dem Projektdesign für die Ergebnisse des Forschungsvorhabens letztendlich zukommt. Parallel dazu bzw. im Anschluß daran wurden eine Reihe weiterer Studien zu ausgewählten Aspekten des Themenkreises Landwirtschaft und Umwelt durchgeführt, die für die Analyse der Nitratpolitik relevante Kontextinformationen lieferten (Bätzing 1987, Bruckmeier 1987e, Brüggemann/Riehle 1986b, Conrad 1986b, 1987a, 1987h, 1988a, Conrad/Uka 1987, Gitschel 1985, Hampicke 1987, Hünermann 1987a, Poppinga 1983, Poppinga et al. 1985, Schäfer 1987, Thoenes 1985). Schließlich wurde für eine Reihe von Ländern (Belgien, BRD, Großbritannien, Frankreich, Italien, Niederlande, Schweiz) ein Überblick über Themen, Akteure und Regelungen im Bereich Landwirtschaft und Umwelt erstellt (Bennett 1986, Conrad 1989b, Descloux/Larrue 1989, Larrue 1986, 1988, Larrue/Lewanski 1989, Wathern/Baldock 1987).¹

Die Untersuchung der nationalen Nitratpolitiken² wurde entsprechend dem Projektdesign 1984 bis 1988 auf drei Ebenen durchgeführt, wobei sich im einzelnen je nach landesspezifischer Situation und Finanzierung Unterschiede im Umfang, zeitlichen Ablauf und Untersuchungsaufbau ergaben.

1. Für die Fallstudie Bundesrepublik Deutschland betraf die erste Untersuchungsebene die Gewinnung eines *Überblicks* über Themen, Akteure und Regelungen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt sowie die Vervollständigung von auf den Bereich Trinkwasser-Nitratbelastung bezogenen Daten. In dieser Surveyphase, die mit der Verfeinerung des analytischen Konzepts und der Selektion spezifischer thematischer und lokaler Untersuchungsschwerpunkte verbunden war, wurde bereits eine Reihe nitratbezogener Teilstudien durchgeführt (Brüggemann et al. 1986, Conrad/Gitschel 1988, Feyerabend

¹ Für die Länder Österreich, Ungarn und USA wurden aus Gründen der Zeit- und Ressourcenknappheit keine eigenständigen Berichte erstellt.

² Mit der Verwendung dieses Terminus wird nicht die Existenz einer spezifischen nitratbezogenen Politik postuliert, sondern es werden lediglich die die Nitratproblematik betreffenden politischen Entscheidungen und Maßnahmen zusammengefaßt.

1985, Hellekes/Perdelwitz 1986, Kromarek 1986, Moeller 1985, Riehle 1985). Darüber hinaus brachten Fachleute aus Land- und Wasserwirtschaft ihre Erfahrungen und Erkenntnisse zum politisch-praktischen Umgang mit dem Problem der Nitratbelastung des Trinkwassers in ein vom Autor organisiertes Kolloquium ein (Conrad 1988c).³

2. Die zweite Untersuchungsebene betraf die detaillierte Erfassung und Deskription von *policies* und *Programmen im Bereich der Trinkwasser-Nitratbelastung*. Diese sollten aus den Aktorkonstellationen, Politikstrukturen und Politikprozessen (policy games) erklärt werden.
3. Die dritte Untersuchungsebene betraf die Analyse *lokaler Politikimplementation und policy impacts*, wobei besonderes Augenmerk auf den Einfluß lokalen Problemdrucks, übergeordneter Handlungsprogramme und von Interaktionsprozessen der beteiligten Akteure als erklärender Variabler gelegt wurde. Da von einer Implementation politischer Programme in der Mehrzahl der untersuchten 13 lokalen Implementationsgebiete (LIAs = Local Implementation Areas) nicht die Rede sein konnte, was den Bereich der Trinkwasser-Nitratbelastung anbelangte, befaßten sich die lokalen Fallstudien generell mit dem jeweiligen politischen und sozialen Umgang mit dem Nitratproblem vor Ort.⁴
4. Viertens sollte sich den fünf nationalen Fallstudien⁵ ein systematischer internationaler Vergleich anschließen, dessen Durchführung jedoch, von dem eher groben Vergleich der Länder Großbritannien, Bundesrepublik Deutschland und Niederlande abgesehen (Conrad 1990), noch weitgehend offensteht.⁶ Die-

³ Schließlich profitierte das Forschungsvorhaben auch von einer 1985/86 durchgeführten Untersuchung über Alternativen der Landnutzung und die Zukunft der Landwirtschaft (Conrad 1987a, 1987d, 1987f, 1987h).

⁴ Es scheint dies einer der eher seltenen Fälle zu sein, daß politikwissenschaftliche Forschung einmal nicht der realen Entwicklung hinterherläuft, sondern zeitlich eher zu früh angesetzt war.

⁵ Untersucht wurden die Länder Bundesrepublik Deutschland, Großbritannien, Niederlande, Frankreich und die Schweiz, vgl. Hill 1988, van der Kley/Bennett 1988, Knoepfel/Zimmermann 1987, Larrue/Knoepfel 1988.

⁶ Er wird 1990 unter Einbeziehung Dänemarks mit Hilfe von Forschungsmitteln des Umweltbundesamtes von mir erstellt.

ser beabsichtigte internationale Vergleich ging wesentlich in die Konzeption des Forschungsvorhabens mit ein. Dies bewirkte den periodischen Austausch über die jeweilige nationale Situation, Untersuchungsprobleme und Forschungsergebnisse in entsprechenden Arbeitstreffen und Papieren und sorgte für die Einhaltung einer halbwegs einheitlichen Vorgehensweise und Methodik der Länderteams.⁷

Versucht man, einige dem erfahrenen Sozialforscher wohlbekannte Quintessenzen für die Durchführung eines solchen Forschungsvorhabens festzuhalten, so erscheinen folgende Gesichtspunkte von Belang:

1. Trotz der Fokussierung auf einen speziellen Bereich von Umweltproblemen der Landwirtschaft sind die erforderlichen Ressourcen in bezug auf Zeit, Manpower und Finanzen für eine Politikanalyse beachtlich. Allein für die bundesdeutsche Fallstudie wurden im Lauf von fünf Jahren rund 200 Personenmonate und 1 Mio. DM aufgewandt⁸, ohne daß bereits von einer optimalen Ausstattung und Absicherung der Ergebnisse gesprochen werden könnte.
2. Der Preis für ein der jeweiligen nationalen Szenerie angepaßtes Untersuchungsdesign ist ein wesentlich höherer Aufwand für den anschließenden internationalen Vergleich.
3. Trotz intensiver Vorarbeiten sind Abänderungen an dem vorgesehenen Untersuchungskonzept in sachlicher und prozeduraler Hinsicht kaum zu vermeiden.⁹
4. Unsystematischen, wenig reglementierten Such- und Informationsprozessen kam eine erhebliche Bedeutung für die adäquate Erfassung von Nitratpolitik zu.

⁷ Eine bis ins Detail abgestimmte und permanenten Informations- und Meinungsaustausch voraussetzende Vorgehensweise, um die optimale Vergleichbarkeit der Länderstudien zu gewährleisten, wird zum einen unterschiedlichen nationalen Politikkonstellationen und Datenzugangsproblemen nur schwer gerecht und erwies sich zum anderen als im gegebenen Projektrahmen als zu zeit- und ressourcenintensiv.

⁸ Dabei sind die oben aufgeführten umfangreichen Arbeiten, die das Umfeld des Trinkwasserpfadens betreffen, mitgerechnet.

⁹ So stellte sich für die BRD die Rolle der Bundesländer als wesentlich bedeutsamer für die Nitratpolitik heraus, als zuvor angenommen und im ursprünglichen Projektdesign methodisch berücksichtigt.

5. Ein weiter Politikbegriff, der vor-, sub- und quasi-politische Prozesse miteinander, erwies sich für die Analyse der "Nitratpolitik" als vorteilhaft.

Der umweltpolitische und der politikwissenschaftliche Hintergrund des Forschungsvorhabens "Ökologisierung der Agrarpolitik" sind in folgenden Punkten zu sehen:

Das Verhältnis von Landwirtschaft und Umwelt, von Agrarpolitik und Naturschutz ist in den letzten Jahren nicht nur in der öffentlichen Diskussion, sondern auch in wissenschaftlichen Untersuchungen behandelt worden. Quantitativ dominieren dabei eindeutig naturwissenschaftlich orientierte Forschungsvorhaben, durch deren Ergebnisse die umweltpolitische Debatte auch wesentlich thematisch mitgeprägt wird. Sodann haben sich die Rechts- und die Wirtschaftswissenschaften, teils mehr durch die allgemeine Umweltdiskussion geschoben als proaktiv, dieser Thematik angenommen. Für die Sozialwissenschaften, speziell die Politikwissenschaften, trifft dies weniger zu. Dementsprechend wird die agrarumweltpolitische Diskussion vor allem von Agrarökonomern und Praktikern unterschiedlicher Provenienz (Agrarpolitiker, Natur- und Umweltschützer, agrarische Verbandsvertreter) maßgeblich geprägt.

Dies trifft insbesondere auch für die wissenschaftliche wie politische Diskussion von Stickstoffdüngung und Nitratbelastung zu, der Thematik, die im Mittelpunkt dieser Arbeit steht. Deutlich wird dies, wenn man die Fragestellungen der Nitratforschung¹⁰ und die beteiligten wissenschaftlichen Institute näher untersucht, gerade nachdem die Zahl der diesbezüglichen Forschungsvorhaben in den 80er Jahren enorm zugenommen hat (vgl. Hünermann et al. 1987).

Das Forschungsprojekt "Ökologisierung der Agrarpolitik" stieß somit seinerzeit in ein weitgehendes politikwissenschaftliches, nicht jedoch politisches Vakuum. Ist schon der Bereich der Agrarpolitik für die Politikwissenschaft¹¹ weit-

¹⁰ Unter Nitratforschung werden hier alle Forschungsarbeiten subsumiert, die sich mit Aspekten des gesamten Stickstoffkreislaufs vom Stickstoffeintrag in der Landwirtschaft über Nitratanreicherung in Nahrungsmitteln und Wasser bis zur Entstehung von Nitrosaminen im menschlichen Körper beschäftigen.

¹¹ Auf der Ebene der Theoriebildung sind auch für die deutsche Agrarsoziologie deutliche Defizite auszumachen (Brüggemann/Riehle 1986a, Gerken 1976, Pop-pinga 1979).

gehend ein Stiefkind geblieben¹², so lassen sich, wie gesagt, kaum umweltpolitische Untersuchungen im Agrarbereich auffinden, im Gegensatz zu einer Vielzahl von entsprechenden Arbeiten für den industriellen Bereich. Auch der Bereich der Wasserwirtschaft ist etwa im Vergleich zu dem der Elektrizitätswirtschaft politikwissenschaftlich wenig untersucht worden (vgl. als Standardwerk immer noch Mayntz et al. 1978). Tiefergehende politikwissenschaftliche Untersuchungen zum Nitratproblem gab es für die Bundesrepublik Deutschland bisher nicht.

Politiktheoretisch konnte für eine Analyse (policy analysis) der Agrarumweltpolitik auf analoge Arbeiten in anderen Politikfeldern, insbesondere aus dem Bereich der Implementationsforschung, zugegriffen werden (vgl. exemplarisch Bardach 1979, Knoepfel/Weidner 1985, Mayntz 1980, 1983, Pressmann/Wildavsky 1973), auch wenn ihr Ertrag durchaus kritisch einzuschätzen ist (vgl. Bruder 1984, Mayntz 1983). Weniger Arbeiten fanden sich im Bereich der Analyse von Politikgenese und -entwicklung (vgl. Caldwell 1982, Keck 1984). Auf konzeptioneller Ebene gibt es durchaus Ansätze komplexer, den gesamten Politikzyklus einbeziehenden Politikanalysen.¹³ Für die Agrarpolitik selbst konnten hingegen im wesentlichen nur einige, vor allem einflußtheoretisch und wirtschaftspolitisch argumentierende (empirische) Untersuchungen ausgemacht werden (Ackermann 1970, Bartling 1981, Bujard 1974, Funk 1977, Priebe 1985, Schmitt 1984). Eine Theorie der Agrarpolitik steht aber noch aus (Hagedorn 1983, Henrichsmeyer/Langbehn 1988).

Wollte das Forschungsvorhaben "Ökologisierung der Agrarpolitik" dem Anspruch nach auch dazu beitragen, das aufgezeigte Defizit der Politikwissenschaft im Bereich der Agrar(-Umwelt-)politik auszugleichen und darüber hinaus die Parallelen und Unterschiede von Umweltpolitik im Agrarsektor gegenüber derjenigen im industriellen Sektor aufzuzeigen, so stand schon aufgrund seines Pilotcharakters die empirisch-deskriptive Rekonstruktion der jeweiligen nationalen Nitratpolitiken im Vordergrund. Erst im Anschluß an die theoretisch angeleitete Interpretation der empirischen Befunde mit Hilfe vorhandener politikwissen-

¹² Die Lehrstühle für Agrarpolitik sind in der BRD überwiegend von Agrarökonomien und nicht von Politikwissenschaftlern besetzt.

¹³ Eine Übersicht der Diskussion von theoretischen Ansätzen und Problemen der Politikanalyse findet sich etwa in Hartwich 1985, Jann 1983, Kitschelt 1983, Schmidt 1988.

schaftlicher Konzepte sollte dann auch der Versuch einer auf Generalisierung zielenden Antwort auf die Frage nach einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik unternommen werden.

Die vorliegende Untersuchung ergab sich zunächst einmal weitgehend aus dem angedeuteten Untersuchungsansatz des Forschungsprojekts. Sie ist jedoch von ihrem Aufbau her breiter konzipiert und geht daher im empirischen Detail, in der Berücksichtigung von nicht politikbezogenen Aspekten der Nitratproblematik, in der Differenziertheit der Politikanalyse und in der perspektivischen Öffnung auf Agrarumweltpolitik generell deutlich über die anderen Länderstudien hinaus. Sie bezieht auch die 13 in der Bundesrepublik Deutschland von anderen Projektmitarbeitern durchgeführten lokalen Fallstudien in die Analyse mit ein.

Das Anfang 1988 fertiggestellte Rohmanuskript umfaßte die Entwicklung der bundesdeutschen Nitratpolitik bis etwa Mitte 1987. Wegen eines schweren Unfalls war es mir erst seit 1989 wieder möglich, die vorliegende Arbeit fertigzustellen. Aufgrund vielfältiger neuerer nitratpolitischer Entwicklungen entschloß ich mich, diese bis Mitte 1989 noch miteinzubeziehen, ohne allerdings den gleichen Grad an Abgesichertheit und Vollständigkeit für diese häufig summarisch ergänzende Darstellung zu beanspruchen. Insofern ließ sich ein gewisser Bruch in der empirischen Rekonstruktion und der umweltpolitischen Einordnung der bundesdeutschen Nitratpolitik und in der Berücksichtigung relevanter Literatur¹⁴ im Jahr 1987 nicht ganz vermeiden. Dennoch vertrete ich die Auffassung, daß meine durch diese jüngste Entwicklung gegenüber 1988 etwas veränderte Einschätzung der bundesdeutschen Nitratpolitik ihrer Realität angemessen ist.

2.2 Zielsetzung und Fragestellungen

Allgemeine Zielsetzung des Forschungsvorhabens "Ökologisierung der Agrarpolitik" war es, zu einem besseren Verständnis von Politikprozessen beizutragen, auf dessen Grundlage ein Urteil über Erfolg bzw. Mißerfolg von Versuchen möglich sein sollte, Gesichtspunkte von Umwelt- und Gesundheitsschutz in bezug

¹⁴ Gerade in den letzten Jahren ist eine Vielzahl von Veröffentlichungen zum Thema Landwirtschaft und Umwelt und zum Nitratproblem erschienen, die nurmehr rudimentär einbezogen werden konnten.

auf die politisch-administrative bzw. gesellschaftlich-korporative Regulierung von Landwirtschaft zum Tragen zu bringen. Hierfür sollten am Beispiel der Trinkwasser-Nitratbelastung Formen und Inhalte, Strukturen und Prozesse, Muster und Mechanismen sowie Möglichkeiten und Grenzen der *Ökologisierung von Politik* am Beispiel der Agrarpolitik rekonstruiert, analysiert und evaluiert werden.

In politiktheoretischer Hinsicht zielt dies somit auf ein verbessertes Verständnis der Handlungsspielräume der Umweltpolitik im Agrarsektor ab, insbesondere auf die Bestimmung von Determinanten, Formen und Erfolgchancen umweltpolitischer Prozesse.

In politikpraktischer Hinsicht geht es um Problemsensibilisierung unter den beteiligten Akteuren, die Einschätzung ihrer Positionen und Strategien in einem Gesamtzusammenhang, die Evaluation der Agrarpolitik unter Umweltgesichtspunkten und die Verbindungen und Ansatzpunkte einer umweltverträglichen Agrarpolitik.

Da, wie erwähnt, empirische Untersuchungen umweltrelevanter Politikprozesse im Agrarsektor weitgehend fehlten, verstand sich das Forschungsvorhaben als explorative Studie. Sie sollte - für den Zeitraum von ca. 1970 bis 1987 - insbesondere folgende Untersuchungsfragen beantworten:

1. Wie erklären sich die in dem exemplarisch ausgewählten Problembereich Stickstoffdüngung/Nitratbelastung/Trinkwasser entwickelten policies aus dem Muster der die Programmformulierung determinierenden Politikstrukturen und -prozesse, Akteurkonstellationen und Arenenarrangements?
2. Wie beeinflussen die entwickelten Handlungsprogramme Implementationsmuster und policy impacts auf lokaler bzw. regionaler Ebene?

Die Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung kann präziser eingegrenzt werden, auch wenn ihr die eben genannte Orientierung immer noch zugrunde liegt. Es geht ihr um

1. die möglichst umfassende deskriptive Rekonstruktion der nitratrelevanten bundesdeutschen Politikprozesse,
2. die Anwendung der Kategorien der Politikanalyse auf die Rekonstruktion als heuristisches Interpretationsraster,
3. die Erörterung der Anwendbarkeit und Erklärungskraft steuerungs- und systemtheoretischer Überlegungen und
4. mögliche Schlußfolgerungen für die Agrarumweltpolitik aus der Analyse der Nitratpolitik.

Daraus ergibt sich, daß die Orientierung dieser Arbeit primär eine des empiriegeleiteten hermeneutischen Verstehens und weniger eine des theoretischen Erklärens im Sinne der Anwendung oder Konstruktion einer bestimmten Politiktheorie ist (vgl. von Wright 1974). Als einer problemorientierten sozialwissenschaftlichen Forschungsarbeit geht es ihr um ein möglichst umfassendes Verständnis eines ausgewählten agrarumweltpolitischen Problembereichs mit der Chance des Problemsensibilisierung und -strukturierung unter den politischen Akteuren, aber nicht um die Erstellung von Handlungsrezepten oder gar die Vorgabe normativer Entscheidungsprämissen.¹⁵ Infolgedessen beziehen sich auch ihre erkenntnisleitenden Fragestellungen nicht auf einen bestimmten (politikwissenschaftlichen) Theoriekontext, sondern resultieren aus dieser mehrdimensionalen Zielsetzung. Neben einer Vielzahl spezieller Untersuchungsfragen, die etwa in der Projektbeschreibung (Conrad 1984) aufgelistet sind und die im Text mehr oder minder implizit beantwortet werden, stehen folgende Fragestellungen im Vordergrund der Analyse¹⁶:

1. Besitzt Luhmanns systemtheoretisches Modell der ökologischen Kommunikation Erklärungskraft für das Beispiel des Nitratproblems?

¹⁵ Ihre agrarumweltpolitische Wirkung kann daher nur sehr indirekter Natur sein. Ob sie allerdings eine solche haben wird, hängt vorwiegend von außenwissenschaftlichen Bedingungen ab (vgl. Conrad/Krebsbach-Gnath 1980).

¹⁶ Ihre Auswahl wird im folgenden Abschnitt begründet.

2. Welche Schlußfolgerungen lassen sich aus der Fallstudie für die Steuerungsfähigkeit von Politik im Umweltbereich ziehen?
3. Welcher Rationalitätsgehalt ist der Nitratpolitik überhaupt zuzuschreiben?
4. Welchen Stellenwert besitzen Nitratproblem und -politik für die Agrarumweltpolitik?
5. Warum spielen präventive Lösungen des Nitratproblems eine so geringe Rolle, und welche diese fördernden Mechanismen sind politisch verfügbar?
6. Welche Schlüsse lassen sich aus der Fallstudie der bundesdeutschen Nitratpolitik für eine mögliche Ökologisierung der Agrarpolitik ziehen?

2.3 Konzeption und Begrifflichkeit

Von ihrer Anlage her ist die Untersuchung eine problemorientierte und keine disziplinentorientierte Forschungsarbeit, wobei ihr fachlicher Schwerpunkt jedoch eindeutig die Politikanalyse ist. Vor dem Hintergrund des angesprochenen politikwissenschaftlichen Wissensdefizits im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt ist sie als eine explorative Fallstudie angelegt. In den letzten Jahren wird die theoretische Fruchtbarkeit von gut durchdachten Fallstudien beim derzeitigen Erkenntnisstand der Politikwissenschaft im Vergleich mit umfassenderen Repräsentativitätsansprüchen genügenden, aber weniger in die Tiefe gehenden Untersuchungen zusehends positiver bewertet. Das Problem der Generalisierbarkeit von Fallstudien ist dabei nur pragmatisch auflösbar. Auch ohne expliziten Anspruch auf Verallgemeinerbarkeit kann für die Untersuchung der Nitratpolitik aufgrund der Analyse einer beträchtlichen Anzahl von Regionen und lokalen Implementationsgebieten, der Einbeziehung verschiedener Politikarenen und Akteure und des Studiums des gesamten Politikzyklus (Problemprezeption, Programmformulierung und Implementation) davon ausgegangen werden, daß ihre Ergebnisse über die analysierten Einzelfälle hinaus von Bedeutung und Interesse sein werden.

Eine problemorientierte Untersuchung erfordert die Einbeziehung der verschiedenen sachlich relevanten (wissenschaftlichen) Problemperspektiven. Deshalb wird die Politikanalyse ergänzt durch die Darstellung des naturwissenschaftlichen Kenntnisstandes des Nitratproblems, der die gesellschaftliche Perzeption seiner Lösungsmöglichkeiten wesentlich prädeterniert. Darüber hinaus gehen die wissenssoziologische, ökonomische und rechtswissenschaftliche Analyse des Nitratproblems in die Arbeit ein. Auf diese Weise wird der Einfluß verschiedener Faktoren und Ebenen auf die Art der gesellschaftlichen und politischen Problembearbeitung berücksichtigt. Während die Deskription der Politikdimension des Nitratproblems auf eine relative Vollständigkeit abzielt, gilt dies für die anderen benannten Aspekte nicht.

In einem vierten Schritt wird das begriffliche Instrumentarium der Politikanalyse auf der Grundlage der vorangegangenen zwar kategorial angeleiteten, aber deskriptiv orientierten Rekonstruktion der bundesdeutschen Nitratpolitik systematisch auf diese angewandt. Diese Nutzung politikanalytischer Kategorien geschieht pragmatisch, um ein formales Interpretationsraster für Struktur und Verlauf der Nitratpolitik zur Verfügung zu haben. Es besteht aber weder ein Anspruch, hierüber die Validität dieser Kategorien zu prüfen, noch wird unterstellt, daß der untersuchte Politikprozeß den diesen Kategorien zugrundeliegenden Politikmodellen bruchlos entspricht, noch wird die Vollständigkeit des verwandten Analyserasters behauptet.¹⁷ Demgemäß läßt sich ein partiell eklektischer Charakter der durchgeführten Politikanalyse nicht leugnen, ohne daß ihr jedoch der Vorwurf der Beliebigkeit gemacht werden kann.

Im nächsten Schritt wird dann selektiv auf zwei Ebenen ein gewisser Theoriebezug des empirischen Materials hergestellt. Zum einem wird die Steuerungsfähigkeit der Politik in bezug auf das Nitratproblem thematisiert und die Angemessenheit unterschiedlicher steuerungstheoretischer Modelle in diesem Zusammenhang erörtert. Zum anderen wird die Adäquanz und die Erklärungskraft von Luhmanns systemtheoretischer Konzeptualisierung der Umweltproblematik am Beispiel des Nitratproblems kritisch beleuchtet.

¹⁷ So wird weder auf die Regulierungsdebatte noch auf Policy-Netzwerkkonzepte Bezug genommen.

Nach dieser Bezugnahme auf jeweils einen politikwissenschaftlichen und soziologischen Theoriestrang geht es im letzten, dem sechsten Schritt um die substantielle Diskussion einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik, d.h. der wachsenden Bedeutung und Berücksichtigung von Umweltbelangen in der Agrarpolitik. Hier werden auf der Basis des gewonnenen hermeneutischen Verständnisses der Nitratpolitik auf der Ebene von Plausibilitätsüberlegungen Schlußfolgerungen im Sinne von "lessons learnt" für die Agrarumweltpolitik gezogen, die Beziehung zur agrarpolitischen Reformdiskussion hergestellt und die Nitratdebatte im Lichte der allgemeinen Ökologie- und Industrialismuskritik beleuchtet.

Zusammengenommen sollten diese Untersuchungsschritte ein relativ komplexes Bild des gesellschaftlichen und politischen Umgangs mit dem Nitratproblem einschließlich seiner möglichen Auswirkungen auf die Agrarumweltpolitik ergeben, ohne daß der Anspruch erhoben wird, die verschiedenen Facetten dieses Bildes bereits in ein konsistentes Modell gesellschaftlicher Ökologierungsprozesse integriert zu haben. Die Untersuchung bemüht sich, als explorative Fallstudie die gewonnene multidisziplinäre detaillierte Sachkenntnis von Nitratproblem und Nitratpolitik auf der Ebene von heuristischen Überlegungen und Plausibilitäten für die sozialwissenschaftliche ökologieorientierte Diskussion fruchtbar zu machen. Aus den aufgeführten Untersuchungsschritten ergibt sich der für die Analyse der Nitratproblematik gewählte Aufbau dieser Arbeit relativ plausibel: sachlicher und politischer Rahmen, naturwissenschaftliche Beschreibung, kognitive Struktur, Politikentwicklung, Lokalpolitik, Politikanalyse, politische Steuerung, Systemtheorie, substantielle Ergebnisse, Agrarumweltpolitik, Ökologie- und Industrialismuskritik.

Die Kombination verschiedener Ebenen und Dimensionen der Analyse macht sowohl die Stärke als auch die Schwäche dieser Untersuchung aus. Denn sie verzichtet weitgehend auf die Ausführung folgender Schritte:

- o (vergleichende) empirische Überprüfung der Angemessenheit bestimmter Kategorien, Erklärungsmodelle oder Theorien
- o Entwicklung einer (Ökologierungs-)Theorie aus dem empirischen Material
- o stringente Kausalanalyse der Nitratpolitik
- o Entwicklung und Kritik von Methoden sozialwissenschaftlicher Umweltforschung

- o Einordnung der Nitratpolitik in ein bestimmtes politiktheoretisches Modell
- o systematisch-theoretische Verknüpfung von Umweltpolitik, Agrarumweltpolitik und Nitratpolitik
- o Vergleich der Agrarumweltpolitik mit anderen Umweltpolitiken (Industrie - Landwirtschaft; vgl. z.B. Knoepfel 1989c)
- o internationaler Vergleich der Nitratpolitik
- o stringente Ableitung von Politiknormen und Handlungsempfehlungen.

Das Defizit dieser Arbeit kann somit in ihrem fehlenden eindeutigen Theoriebezug und ihrer mangelnden Systematik gesehen werden. Ihr Erkenntnisgewinn liegt im wesentlichen auf deskriptiver und auf hermeneutischer Ebene. Die Verwendung politikanalytischer Modelle involviert dabei allerdings die Gefahr, daß in die Analyse stillschweigend normative Annahmen eingehen, indem z.B. das Modell des Politikzyklus implizit reifiziert wird. Die Wirksamkeit solcher modellbezogener Realitätsannahmen für den politischen Prozeß wäre ihrerseits nur durch empiriebezogene theoriesystematische Sekundäranalysen und die empiriegeleitete vergleichende Analyse politiktheoretischer Erklärungsansätze zu überprüfen.¹⁸

Zu begründen ist allerdings noch die Auswahl der zentralen Fragestellungen dieser Untersuchung und der Nitratbelastung des Trinkwassers als exemplarisches Beispiel für die Möglichkeiten und Grenzen einer Ökologisierung der Agrarpolitik.

Während die erste Frage sich aus dem Interesse an der kritischen Diskussion von Luhmanns ökologischer Kommunikation in der Welt der soziologischen Systemtheorie ergibt, liegt die zweite darin begründet, daß gerade in der Umweltpolitik die Steuerungsfähigkeit des politischen Systems von zentraler Bedeutung ist. Da Nitratpolitik bisher nur als analytisches Konstrukt existiert, ist die Frage nach ihrem Rationalitätsgehalt mehr als legitim, denn beispielsweise müssen politische Handlungsempfehlungen wissen, ob sie einen solchen in Rechnung stellen können oder nicht. Im Hinblick auf mögliche Schlußfolgerungen für eine Ökologisierung der Agrarpolitik ist die Frage nach dem Stellenwert von Nitratproblem und -politik bedeutsam. Für die Entwicklung einer ursachenbezo-

¹⁸ Daher kann ich den Vorwurf der versteckten Normativität dieser Untersuchung nur zurückweisen, ihn aber nicht widerlegen.

genen präventiven Agrarumweltpolitik ist die Kenntnis von sie fördernden Mechanismen zentral. Die letzte Frage betrifft sowohl inhaltlich als auch methodologisch mögliche generalisierende Schlußfolgerungen aus der bundesdeutschen Fallstudie und rundet somit die substantiell orientierte Auswertung der Rekonstruktion von Nitratpolitik passend ab.

Vor der im Entstehungskontext der Untersuchung vorgegebenen erkenntnisleitenden Fragestellung des für sie maßgeblichen Forschungsvorhabens nach einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik läßt sich die Auswahl und die Fokussierung der Analyse auf die Nitratbelastung des Trinkwassers im Sinne einer empirisch-analytischen Beschränkung des Untersuchungsgegenstandes nur pragmatisch und nicht von der Sache her rechtfertigen. Denn diese normative Vorgabe ist sowohl in ökologischer als auch in politologischer Hinsicht bedeutsam, mit entsprechenden Konsequenzen für umweltpolitische Schlußfolgerungen.

Zum einen werden mit der Eingrenzung des Untersuchungsgegenstandes auf Trinkwasser-Nitratbelastung andere Umweltprobleme der Landwirtschaft ausgeklammert wie etwa die ökologischen und gesundheitlichen Gefahren der Flurbereinigung, des Einsatzes von Pflanzenbehandlungsmitteln und von Tierpharmaka. Darüber hinaus werden auch andere mit Nitrat zusammenhängende ökologische Gefährdungen wie z.B. die Eutrophierungsproblematik von Gewässern und Landflächen mit Auswirkungen auf das Artenspektrum und andere Belastungspfade wie die Nitratbelastung des Menschen durch Blattgemüse nicht berücksichtigt. Die ökologische Relevanz der Trinkwasser-Nitratbelastung resultiert zudem nur mittelbar aus ihrer Gesundheitsrelevanz.

Schließlich können infolge der forschungspraktisch begründeten inhaltlichen Beschränkung ökologisch bedeutsame Vernetzungen und Wechselwirkungen verschiedener Einflußfaktoren mit synergistischen Effekten bei der Beschränkung auf eine Substanzklasse und den Trinkwasserpfad gar nicht erst ins Blickfeld der Untersuchung treten. Damit verbieten sich Schlußfolgerungen hinsichtlich der agrarökologischen Wichtigkeit der Trinkwasser-Nitratbelastung. Dies impliziert auch, daß z.B. eine äußerst wirkungsvolle Politik der Begrenzung oder Reduzierung der Nitratauswaschung nicht einfach als erfolgreiche Agrarumweltpolitik eingestuft werden kann: Es könnte sich ja um einen ökologisch eher unwichtigen

Bereich handeln¹⁹, von möglichen Problemverschiebungen auf andere Umweltbelastungen einmal ganz abgesehen.

Zum zweiten reißt ein Konstrukt Nitratpolitik politische Prozesse aufgrund ihrer nitratbezogenen Selektion aus ihrem politischen Bedeutungszusammenhang: Politik ist typischerweise nur begrenzt entlang von Sachbezügen organisiert und von ihnen her zu verstehen. Mag eine solche sachbezogene Beschränkung von Politikanalysen für bestimmte Politikfelder wie Agrarpolitik oder Wasserpolitik noch angehen, so ist eine Beschränkung auf spezifische issues viel problematischer, denn eine Nitratpolitik existiert als eigenständige ja nicht. Somit verbietet sich auch in der politologischen Dimension die Einschätzung und Bewertung von Agrarumweltpolitik auf der Basis der selektiven Analyse nach ihrer Nitratrelevanz ausgewählter Elemente des politischen Prozesses.

Folgende Argumente liefern nun angesichts dieser Dilemmata die Begründung für die Konzentration des Forschungsvorhabens auf die Trinkwasser-Nitratbelastung²⁰:

1. Forschungspragmatische Abgrenzungen des Untersuchungsgegenstandes sind stets unvermeidbar. Es kommt auf das "Wo" und "Wie" der Abgrenzung an. Mit ihren Folgen muß man leben.
2. Der Gefahr der ökologischen Irrelevanz wird durch die Einbettung der Analyse in die Gesamtdiskussion um Landwirtschaft und Umwelt Rechnung getragen (vgl. Conrad 1989b).
3. Dem Risiko der politologischen Verkürzung wird durch die Rekonstruktion der Nitratpolitik im Bezugsfeld unterschiedlicher politischer Arenen (allgemeine Agrarpolitik, Pflanzenproduktion, Tierproduktion, Umweltpolitik und

¹⁹ Nach dem Sondergutachten "Umweltprobleme der Landwirtschaft" des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1985) ist die Nitratbelastung des Grundwassers das zweitwichtigste Umweltproblem seitens der Landwirtschaft. Diese Einstufung wird allerdings nur unzureichend begründet (vgl. Conrad 1985).

²⁰ Weitere Begründungen finden sich in Conrad (1983) und Conrad/Knoepfel (1984).

Landwirtschaft, Gewässerschutzpolitik, Trinkwasserversorgung, Gesundheitspolitik; vgl. Conrad 1984 zur näheren Charakterisierung) begegnet.

4. Das Erkenntnisinteresse des Forschungsprojekts ist darauf gerichtet, exemplarisch die Vor- und Nachteile unterschiedlicher Politikmuster, -konzepte, -programme und -instrumente im Hinblick auf eine verbesserte Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten im Agrarsektor aufzuzeigen. Hierfür ist die Beschränkung auf ein *gut gewähltes* Fallbeispiel zulässig, wenn zum einen - für die Existenzberechtigung einer eigenständigen Disziplin der Politikwissenschaft konstitutiv - die relative Unabhängigkeit und Bedeutsamkeit formaler politischer Mechanismen von substantiellen Problemlagen wie etwa ökologischen unterstellt wird und wenn zum anderen eine gewisse Übertragbarkeit von politikwissenschaftlichen Erkenntnissen auf analoge (umweltpolitische) Problemlagen zugelassen wird.
5. Das Problem der Trinkwasser-Nitratbelastung ist politisch und laut SRU 1985 auch ökologisch bedeutsam. Dies trifft insbesondere für die BRD zu und galt für andere westeuropäische Länder in der Vergangenheit weniger.
6. Die Nitratbelastung des Trinkwassers ist für die Frage nach einer Ökologisierung der Agrarpolitik insoweit repräsentativ, als mit der Stickstoffdüngung einerseits ein Kernbereich der Agrarproduktion angesprochen wird, wo auch keine grundlegenden Substitutionsmöglichkeiten im Hinblick auf die Notwendigkeit der Stickstoffzufuhr gegeben sind, andererseits die Möglichkeit lediglich peripherer Problembewältigung der Folgewirkungen hohen Stickstoffeintrags besteht. Das Eindringen und die Wirksamkeit umwelt- und gesundheitspolitischer Belange in die Agrarpolitik durch interne und relationale Rearrangements der relevanten Politikarenen läßt sich anhand des Trinkwasserpfads exemplarisch studieren. Er hat außerdem den Vorteil, daß er sowohl die tierische als auch die pflanzliche Produktion betrifft und der Landwirt im Hinblick auf sein Anbau- und Düngeverhalten - neben Wasserversorgungsunternehmen und, im Prinzip, Trinkwasserkonsumenten - zentraler Adressat der in diesem Bereich relevanten policies ist. Hinzu kommt, daß die natürliche Ressource Wasser inzwischen ein auch ökonomisch wichtiges Gut darstellt, an deren Erhaltung konkret identifizierbare Akteure (insbe-

sondere Wasserwerke) ein wirtschaftliches Interesse haben; Konflikte auch ökonomischer Art sind also vorprogrammiert.

7. Im Hinblick auf den internationalen Vergleich war schließlich von Bedeutung, daß in bezug auf die Trinkwasser-Nitratbelastung grundsätzliche Ähnlichkeiten in der Problemstruktur und den angewandten Lösungsstrategien vorhanden sind (Regionen intensiver Landwirtschaft mit Trinkwassergewinnung aus Grundwasser, landwirtschaftliche und wasserwirtschaftliche Anstrengungen) und eine gewisse Regulierungstradition besteht (z.B. in bezug auf Trinkwasser-Qualitätsstandards, Wasserschutzzonen oder landwirtschaftliche Beratung; vgl. Conrad/Knoepfel 1984).

Nach dieser Begründung der sachlichen Beschränkung der Untersuchung auf ein spezielles Teilgebiet des interessierenden Bereichs Landwirtschaft und Umwelt sind nun noch die im Rahmen der durchgeführten Politikanalyse verwandten Kategorien begrifflich etwas näher abzuklären (vgl. Conrad/Knoepfel 1984, Windhoff-Héritier 1987).

Unter *policy* wird in der Regel die Gesamtheit aller auf die Lösung eines bestimmten Problems bezogenen staatlichen oder verbandlichen Entscheidungen aufgefaßt, die als relativ kohärentes Ensemble sowohl Problemthematization, Zielsetzung und Strategieauswahl als auch Programmformulierung und Implementationspolitiken einschließlich individueller Implementationsentscheidungen umfassen. Wo indessen problemspezifische "policies" in vergleichenden Untersuchungen als abhängige Variablen auftauchen, wird der *policy*-Begriff vielfach auf die für eine solche *policy* wesentlichen strategischen Grundentscheidungen reduziert, die ihren Niederschlag meist in den für mehrere Verwaltungseinheiten gleichermaßen geltenden inhaltlichen, prozeduralen und strukturellen Merkmalen der einschlägigen Handlungsprogramme finden. Innerhalb einer *policy* feststellbare unterschiedliche Implementationspolitiken sowie einzelne Vollzugsmaßnahmen werden dieser demnach nicht zugerechnet. In diesem engeren Sinn bestimmt sich eine *policy* über die in den für den Trinkwasserpfad mittelbar oder unmittelbar relevanten Politikprozessen entwickelten *Handlungsprogramme*, die an die entscheidenden Träger der (regionalen und lokalen) Implementationspolitiken adressiert sind.

Der Begriff des *policy mix* bezieht sich auf die Überlagerung und das Zusammenspiel von mehreren *policies* unterschiedlicher Provenienz, die üblicherweise verschiedenen Arenen zuzuordnen sind. Demgegenüber enthält der von mir verwandte Begriff des *policy game* nicht den intentionalen Bezug auf Problemlösung. Ein *policy game* konzeptualisiert den politischen Prozeß als ein im Rahmen gewisser Regeln (in einer Politikarena) ablaufendes Spiel, in dem die beteiligten Akteure - konflikt- oder konsensorientiert - mit den ihnen jeweils zur Verfügung stehenden Mitteln ihren Interessen entsprechend ganz unterschiedliche Ziele verfolgen können. Mit *policy game* meine ich also *nicht*, wie in der Literatur häufig verwandt (vgl. Bardach 1979), die *Strategien einzelner Akteure* zur Beeinflussung von Entscheidungsprozessen, die, abhängig von den jeweiligen Politikarenen, Themen und Phasen des Politikzyklus, an den einzelnen "Politikspielen" beteiligt (oder von ihnen betroffen) sind.

Akteure sind analytische Konstrukte, denen eine relativ eigenständige und feststehende gesellschaftliche Interessenlage zugeschrieben wird, ohne damit interne Differenzierungen und Konflikte unter den verschiedenen einem Akteur zugehörigen Individuen und Gruppierungen auszuschließen. Machtbasis, Informationsstand, Durchsetzungschancen und Interessenlagen der verschiedenen Akteure sind entsprechend ihrer jeweiligen gesellschaftlichen Lage und Funktionszuweisung unterschiedlich. Akteure handeln auf lokaler, regionaler, nationaler etc. Ebene "durch" verschiedene Organisationen und Individuen auf unterschiedlichem Aggregationsniveau. Das hier gewählte mittlere Abstraktionsniveau der Definition eines Akteurs ergibt sich aus seiner Interessenlage in bezug auf den politischen Prozeß in den jeweiligen Arenen und kann von daher auch variieren. Akteure sind also einerseits nicht mit konkreten Organisationen gleichzusetzen, die von Land zu Land bei konstanter Interessenlage differieren können; andererseits werden sie aber auch nicht über aus generellen gesellschaftlichen Funktionen oder Aufgaben resultierenden Interessenlagen bestimmt, weil es dann z.B. den Akteur Staat - und nicht die Akteure Agrar-, Umwelt-, Gesundheitsverwaltung - oder den Akteur Landwirtschaft - und nicht die Akteure Agrochemie, Landwirte, Nahrungsmittelindustrie, Agrarverwaltung - gäbe. Die empirische Analyse des Akteurverhaltens in den verschiedenen *policy games* muß natürlich ihren Zugang über die Untersuchung konkreter Organisationen, Arbeitsgruppen und Individuen nehmen.

Die analytische Aufteilung des politischen Prozesses im Sinne eines *Politikzyklus* (policy cycle; vgl. May/Wildavsky 1979, Wildavsky 1975) in Problempertzeption und -selektion, Problemartikulation und -definition, Politikformulierung und Programmentwicklung, Schlußfolgerung und Entscheidung, Implementation, Feedback und Evaluation sowie gegebenenfalls Politiktermination, ohne damit unbedingt eine zeitliche Reihenfolge oder seinen vollständigen Durchlauf zu unterstellen, erleichtert die Strukturierung der Politikanalyse und die Identifizierung von Leerstellen und strategischen Entscheidungspunkten in der Nitratpolitik, die für Schlußfolgerungen in Hinblick auf eine ökologisierung der Agrarpolitik von Bedeutung sind.

Als *Politikarena* wird in Anlehnung an Lehbruch (1979, 1984) und Kitschelt (1980) ein in bestimmter Weise strukturierter, gegen außen vergleichsweise geschlossener Politikraum aufgefaßt. In diesem Politikraum interagieren die zugelassenen Akteure mit Bezug auf die Produktion von als gesellschaftlich anerkannt geltenden Regulierungsleistungen. Dafür stellt das politische System im allgemeinen jeweils bestimmte Regulierungsinstrumente zur Verfügung. Zugelassen zur Regulierungsproduktion sind regelmäßig jene Akteure, deren potentieller Dissens über arenenexterne (Sanktions-)Maßnahmen zur Gefährdung der Existenz der Arena in ihrer bisherigen Form führen könnte. Durch bestimmte formelle und informelle Arrangements wird im allgemeinen ein relativer Abschluß der Arena gegen außen sichergestellt, so daß ein unkontrolliertes Eindringen neuer Akteure in den Politikraum weitgehend ausgeschlossen bleibt. Offenheit und interne Struktur der Arenen können über die einzelnen Phasen des Politikzyklus variieren. Jede Politikarena verfügt über ein - wenn auch nur locker assoziiertes und integriertes - Vollzugshinterland, das die Akteure über ihre innerverbandlichen/innerstaatlichen vertikalen Interaktions- und Kontrollmechanismen (teilweise) zu kontrollieren in der Lage sind. Nur über eine solche Kontrolle des Vollzugshinterlands läßt sich die die Arena gesellschaftlich legitimierende Regulierungsleistung letztlich erbringen, weil diese allein über konkretes Handeln selbst und nicht über die bloßen Handlungsprogramme erfolgen kann.

Mit *Politikstrang* wird ein auf einen bestimmten Sachzusammenhang oder auf ein in der Wahrnehmung der beteiligten Akteure abgegrenztes Phänomen ausgerichtet und hierdurch strukturierter Politikprozeß und -gestaltung verstanden. Im

Unterschied zu einem Politikbereich bezeichnet ein Politikstrang im allgemeinen ein relativ eng und konkret umrissenes Handlungsfeld, und die jeweils verfügbaren und zugelassenen Elemente des zugehörigen Politikspiels sind den Akteuren genau bekannt. Beispiele sind etwa die Entstehung, Verabschiedung und Umsetzung eines Gesetzes oder die Entwicklung und Realisierung eines spezifischen Förderprogramms.

Die Begriffe *policy output*, *policy impact* und *policy outcome* beziehen sich in dieser Untersuchung - anders als in der in Windhoff-Héritier (1987) benutzten Form - auf das von den am Politikprozeß beteiligten Akteuren formal noch vollständig kontrollierte Ergebnis von (Implementations-)Politik (output), dessen Auswirkung auf das Verhalten der Politikadressaten (impact) und schließlich wiederum dessen Folgen für die von der Politik angestrebte inhaltliche Wirkung (outcome). So soll etwa eine Wasserschutzgebietsverordnung (policy output) zu geringerer Düngung seitens der betroffenen Landwirte (policy impact) zwecks verringerter Nitratbelastung des Trinkwassers (policy outcome) führen.

Nach dieser Abklärung der Begrifflichkeit von Politikanalyse, die zum Verständnis der weiteren Darstellung ausreichen sollte, wird entsprechend der Untersuchungskonzeption nicht weiter auf Debatten über den politikwissenschaftlichen Stellenwert der Policy-Forschung und unterschiedliche politikanalytische Ansätze eingegangen (vgl. Hartwich 1985, Nagel 1984).

2.4 Methodisches Vorgehen

Die Entwicklung von Politik, insbesondere eine mögliche Ökologisierung der Agrarpolitik, wird rekonstruiert als (politische) Prozesse im Rahmen von *policy games*, in denen verschiedene Akteure in unterschiedlichen Politikarenen ihre Interessen mit ihren jeweiligen Strategien und Instrumenten im Rahmen von Politikzyklen in und mit Bezug auf bestimmte issues verfolgen. Das analytische Konzept erlaubt es, die gesellschaftliche respektive politische Regulierung des Bereichs Stickstoffdüngung/Nitratbelastung/Trinkwasser in Abhängigkeit von Regulierungsstrategien, Politikstrukturen (Arenenarrangements), Akteurkonstel-

lationen, Handlungsprogrammen, Implementationspolitiken und vom jeweiligen Problemdruck zu untersuchen.

Von nicht nur theoretischem, sondern auch praktischem politischen Interesse ist dabei die Analyse der Relationen von policy outcome und policy impact, von policy impact und policy output, von policy output und Implementationspolitik, von Implementation und Handlungsprogramm und schließlich von regionaler/lokaler Implementation und (inter)nationaler Politik.

Im Verlauf der empirischen Arbeiten wurde an einer stringenten Rekonstruktion der Nitratpolitik entlang der benannten Kategorien im Sinne einer politiktheoretischen Interpretation und nicht einer bloßen begrifflichen Kennzeichnung von politischen Prozessen und Programmen nicht festgehalten, weil dies eher zu einer rigiden und artifiziellen Einordnung als zu einer theoretisch weitertragenden gehaltvollen Erklärung der empirisch vorgefundenen Politikmuster geführt hätte.²¹

Die notwendige Eingrenzung der Untersuchung geschah vor allem in der Sachdimension durch Fokussierung auf einen Problembereich: Stickstoffdüngung/Nitratbelastung/Trinkwasser bei Einbeziehung sämtlicher relevanter Akteurguppen (Sozialdimension) und Konzentration auf die Zeit von 1970 bis 1987 (Zeitdimension). Die die heutigen agrarpolitischen Konstellationen maßgeblich bestimmenden Resultate früherer Entwicklungen und Entscheidungen sollen dabei allerdings nicht außer acht gelassen werden.

Konkret ging es zunächst einmal darum, die Vielzahl nitratrelevanter Handlungsstränge, Programmelemente, Interaktionsprozesse und Akteurstrategien ohne weitergehenden theoretischen Anspruch herauszuarbeiten, aufeinander zu beziehen und in einen agrar-, umwelt- und wasserpolitischen Kontext einzuordnen. Dazu bedurfte es - auf nationaler wie auf lokaler Ebene - eines angemessenen Verständnisses insbesondere von Agrarstruktur und Agrarpolitik, von Wasserversorgung und Gewässerschutzpolitik, von nitratrelevanten rechtlichen Regelungen

²¹ So erwies sich etwa der Begriff der politischen Arena zwar als durchaus sinnvolle deskriptive Bezeichnung für halbwegs abgegrenzte Politikbereiche mit in sich aufeinander bezogenen Politikprozessen; seine im analytischen Konzept vorgesehene tragende Rolle in bezug auf die distinkte Erklärung von realen politischen Bargainingprozessen und disjunkten Handlungsprogrammen ließ sich jedoch nicht aufrechterhalten.

und wirtschaftlichen Interessenlagen, von Sachzusammenhängen und Argumentationsmustern in bezug auf die Trinkwasser-Nitratbelastung sowie des Zusammenspiels von Bundes-, Landes- und Lokalpolitik und -administration. Erst nach einer solchen empirisch-deskriptiv orientierten Rekonstruktion von Nitratpolitik kann die systematische Auswertung und Interpretation der Untersuchungsergebnisse entlang der analytischen Kategorien und theoretischen Fragestellungen erfolgen, wie dies ansatzweise in Kapitel 8 geschieht.

Von ihrer Anlage her besteht die Arbeit somit primär aus einer Kombination von sachbezogener Problemanalyse (Situation der Landwirtschaft, der Wasserwirtschaft, Struktur des Nitratproblems, rechtliche, administrative und ökonomische Lösungswege und deren Folgewirkungen), historischer Prozeßanalyse (Rekonstruktion der verschiedenen "Nitratgeschichten" und diesbezüglicher Perzeptions-, Bargaining-, Entscheidungs- und Implementationsprozesse) und politikanalytischen wie agrarumweltpolitischen Schlußfolgerungen (Handlungsspielräume, strategische Ansatzpunkte und Restriktionen einer Ökologisierung der Agrarpolitik).

In seinen Methoden basiert das Forschungsvorhaben auf der Kombination von Literaturrecherchen und -auswertung (1), der Analyse von teils vertraulichen Akten und Dokumenten (2), der Auswertung von Presseartikeln und Medienberichten insbesondere in den lokalen Fallstudien (3), einer großen Zahl von (Experten-) Interviews (4) und jenen Informationen und teils subtilen Kenntnissen, die man als (partieller) Insider und Zugehöriger zu Gesprächskreisen und communities über einen längeren Zeitraum gewinnt (5). Die teilweise Vertraulichkeit von immerhin drei dieser fünf Säulen des methodischen Zugangs zum Untersuchungsgegenstand bedingt, daß eine Reihe von in Kapitel 6 beschriebenen Zusammenhängen und Ereignissen nur unzulänglich belegt werden können. Im allgemeinen wurde bei der Entscheidung, ob spezifische Informationen in die Darstellung eingehen sollten, ihrer Bedeutsamkeit Vorrang vor ihrem Quellennachweis (Erkenntniswert vor methodischer Absicherung) gegeben; einige politisch durchaus interessante und brisante Informationen konnten jedoch aufgrund ihrer mangelnden Überprüfung (z.B. Angaben nur von einem Interviewpartner) nicht verwendet werden.

Die von anderen Projektmitarbeitern durchgeführte Untersuchung lokaler Gebiete erfolgte mehr oder minder nach dem Schema, daß zunächst möglichst umfangreiche schriftliche Informationen über das jeweilige LIA eingeholt wurden, sodann in einer ersten, ca. einwöchigen Reiserunde die lokale Situation und Nitratgeschichte durch Interviews und Dokumenterecherchen (z.B. Archiv der Lokalpresse) in ihren Grundrissen erforscht wurde, in einer zweiten Reiserunde mit weiteren Interviews ergänzende und der Überprüfung dienende Informationen eingeholt wurden, danach ein Rohmanuskript erstellt und dieses nach Vorabzusendung mit ausgewählten Interviewpartnern ergänzt und abgeändert wurde. Dabei wurden typischerweise 20 bis 30 Personen teils mehrfach interviewt und eine Vielzahl von seitens der Gesprächspartner zur Verfügung gestellten, teils vertraulichen Dokumenten ausgewertet. Tabelle 2.1 vermittelt einen Überblick über die Art der erhobenen Daten.

Die Untersuchung der bundesdeutschen Nitratpolitik auf überregionaler Ebene (Analyse politischer Handlungsprogramme) geschah in zwei Phasen: zuerst in einem unsystematischen, an sich anbietenden Opportunitäten orientierten (Fachgespräche, Tagungsbesuche) Prozeß der Informationssammlung, verbunden mit der Auswertung von Literatur und Dokumenten, um die vielfältige Facetten der Nitratdiskussion möglichst vollständig einzufangen, und zum Abschluß - auf der Grundlage eines hohen Informationsstandes - in der gezielten Befragung von etwa 40 Personen (vgl. Anhang 11.2), die in der einen oder anderen Weise maßgeblich mit Nitratpolitik befaßt waren oder sind, ergänzt durch von diesen Gesprächspartnern zur Verfügung gestellten Materialien. In ihrer überwiegenden Mehrheit war die Auskunftsbereitschaft der Interviewpartner auf nationaler wie auf lokaler Ebene hoch, entgegen manchen Befürchtungen unsererseits.²²

Weitere und detailliertere Angaben zu Projektdesign und Methodik finden sich in Bruckmeier (1986), Conrad (1984) und Conrad/Knoepfel (1984). Die im Rahmen des gesamten Forschungsvorhabens durchgeführten einzelnen empirischen Teilstudien folgten den dort gemachten Vorgaben im großen Ganzen, wichen aber im Detail auch des öfteren von diesen ab.²³

²² Insbesondere Landwirte äußerten sich im allgemeinen viel offener als erwartet. Am zurückhaltendsten mit Informationen waren vielfach die Landwirtschaftskammern und einzelne Wasserversorgungsunternehmen.

²³ Für die anderen Länderfallstudien gilt dies mit teilweise auch deutlichen inhaltlichen und methodischen Abänderungen.

Tabelle 2.1: Darstellung der in lokalen Fallstudien zu erhebenden Daten

MIDAS*	Gebietsprofil	Strukturdaten	Handlungsebene		
			Aktorspezifisch	Alle Akteure	
Landwirtschaft (Agrarpolitik)	<ul style="list-style-type: none"> o Bodenarten (1) o Klima (2) o Landwirtschaftl. Produkte (3) o Anbaumethoden (4) 	<ul style="list-style-type: none"> o Betriebstypen (8) o Beratung (9) o Förderungspolitik o Flurbereinigung (11) 	<ul style="list-style-type: none"> Landw./Betriebe o Düngung (17) o Ziele/Interessen (18) o Abhängigkeiten (19) 	<ul style="list-style-type: none"> Politik/Admin. o Regulierungsformen (20) o Maßnahmen (21) o Rahmenbedingungen (22) 	<ul style="list-style-type: none"> o Ursachen (30) o Lösungsmuster (31) o Nitratkontroverse (32) (Beteiligung und Verlauf) o Interaktionsmuster (33) (Netzwerke) o Entwicklungen (34)
Wasserwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> o Wasserdaten (5) o Trinkwassergewinnung (6) 	<ul style="list-style-type: none"> o Organisation (12) o Wasserversorgung (13) o Wasseraufbereitung (14) 	<ul style="list-style-type: none"> o Grenzwerteinhal- tung (23) o Wasserschutzgebiete (24) o landwirtschaftsbezogene Maßnahmen (25) o Beratung/Experten (26) o Ziele/Aufgaben/Interessen (27) 		
Gesundheits-, Umweltpolitik	<ul style="list-style-type: none"> o Umweltsituation (7) 	<ul style="list-style-type: none"> o Ziele/Programme/Ressourcen (15) o lokale Aufgaben (16) 	<ul style="list-style-type: none"> o Interaktionen (28) - Gesundheitspolitik/Landwirtschaft - Umweltpolitik/Landwirtschaft o Integration der Politikbereiche (29) 		<ul style="list-style-type: none"> o Einbindung in Politikprozesse/Politikarenen (35)

* "Minimum Data Set for Local Implementation Areas"

Quelle: eigene Zusammenstellung, Bruckmeier 1986, 1988a.

2.5 Resultate und Grenzen

Welche Ergebnisse können von einer Untersuchung nun erwartet werden, die gemäß den vorangehenden Ausführungen angelegt ist? Zusammengefaßt betreffen diese folgende Gesichtspunkte:

1. Die Untersuchung liefert eine relativ umfassende empirisch-deskriptive Rekonstruktion der bundesdeutschen Nitratdebatte und -politik (Kapitel 5, 6, und 7).
2. Diese ist eingebettet in eine Übersicht über die eigentliche Nitratproblematik (Kapitel 4) und die allgemeine Agrar-Umwelt-Diskussion (Kapitel 3).
3. Daraus ergeben sich Aussagen über den ökologischen, gesellschaftlichen und politischen Stellenwert des Nitratproblems und eine perspektivische Einschätzung der Nitratpolitik als eine Art Pfadfindermodell für die Agrarumweltpolitik und deren Möglichkeiten, Schwachstellen und Alternativen.
4. Substantielle Schlußfolgerungen aus der Analyse der Nitratpolitik (lessons learnt) sind in Kapitel 9 zusammengestellt, die auch eine Einschätzung der weiteren Entwicklung beinhalten. Dabei stellt auch die Existenz zweier Adressaten der Agrarumweltpolitik im Bereich der Trinkwasser-Nitratbelastung, der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft, die vielfach gegenläufige Interessen verfolgen, eine umweltpolitisch anders geartete Konstellation dar als die zumeist in diesbezüglichen Politikanalysen vorherrschende, wo einem oft einflußreichen und wirtschaftlich bedeutsamen Emittenten diffuse Betroffene ohne wirksame ökonomische Sanktionsmöglichkeiten gegenüberstehen. Aus dieser anders gearteten Konstellation sollten sich interessante umweltpolitische Schlußfolgerungen ableiten lassen.
5. Grundsätzlich können auch die am Politikspiel "Nitrat" beteiligten Akteure Erkenntnisgewinne aus dieser Untersuchung ziehen, die sie für die Struktur agrarumweltpolitischer Problemlagen sensibilisieren könnten.
6. Die zentralen Fragestellungen der Arbeit (Abschnitt 2.2) werden in Kapitel 8 und 9 - soweit möglich - beantwortet.

7. Auf einer mehr analytischen Ebene lassen sich nach der Durchführung der Untersuchung Aussagen darüber machen, inwieweit Untersuchungskonzept und -methode zweckmäßig und die verwandten politikanalytischen Kategorien angemessen waren.
8. Rationalitätsgehalt und Rationalitätsmuster der Nitratpolitik werden deutlich.

Auf der anderen Seite sollten zum Ende dieses Kapitels noch einmal die Grenzen dieser Untersuchung verdeutlicht werden, um überzogenen Erwartungshaltungen den Boden zu entziehen:

1. Die Untersuchung nutzt das Instrumentarium der Politikanalyse, überprüft aber nicht systematisch dessen Adäquanz.
2. Sie ist nicht Anwendung einer bestimmten Politiktheorie und überprüft auch keine.
3. Sie trägt auch nicht zur Entwicklung einer Theorie der Umweltpolitik bei (vgl. Prittwitz 1989), wenn man von ihrer möglichen Bedeutung als empirischer Fallstudie einmal absieht.
4. Sie zielt nicht auf die eindeutige (kausale) Erklärung von Nitratpolitik ab, sondern auf deren mehr hermeneutisches Verstehen. Sie vermag nicht zu belegen, daß sich Nitratpolitik so entwickeln mußte, wie sie sich entwickelt hat.
5. Sie leistet keine theoriesystematische Verknüpfung von Nitratpolitik, Agrarumweltpolitik und Umweltpolitik allgemein, auch wenn sie Ansatzpunkte einer Ökologisierung der Agrarpolitik herausarbeitet.
6. Sie erlaubt aufgrund ihres distanzierten, analytischen und differenzierten Zugriffs auf ihren Untersuchungsgegenstand auch nicht die Ableitung normativer Vorgaben und konkreter politikbezogener Handlungsempfehlungen.

An diese analytisch-formale Darstellung des Aufbaus der Untersuchung schließt sich nunmehr der Überblick über die Agrar-Umwelt-Diskussion und die eigentliche Analyse der Nitratdiskussion und -politik in der Bundesrepublik Deutschland an.

3. Der Kontext: Die Diskussion um Landwirtschaft und Umwelt¹

Die Landwirtschaft war von jeher auf ihre natürliche² Umwelt angewiesen und hat Landschaft und Umwelt gestaltet. Dabei hat sie in früheren Zeiten eindeutig zur Vielfalt von Landschaft und Arten beigetragen.³ Die moderne Landwirtschaft weist hingegen in den Industrieländern⁴ - dabei in verschiedenen Ländern im Ausmaß und nach Problembereichen unterschiedlich - unter dem Druck der ökonomischen Verhältnisse eine Reihe von schwerwiegenden ökologischen Folgewirkungen auf. Diese betreffen mehr oder minder flächendeckend

- o die Beeinträchtigung, Verkleinerung, Zersplitterung und Beseitigung naturbezogener Biotop- und Landschaftsbestandteile mit entsprechender Artengefährdung und -schwund;
- o die Gefährdung des Grundwassers durch die Auswaschung von Düng- und Pflanzenschutzmitteln oder ihren Metaboliten;
- o die Beeinträchtigung, Begradigung, Verrohrung und Eutrophierung von Oberflächenwässern;
- o die Belastung der Böden durch Bodenverdichtung, -erosion und stoffliche Belastung mit Rückständen, insbesondere von Pestiziden;
- o die Belastung von Nahrungsmitteln mit Rückständen aus der Pflanzen- und Tierproduktion;

¹ Vgl. hierzu ausführlicher Conrad 1989b, Arnold 1981.

² "Natürlich" heißt hier nicht nur unberührte Natur, sondern bezieht sich auf von Menschen nicht oder nur relativ geringfügig beeinflusste Naturprozesse und -gegebenheiten wie Wetter, Boden, Topografie.

³ Damit wird nicht behauptet, daß mit ihr nicht auch ökologisch fragwürdige Auswirkungen verknüpft gewesen sein könnten.

⁴ Umweltprobleme der Landwirtschaft in Entwicklungsländern werden hier nicht betrachtet.

o Luft-, Lärm- und Geruchsbelastigungen aufgrund landwirtschaftlicher Aktivitäten (vgl. BMI 1983, SRU 1985).

Nicht verschwiegen werden sollte, daß die Landwirtschaft ihrerseits durch Immissionen, insbesondere aus der Luft, belastet wird, die von Industrie-, Verkehrs- und Haushaltsemissionen stammen (Schwefel- und Stickoxide, Schwermetalle). Diese Belastungen stellen jedoch in ökologischer Perspektive aus grundsätzlichen wie aus quantitativen Erwägungen kein Argument zum Verzicht auf Maßnahmen dar, die Umweltprobleme moderner Landwirtschaft zu verringern.

Die strukturellen Veränderungen der Landwirtschaft, die wesentlich verantwortlich sind für deren zunehmende Umweltprobleme, lassen sich kennzeichnen mit Intensivierung, Mechanisierung, Rationalisierung, Spezialisierung, innerer Aufstockung, steigender Kapitalintensität, regionaler Konzentration und der Auslagerung von Stufen der Nahrungsmittelproduktion in vor- und nachgelagerte Industrien (vgl. de Haen 1985a, von Meyer 1983, SRU 1985). Diese Entwicklungstendenzen benennen die Determinanten jener substantiellen Veränderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise, die die aufgeführten Umweltauswirkungen zur Folge haben, wie Vereinfachung der Fruchtfolge, Flurbereinigung, Bodenmelioration, Bodenbearbeitung, vermehrter Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden, vermehrte Futtermittelimporte und zunehmende Abfallbeseitigungsprobleme. Entscheidend für diese Entwicklungstendenzen ist generell die Ökonomisierung⁵ landwirtschaftlicher Produktion, ihre in der Tendenz ausschließliche Ausrichtung an betriebswirtschaftlichen Rentabilitätskalkülen, in die die Kosten der verursachten Umweltschäden nicht eingehen. Makroökonomisch führte dies zu dem Prinzip des Wachsens oder Weichens in der Landwirtschaft, verbunden mit einem enormen agrarsozialen Strukturwandel (Abnahme der Zahl der in der Landwirtschaft Beschäftigten, Vergrößerung landwirtschaftlicher Betriebe, hoher Produktivitätszuwachs, Zunahme agroindustrieller Produktionsformen, verstärkte Abhängigkeit des einzelnen Landwirts von Industrie und Handel im Agrarsektor bis hin zur Vertragslandwirtschaft).

Der Einfluß der Agrarpolitik auf die Umweltauswirkungen der Landwirtschaft wird kontrovers diskutiert (vgl. Baldock/Conder 1985, von Urff/von Meyer 1987, von Urff/Zapf 1987), wobei ihr in häufig ideologisch geprägten Auseinandersetzungen

⁵ Dies bedeutet nicht notwendigerweise Industrialisierung.

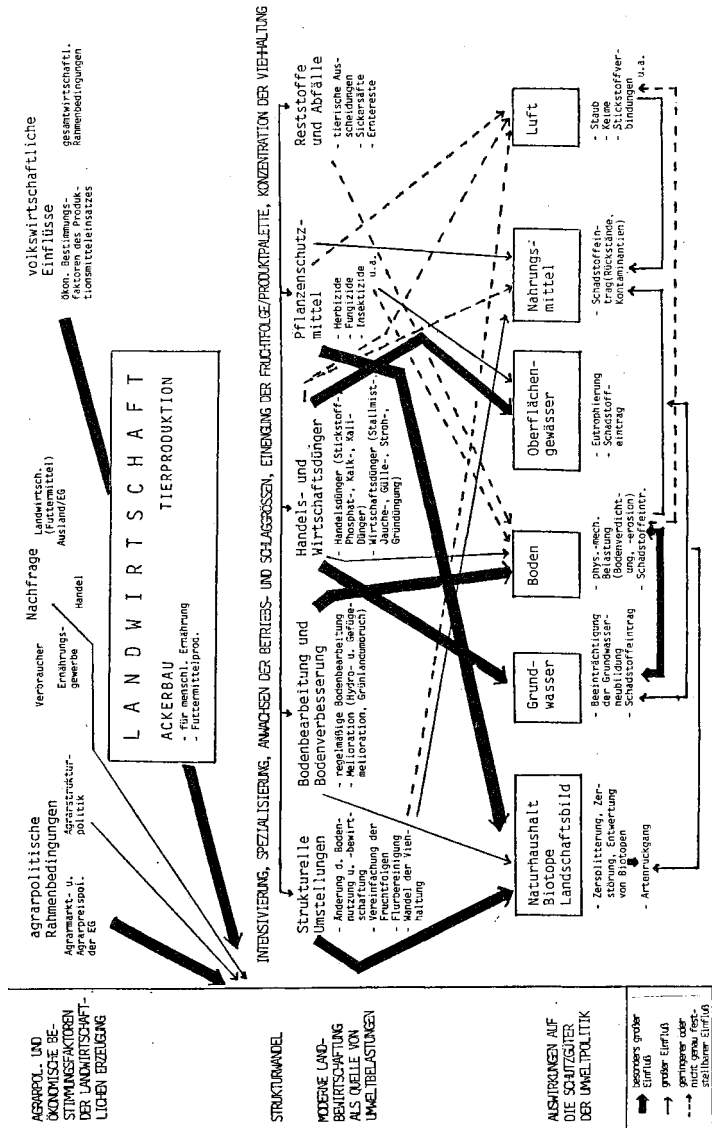
zungen vielfach die Rolle eines Sündenbocks zukommt. Genauere Analysen (vgl. SRU 1985, Conrad 1988a) zeigen die Notwendigkeit ihrer differenzierten Beurteilung auf. Danach ist der Agrarpolitik besonders im Bereich der Flächenintensität der Landwirtschaft ein gerüttelt Maß an Verantwortung für die Belastung von Böden, Grund- und Oberflächenwässern zuzurechnen. Abbildung 3.1 gibt einen Überblick über den Gesamtzusammenhang von Umweltproblemen der Landwirtschaft, wie er sich aus dem Sondergutachten (SRU 1985) ergibt.

Grundsätzlich erscheint auch bei höherer Intensität und Erträgen eine umweltverträgliche Landwirtschaft möglich, die sich etwa an folgenden Leitlinien orientiert:

- o Pflanzliche und tierische Produkte sind frei von schädlichen Rückständen und Kontaminationen.
- o Die Bewirtschaftung sichert nachhaltig die Bodenstruktur, die Bodenbiologie und die Bodenfruchtbarkeit; sie gewährleistet nachhaltig deren Regenerationsfähigkeit.
- o Sie verhindert die Bodenerosion und erhält typische Landschaftselemente.
- o Es erfolgen keine Belastungen des Grundwassers und der Oberflächengewässer durch landwirtschaftliche Tätigkeiten.
- o Es werden die Belästigungen durch Geruch und Lärm vermieden, und die Luft wird nicht mit Schadstoffen belastet.
- o Es werden die wildlebenden Pflanzen- und Tierarten sowie die wertvollen Biotope und Landschaftselemente nach den Ansprüchen des Arten- und Biotopschutzes gesichert." (BMI 1983: 50 f.)

Nach Ansicht des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen "ist keine Rückkehr zur Landwirtschaft der 50er Jahre geboten, wohl aber eine Umkehr des umweltbelastenden Trends. Selbst dann kommen in manchen Bereichen Maßnahmen schon zu spät, um der Zerstörung der überkommenen Kulturlandschaft entgegenzuwirken. Hier müssen neue Wege zur Wiederherstellung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts, der Artenvielfalt und der Biotope beschritten werden." (SRU 1985: 301) Dabei geht es sachlich *sowohl* um die Herausnahme agrarisch genutzter Flächen aus der Produktion *als auch* um umweltverträgliche Formen der Landwirtschaft via Rücknahme der speziellen Intensität, Erhöhung der Diversität und Emissionsbegrenzung in der landwirtschaftliche Produktion (SRU 1985: 357, Hampicke 1987).

Abbildung 3.1: Landwirtschaft zwischen Ökonomie und Ökologie - Die Analyse des SRU



Quelle: Ifland 1985.

Ein solcher Sachstand der Diskussion ist bestenfalls für die 80er Jahre kennzeichnend. Zwar läßt sich die aktuelle Erörterung von Umweltproblemen der Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland durchaus als Fortsetzung historischer Diskussionsstränge über den Zusammenhang von Natur, Landwirtschaft und Gesellschaft⁶ interpretieren (Arnold 1981, 1983). Sie ist jedoch als öffentliche Diskussion erst im Kontext der gesamten Ökologiedebatte nachvollziehbar, nachdem in den ersten zwei Nachkriegsjahrzehnten "Landwirtschaft und Umwelt" kein Thema war und andere Fragen (Versorgungssicherung, Produktivitätssteigerung und Einkommenssicherung durch die bzw. in der Landwirtschaft) im Vordergrund standen. Während bereits in den 60er Jahren die Kontroverse über Umweltgefährdungen des Wassers und der Luft durch die industrielle Produktion einsetzte, wurde die landwirtschaftliche Produktion erst relativ spät - etwa in der zweiten Hälfte der 70er Jahre - zu einem Thema in der Umweltdiskussion, das breitere Teile der Bevölkerung erreichte.

Auslöser war einerseits die Veröffentlichung sogenannter "Roter Listen", die auf den dramatischen Rückgang zahlreicher Tier- und Pflanzenarten aufmerksam machten. Andererseits setzte die Auseinandersetzung um den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln verstärkt ein, die sowohl die Gefährdungen der Anwender (Landwirte) betraf als auch mögliche Pflanzenschutzmittelrückstände in Lebensmitteln problematisierte. Einen weiteren Schub löste die Ende der 70er Jahre geführte Debatte um bedrohliche Rückstandsmengen an polychlorierten Kohlenwasserstoffen in der Muttermilch aus. Die beiden letztgenannten Themen führten in der Folgezeit zu einer Kontroverse um Schadstoffe in Lebensmitteln. Mehrere Lebensmittelskandale trugen zur Verschärfung dieser Auseinandersetzungen bei.

Hohe Nitratwerte in Trinkwasser und Salaten gerieten - von lokalen Ausnahmen abgesehen (vgl. Brüggemann et al. 1986) - erst seit 1982/1983 in die Schlagzeilen. Weitere durch die landwirtschaftliche Tätigkeit verursachte Belastungen (Erosion, Gewässerüberdüngung, Bodenschutz) spielten in der Öffentlichkeit zunächst nur eine marginale Rolle, wenngleich diese Themen auf lokaler Ebene gelegentlich ziemlich kontrovers diskutiert wurden.

⁶ Zu nennen sind etwa die Kontroversen zwischen Liebig und den Stickstofflern um den Einsatz von Mineraldünger, zwischen Kautsky und David um die optimale Betriebsgröße, die Landkommunen- und Genossenschaftsbewegung, Steiners biologisch-dynamischer Landbau und auch die Tradition von Naturschutzbewegung und staatlicher Landeskultur und Landschaftspflege.

In der bundesdeutschen Agrar-Umwelt-Diskussion dominierte der Gesundheitsbezug über genuin ökologische Sichtweisen, was auch in der Tendenz zu einer größeren Wichtigkeit stofflicher Umweltbelastungen im Vergleich zu räumlich-strukturellen Problemlagen wie Biotopschutz, Flurbereinigung oder Bodenverdichtung führte. Die Themenstruktur wird primär von einzelnen Sachthemen und erst sekundär von agrar- und umweltpolitischen Zusammenhängen geprägt. Dennoch laufen die einzelnen Debatten nicht völlig separat und desintegriert ab. Das Bewußtsein von einer gemeinsamen Gesamtproblematik durchtränkt sie, und integrierende Zielvorstellungen und Ideologien wirken sinnstiftend, zugleich auch moralisierend und dramatisierend-überhöhend. Sie geben einen je nach Position und Vorurteilen nutzbaren Interpretationsrahmen ab, so daß auch vergleichsweise gesonderte Themen wie der Tierschutz in einem Gesamtzusammenhang gesehen werden können. Dieser ist nicht nur relativ weit, sondern auch mehrstufig: Die Agrar-Umwelt-Debatte wird durchaus noch auf die allgemeine Ökologie- und Industrialismuskritik moderner Industriegesellschaften rückbezogen, wenn auch weniger massiv als in der Energie- oder Chemiesdiskussion (vgl. z.B. Frederichs et al. 1983).

Lokale und regionale Teildebatten spielen eine wichtige Rolle und weisen häufig andere Themenschwergewichte auf als die allgemeine Agrar-Umwelt-Diskussion. Vielfach ist auch die Intensität der ausgetragenen Kontroversen lokal höher, wo konkrete Interessen direkt betroffen sind. In ihrer zeitlichen Entwicklung ist ein mehr oder weniger kontinuierlicher Anstieg im Umfang und in der Intensität der Agrar-Umwelt-Diskussion vor allem seit der zweiten Hälfte der 70er Jahre festzustellen. Dabei weisen die Einzelthemen vielfach eine intermittierende oder wellenförmige Themenkonjunktur auf, meist über lokale Ereignisse "getriggert". Dieses Muster von Themenkonjunkturen entspricht weitgehend dem Modell des "issue attention cycle" (Downs 1972).

Insgesamt hat die Diskussion um Landwirtschaft und Umwelt einen festen Platz im Konzert der öffentlichen Themenvielfalt errungen und dürfte ihren Höhepunkt noch nicht erreicht und überschritten haben. Ihr Ausmaß liegt immer noch deutlich unter demjenigen der auf industrielle Produktion und Verkehr bezogenen Umweltdebatte und wird dieses wohl auch kaum erreichen.

Die zunehmende Verbreiterung der Diskussion über agrarökologische Themen zeigte auch Resonanz in der Landwirtschaft und Agrarpolitik. Das anfängliche Herunterspielen der Umweltprobleme der Landwirtschaft und die Diffamierung der Kritiker wichen einer allmählichen, zumindest symbolischen Anerkennung der Berechtigung ökologischer Anliegen, der Mobilisierung soliderer und differenzierterer Gegenargumente sowie dem Bemühen um die Nutzbarmachung ökologischer Problemlagen für eigene anderweitige Interessen und Zwecke.⁷

Die Akteure in der Agrar-Umwelt-Diskussion stammen im wesentlichen aus dem Agrarsektor (vor allem Landwirtschaftsverbände, Agrarbehörden, landwirtschaftliche Forschungsinstitutionen, Agrochemie), dem Umwelt- und Gesundheitsbereich (vor allem Umwelt- und Naturschutzverbände, Institutionen der Umwelt- und der medizinischen Forschung, Umweltbehörden), dem Bereich der Wasserversorgung (vor allem Wasserwirtschaft, Wasser- und Abfallbehörden) sowie aus sonstigen öffentlichkeitswirksamen Organen (Parteien, Medien, Sachverständigenräte und Hybridgruppen).⁸ Nahrungsmittelindustrie, Industrie allgemein und Gewerkschaften beteiligen sich vergleichsweise wenig an der Agrar-Umwelt-Diskussion.

Die von diesen Akteuren vertretenen Positionen und die zwischen ihnen ablaufenden Auseinandersetzungen lassen sich zum Großteil aber nicht vollständig aus ihren jeweiligen Interessenlagen erklären (vgl. exemplarisch Conrad 1986b, 1987a, 1988d, Halbherr/Müdespacher 1984). Über spezifische Umweltauswirkungen der Landwirtschaft hinaus spielt sich dabei die Kontroverse zwischen Landwirtschaft und Umwelt zunehmend auch auf einer allgemeineren Ebene ab, die Umweltprobleme der vorherrschenden Agrarstruktur und Bewirtschaftungsweise in generalisierter Form zuschreibt und sie weniger auf bestimmte Einzelaspekte wie Gewässereutrophierung, Trinkwasserkontamination oder Schwermetallanreicherung

⁷ Kein Agrarpolitiker verzichtet heute mehr auf den obligatorischen (symbolischen) Hinweis auf die Bedeutsamkeit ökologischer Anforderungen an die Landwirtschaft; so etwa exemplarisch Kiechle auf der Grünen Woche 1984: "Wir sind mit dem ganzen Bündel ökologischer Fragen konfrontiert, die sich aus einer modernen hochindustrialisierten Landwirtschaft ergeben. Gerade die ökologischen Erfordernisse müssen in Zukunft verstärkt berücksichtigt werden. Höchste Produktionsintensitäten, die zu Lasten der Natur oder der Qualität unserer Produkte gehen könnten, haben für mich angesichts unserer Versorgungslage keine Berechtigung."

⁸ Hybridgruppen sind (auf Zeit) institutionalisierte Kommunikations- und Arbeitsorgane, die sich aus Vertretern verschiedener Positionen und Interessen zusammensetzen (z.B. der DVGW/LAWA-Arbeitskreis Nitrat).

in Böden einerseits und ökologische Überdüngung, die mißbräuchliche Verwendung von Hormonen in der Tierhaltung oder Käfighaltung in Hühnerfarmen andererseits bezieht. Eine solche Generalisierung und Abstraktion von konkreten Einzelproblemen und -zusammenhängen erlaubt eine eben diese Einzelphänomene integrierende und vereinfachende Sichtweise und die Stilisierung grundsätzlicher Alternativen der (zukünftigen) Landwirtschaft. Sie neigt aber auch zu ideologischer und polarisierender Reduktion der Agrar-Umwelt-Problematik, die auf sachnotwendige Differenzierungen verzichtet.

Die Leitbilder der beiden Alternativen heißen in der Bundesrepublik: moderne Landwirtschaft versus ökologischer Landbau (vgl. exemplarisch Bechmann 1987, Röhring 1988, Rottmann-Schwenkel 1989, Vogtmann 1985). Als weiteres vermittelndes Konzept wird der integrierte Landbau herausgestellt (vgl. Diercks 1983, Goldhammer 1987, Keller/Weisskopf 1987). Auf einer zweiten Konfliktachse liegen die Pole Erhaltung der klein- und mittelbäuerlichen Landwirtschaft und des agrarisch geprägten ländlichen Raumes einerseits und rentable (Groß-)Betriebe andererseits.⁹ In der aktuellen Diskussion werden beide Konfliktfronten zunehmend als gleichsinnig eingeordnet (vgl. Arbeitsgemeinschaft bäuerlicher Landwirtschaft et al. 1987, Bätzing 1987, Gösde/Voegelin 1988, Katholische Landjugendbewegung 1986). Ob der integrierte Landbau als reale Kompromißlinie und nicht nur als harmonisierendes Schlagwort taugt, muß sich im Zuge der Konkretisierung und praktischen Erprobung dieses Konzepts erst noch erweisen. Mit einer Aufweichung der Fronten in der Auseinandersetzung um den ökologischen Landbau ist auch deshalb zu rechnen, weil der expandierende Markt für "Bioprodukte" inzwischen kommerzielle Interessen angezogen hat (vgl. AID 1987, Böckenhoff/Hamm 1983, Böckenhoff/Herteg 1981, Langerbein 1988, Lösch/Meimberg 1986, Wendt 1989a, 1989b).¹⁰

Während die Vertreter von Umweltschutzinteressen ihre Kritikpunkte an der Landwirtschaft mit der Zeit verfeinert und substantiiert und konkretere und

⁹ Diese zweite Konfliktachse ist insofern weniger stark ausgebildet, als die meisten Akteure in der Agrar-Umwelt-Diskussion grundsätzlich für die Erhaltung des bäuerlichen Familienbetriebs und der bäuerlichen Kulturlandschaft plädieren. Agrarverbände und Umweltforscher weisen jedoch darauf hin, daß kleinere Betriebe keineswegs per se umweltfreundlicher produzieren.

¹⁰ Auch die Agrarbehörden geben den ökologischen Landbau zunehmend als eine ganz normale Option landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen an und fördern seit ca. 1988/89 entsprechende Umstellungen von Betrieben.

realisierbare Alternativen anzubieten haben (vgl. Bechmann 1987), läßt sich bei den Vertretern von Agrarinteressen, die sich auf der Ebene der öffentlichen Diskussion zunehmend in die Defensive gedrängt sahen, ein partieller Positionswechsel dergestalt beobachten, daß sie nicht nur Umweltbelastungen seitens der Landwirtschaft konzidieren, sondern sich zu veränderten, ökologisch vorteilhafteren Bewirtschaftungsweisen bzw. zur (weitgehenden) Nichtbewirtschaftung bereit erklären, vorausgesetzt, sämtliche damit verbundenen Einkommenseinbußen werden zumindest ausgeglichen. Damit deutet sich eine allmähliche Verlagerung der Agrar-Umwelt-Diskussion von grundsätzlichen inhaltlichen Auseinandersetzungen auf Fragen der Kostenverteilung und die Gestaltung konkreter Maßnahmen im Hinblick auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft an. Diese Verlagerung wird besonders vor dem Hintergrund einer dreifachen Bedrohung der bislang in der deutschen Landwirtschaft dominierenden Großbauernschaft verständlich:

1. Das traditionelle Finanzierungssystem über hohe Agrarpreise, Abnahmegarantien und EG-Außenschutz scheint allmählich eine Schmerzgrenze in der Belastung der Staatshaushalte erreicht zu haben und nicht weiter ausgedehnt, sondern inzwischen eher eingeschränkt zu werden.
2. Von außen kommende Kapitalanleger partizipieren als Agroindustrielle zunehmend an Agrarproduktion und am Agrarmarkt und beschneiden somit die Pfründe der traditionellen Agrarier.
3. Die These von der Umweltfreundlichkeit moderner Landwirtschaft, wonach Umweltprobleme nur aus dem Fehlverhalten einiger schwarzer Schafe resultieren, kann kaum mehr ihre verschleiende Legitimationswirkung entfalten, so daß nur noch substantielle Zugeständnisse an der "ökologiefreundlichen" Entspannung versprochen (vgl. DBV 1984).

Warum also nicht mit Maßnahmen wie der Einführung von Bestandsobergrenzen oder der Beschränkung von Futtermittelimporten der "Neuankömmlinge" Herr zu werden versuchen, wenn sie zugleich das Umweltimage verbessern? Warum also nicht auf freiwilliger Basis teilweise arbeitssparende Grünbrache-, Biotopschutz- oder Ackerrandstreifenprogramme akzeptieren und ausführen, wenn sie zugleich Einkommen sichern, die in der Agrarproduktion selbst zunehmend weniger zu erzie-

len sind?¹¹ Und auf dem Wege der Implementation agrarumweltpolitischer Programme und Maßnahmen bestehen allemal genügend Lücken und Interpretationsspielräume, die ökologisch gut gemeinte Gesetze und Programme in der landwirtschaftlichen Praxis mehr oder minder leerlaufen lassen können (vgl. Kleinschmidt/Eimler 1984, Teherani-Krönner 1987).¹²

Zu einem zentralen Punkt für die laufende Agrar-Umwelt-Diskussion wurde seit ca. 1987 die rechtsverbindliche Konkretisierung des Begriffs der ordnungsgemäßen Landwirtschaft, weil hierüber im Gefolge der 5. Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes die Kriterien für Ansprüche auf Ausgleichszahlungen für umweltpolitische Maßnahmen maßgeblich festgelegt werden (vgl. Agrarministerkonferenz 1987, LAWA 1989). In diesem Zusammenhang spielt nun der Nitrateintrag ins Grundwasser eine entscheidende Rolle, da zumindest für die Bemessung von pauschalen Ausgleichszahlungen im Rahmen der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung in Baden-Württemberg, das hier den Vorreiter macht, unter anderem der jeweilige N_{\min} -Gehalt maßgeblich ist. Von daher war und ist die Nitratproblematik neben Biotop- und Artenschutz nicht nur eines der dominanten Themen der Agrar-Umwelt-Diskussion, sondern ihr scheint auch eine Schlüsselrolle bei der politisch-programmatischen Umsetzung und Konkretisierung agrarumweltpolitischer Zielvorstellungen zuzukommen.

Insofern die Agrar-Umwelt-Diskussion den kognitiven und auch sozialen Rahmen für die spezielle Nitratdebatte abgibt, erscheint die Frage nach ihrer eigenen Verankerung und Kontinuität bedeutsam. Soll die öffentliche Diskussion eines Themas nicht nur den kurzfristigen Gesetzmäßigkeiten des issue attention cycle (Downs 1972, Luhmann 1971) unterliegen, bedarf dieses Thema der institutionellen und der sozialen Verankerung, der gesellschaftlichen Relevanz und der inhaltlichen Stabilisierung (Conrad 1987e, Frederichs et al. 1983).

¹¹ Sicherlich setzt die Agrarlobby in ihrer Suche nach neuen Subventionsquellen nicht nur auf ökologische Ausgleichszahlungen und Leistungsentgelte, sondern auch auf andere Gebiete, wie das Beispiel Bioäthanol zeigt.

¹² Beeinflußt durch die Perspektive des politisch-administrativen Systems weist die agrarumweltpolitische Debatte einen gewissen Bias zugunsten politischer Programme und rechtlicher Regelungen auf, bei der die tatsächlichen Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft tendenziell unterbelichtet werden und ein geschöntes Bild der realen Verhältnisse in der Agrarproduktion entsteht.

Die *institutionelle Verankerung* sorgt dafür, daß das Thema in den Routinen sozialer Systeme wie Politik, Verwaltung, Wirtschaft Relevanz findet und behandelt werden muß (vgl. Luhmann 1986). Soziale Bewegungen, die sich entlang einer Thematik und Problematik formieren, können hierfür begrenzt ein Substitut darstellen, dessen Dauerhaftigkeit jedoch selbst prekär ist. Die *soziale Verankerung* einer Thematik erfordert, daß bestimmte soziale Gruppen oder Klassen von ihr betroffen sind bzw. sich von ihr betroffen fühlen und diese Betroffenheit, sei sie physischer, wirtschaftlicher, kultureller oder moralischer Natur, artikulieren. Wenn diese Artikulation auf gesellschaftliche Resonanz stößt, weil potentiell jeder die Legitimität der artikulierten Bedürfnisse, Werte, Einstellungen, Interessen, Lebensstile, Interpretationsmuster etc. anerkennt oder sie zu bestreiten sich gezwungen sieht und damit eigene Betroffenheit verspürt, kann von *gesellschaftlicher Relevanz* einer Thematik gesprochen werden. Die *inhaltliche Stabilisierung* geschieht durch Sicherung gegen Zusammenhanglosigkeit und Widersprüche via Generalisierung, Abstraktion und Typisierung, wodurch die Problematik klassifiziert und in einen größeren Interpretationszusammenhang eingeordnet wird.

Aus der obigen Skizzierung der Agrar-Umwelt-Diskussion ist zu entnehmen, daß diese Voraussetzungen ihrer dauerhaften Verankerung mehr oder weniger gegeben sind: Neben sozialer Verankerung, gesellschaftlicher Relevanz und inhaltlicher Stabilisierung besteht inzwischen auch eine weitgehende institutionelle Verankerung, wie beispielsweise ein Blick auf den gewachsenen Umfang des Agrarumweltrechts und die entsprechende, lebendige rechtswissenschaftliche Diskussion belegt (vgl. Gitschel 1985, Henneke 1986, Hötzel 1986, von Kobylinski 1986). Von daher ist also durchaus damit zu rechnen, daß die Agrar-Umwelt-Diskussion gesellschaftspolitisch auch längerfristig bedeutsam bleibt. Tabelle 3.1 versucht, ihre wesentlichen Merkmale im Vergleich mit Energie-, Gentechnologie- und Mikroelektronikdebatte in typisierender Form zusammenzustellen, ohne daß hierauf näher eingegangen werden kann.¹³

¹³ Eine solche vergleichende Untersuchung der Agrar-Umwelt-Diskussion wurde bislang nicht systematisch durchgeführt und muß zukünftigen Arbeiten vorbehalten bleiben.

Tabelle 3.1: Vergleich von vier Bereichen ökologischer und technologischer Kontroversen in der BRD in den 70er und 80er Jahren

Indikator	Kernenergie		Gentechnologie		Mikroelektronik		Agrar-Umwelt-Diskussion konventionell/ ökologisch modernistisch	
	pro	anti	pro	anti	pro	anti	pro	anti
"commitment"	stark	mittel, varierend	mittel, schnell wachsend	schwach	stark	heterogen	stark	mittel, varierend
lokale Konflikte	Unterschiede zwischen Ländern		gelegentlich		selten		gelegentlich	
Internationalisierung	hoch und zunehmend in beiden Lagern		beträchtlich		beträchtlich		begrenzt, EG-bezogen	
Polarisierung	stark und steigend bis Ende der 70er Jahre		stark und steigend in den 80er Jahren		schwach		mittel	
issue attention cycle	ca. 1970-80, aber nicht beendet		ca. 1974-79, 1983-86 in der scientific community, geringe öffentliche Kontroverse bis ca 1985		fluktuierend, themenspezifisch		fluktuierend, themenspezifisch	
grundlegende Werte in Frage gestellt	teilweise		ja		begrenzt		begrenzt	
Effizienz versus Gleichheit	ja		gering		ja		ja, sekundär	
Nutzen versus Risiko	stark		stark		ja		ja	
Regulierung versus Dispositionsfreiheit	ja	gering	stark		ja		ja	
Kontrolle der Technologie	stark		stark		ja		mittel	
Lebensqualität	stark		begrenzt, evtl. in Zukunft stärker		mittel		ja	
Artikulation und Untersuchung von Alternativen	ja		kaum, spezifisch		kaum, spezifisch		ja	
Relevanz von Akzeptanzproblemen	ja		nur bis 1985, seitdem wachsend		begrenzt ja, da benutzerabhängig, aber bislang unbedeutend		gering, aber zunehmend	
formelle Partizipation Betroffener	ja	begrenzt	ja	gering	mittel (teils überflüssig)	begrenzt (z.B. Datenschutz)	ja	gering
substantielle Partizipation Betroffener	ja	nein (außer Plebiszite)	ja	gering und sinkend	teilweise	gering	ja, begrenzt	gering

Tabelle 3.1 (Fortsetzung)

Indikator	Kernenergie		Gentechnologie		Mikroelektronik		Agrar-Umwelt-Diskussion	
	pro	anti	pro	anti	pro	anti	konventionell/ modernistisch	ökologisch
Geltung mehrerer Rationalitätsstandards	begrenzt	ja	kaum	ja	begrenzt	ja	begrenzt	ja
Pluralität der Entscheidungsmodi	teilweise (Sicherheitszuschläge)		nein (zukünftig zu beurteilen)		nein		teilweise (z.B. Biotopschutzprogramme)	
signifikante Änderungen der Technologie	begrenzt		kaum		nein		teilweise	
organisatorische und institutionelle Verankerung	sehr stark	anfangs schwach, später mittel	stark	schwach	sehr stark	schwach/mittel	sehr stark	schwach, aber wachsend
soziale Verankerung	stark nicht sehr breit	mittel, relativ breit	stark und wachsend	schwach	sehr stark und breit	breit, aber schwach	mittel bis stark	schwach, aber wachsend und potentiell breit
gesellschaftliche Relevanz	mittel bis hoch; Symbol traditionellen Industrialismus, lokale Betroffenheit, Energie als Motor der Industriegesellschaft		hoch in der Zukunft; moralische Grundwerte betroffen		hoch; Durchdringung aller Lebensbereiche		ambivalent; alltäglich, aber Durchdringung aller Lebensbereiche	
inhaltliche Stabilisierung	hoch über 10 Jahre		mittel		beträchtlich; noch relativ heterogen		beträchtlich und wachsend	
Intensität der technologischen Kontroverse	hoch		gering, von Einzelfällen und kurzen Zeitspannen abgesehen		mäßig, unterschiedlich nach Themenbereichen		mäßig und variierend	

Quelle: eigene Zusammenstellung.

4. Die Nitratproblematik: Fakten und Kontroversen

Dieses Kapitel hat das Ziel, den Leser mit den "objektiven", wissenschaftlich relativ gut abgesicherten Daten und Fakten zur Trinkwasser-Nitratbelastung vertraut zu machen¹, offene und kontroverse Fragestellungen zu verdeutlichen und die Nitratproblematik in bezug auf ihre Lösungsmöglichkeiten klar zu strukturieren. Erst vor diesem Hintergrund ist eine angemessene Einschätzung und Beurteilung von in der Nitratdebatte vorgebrachten Argumenten und vorgeschlagenen Maßnahmen möglich.²

Zunächst werden die naturwissenschaftlichen, ökologischen und medizinischen Erkenntnisse der Nitratforschung dargestellt und die Struktur der Nitratproblematik skizziert (Abschnitt 4.1). Dann folgen die Darstellung der Rolle der Landwirtschaft (Abschnitt 4.2) und der Wasserwirtschaft (Abschnitt 4.3). Schließlich wird das Spektrum substantieller (partieller) Lösungsmöglichkeiten des Nitratproblems systematisiert (Abschnitt 4.4).

4.1 Die sachliche Struktur des Nitratproblems

Wenn der Einfluß der Landwirtschaft auf die Nitratbelastung des Trinkwassers im Zentrum dieser Untersuchung steht, dann sind zumindest sechs Gesichtspunkte von Wichtigkeit, um die Rolle der Landwirtschaft im Rahmen des gesamten Stickstoffkreislaufs angemessen zu beurteilen:

1. Wie groß ist die relative Bedeutung anderer Stickstoffquellen (Ursachenanalyse)?

¹ Dieser Überblick basiert im wesentlichen auf Veröffentlichungen bis 1986.

² Im Gegensatz zu der häufig vertretenen Auffassung, daß Sozialwissenschaftler zu einer adäquaten Bewertung naturwissenschaftlicher und technischer Zusammenhänge nicht in der Lage seien und sie sie auch nicht für ihre Forschungen benötigen, vertrete ich die Ansicht, daß für tragfähige Politikanalysen ein abgesichertes sachlich-inhaltliches Problemverständnis - genauso wie für die politischen Entscheidungsträger - erforderlich und auch erreichbar ist. Daß das Erlangen eines solchen Problemverständnisses zeitaufwendig ist, die Trennung wesentlicher Informationen von unwesentlichen Details beinhaltet und keine genuin sozialwissenschaftliche Tätigkeit darstellt, versteht sich von selbst.

2. Welche ökologisch oder gesundheitlich problematischen Auswirkungen gehen von einem (veränderten) Stickstoffkreislauf aus (Folgenanalyse)?
3. Welche Mechanismen beeinflussen das Ausmaß dieser Auswirkungen jenseits der Stickstoffzufuhr seitens der Landwirtschaft (Strukturanalyse)?
4. Welchen Stellenwert hat Nitrat einerseits allgemein und andererseits in der Landwirtschaft in bezug auf diese Auswirkungen (Relevanzanalyse)?
5. Welche Maßnahmen der Landwirtschaft haben welche Konsequenzen für das Nitratproblem, und was sind ihre Nebenwirkungen (Maßnahmenanalyse)?
6. Welche alternativen Lösungsmöglichkeiten des Nitratproblems bestehen, und was sind ihre relativen Vor- und Nachteile (Alternativenvergleich)?

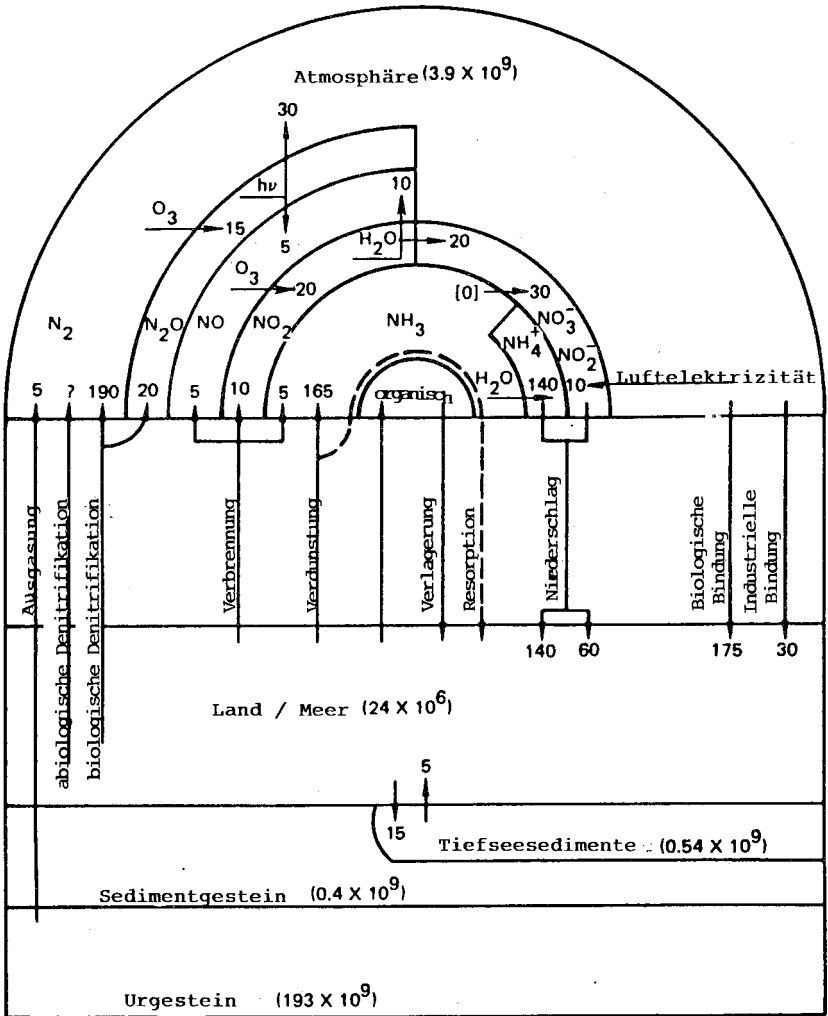
Umweltprobleme durch Nitrat stellen nur einen Teil eines umfangreichen Bereichs ökologischer Problemstellungen dar, die aus dem komplexen Geflecht biogeochemischer Prozesse des gesamten Stickstoffkreislaufs resultieren und zu denen insbesondere auch Stickstoffverbindungen in Form von Ammoniak und Stickoxiden gehören (NAS 1978, Royal Society 1983). In den Abbildungen 4.1 bis 4.3 ist der globale Stickstoffkreislauf anschaulich und schematisch einschließlich quantitativer Abschätzungen dargestellt.³

Sieht man mit Hampicke (1989)⁴ das Hauptproblem menschlicher Einflußnahme auf den Stickstoffkreislauf in dem dadurch bewirkten Überfluß des in Ökosystemen von Natur aus knappen Faktors Stickstoff infolge vermehrter Stickstoff-Fixierung durch Landwirtschaft und Ammoniaksynthese, verstärkter Nitrifizierung durch Nitratdünger, Bodendurchlüftung und NO_x -Emissionen sowie verringerter Denitrifizierung durch Zerstörung sauerstofffreier Biotope, dann stellt Nitrat hierbei einen wichtigen Faktor unter mehreren dar. Die Hauptprobleme des heutigen (globalen) Stickstoffkreislaufs lassen sich zusammenfassen in folgenden Punkten:

³ Neuere Arbeiten haben in dieser Hinsicht keine ins Gewicht fallenden Veränderungen dieser Abschätzungen ergeben.

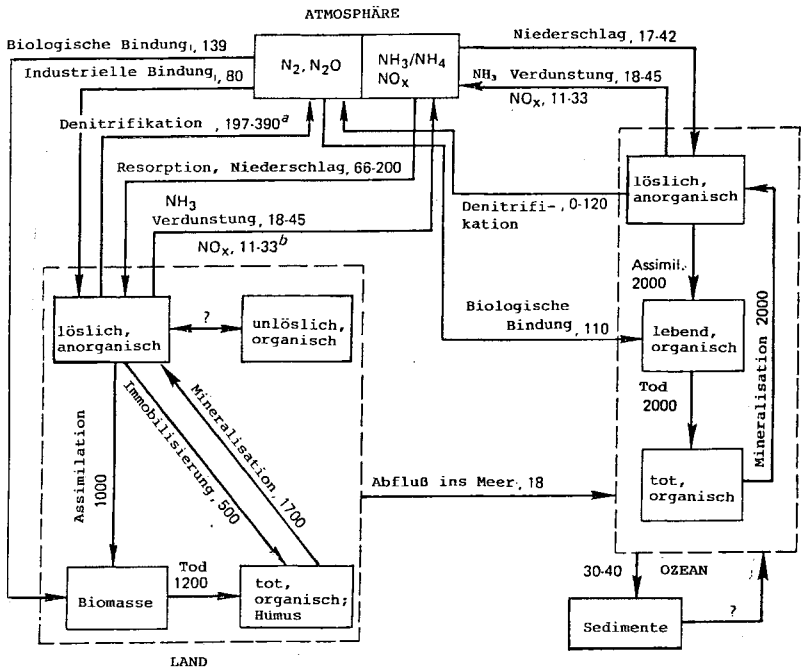
⁴ Die folgenden zwei Absätze basieren weitgehend auf einer entsprechenden Darstellung in Hampicke 1989.

Abbildung 4.2: Globaler Stickstofftransport mit Abschätzung der jährlichen Transport- und Konversionsraten (in Mio. Tonnen)



Quelle: NAS 1978: 22 (eigene Übersetzung).

Abbildung 4.3: Schema des globalen Stickstoffkreislaufs (Mio. t/a); Emissionen durch Holzverbrennung und Gewitter nicht berücksichtigt)



- a) Zwang zur Einstellung des Gleichgewichts (Eintrag - Austrag = Denitrifikation)
 b) Emissionen aus Waldbränden und atmosphärischen Entladungen nicht erhalten

Quelle: NAS 1978: 679 (eigene Übersetzung).

- o Eutrophierung als Selektionsfaktor auf dem Land
- o Eutrophierung von Gewässern
- o Luxuskonsum von Pflanzen⁵
- o toxikologische Bedeutsamkeit von NO- und NH-Verbindungen
- o Luftverschmutzung durch Stickoxide
- o Veränderung des kurzwelligen Strahlungshaushalts der Atmosphäre durch Stickoxide (Ozonabbau)
- o Veränderung des langwelligen Strahlungshaushalts durch NH₃ und N₂O (Treibhauseffekt).

Tabelle 4.1: Problematische Auswirkungen des heutigen globalen Stickstoffkreislaufs

	Erhaltung in der Biosphäre von			direkte Betroffenheit des Menschen
	Elementen	Selbstregulierungsfähigkeit	Homöostase	
Eutrophierung auf dem Land	X	X		
Eutrophierung von Gewässern	X	X		X
Luxuskonsum von Pflanzen		X		X
toxikologische Aspekte	X			X
Luftverschmutzung	X	X	X	X
kurzwelliger Strahlungshaushalt (Ozonloch)		X		X
Langwelliger Strahlungshaushalt (Treibhauseffekt)			X	

Quelle: Hampicke 1989.

⁵ Das schnelle Massenwachstum infolge üppigen N-Angebots hat oft eine Verlangsamung der generativen Entwicklung und geringere Widerstandsfähigkeit gegen Schädlinge und Krankheiten zur Folge.

Schematisch verdeutlicht Tabelle 4.1 die enorme Bedeutung dieser Probleme eines veränderten globalen Stickstoffkreislaufs, insofern sie alle Dimensionen des für die globale Erhaltung der Umwelt (sustainability) notwendig einzuhaltenen ökologischen Zielbündels, nämlich Erhaltung der Elemente, Erhaltung der Selbstregulierungsfähigkeit und Bewahrung der Homöostase der Biosphäre⁶, als auch den Menschen direkt mehrfach betreffen. In Abbildung 4.4 sind verschiedene global bedeutsame Maßnahmen zur Sanierung des Stickstoffkreislaufs systematisch in bezug auf die Optionen Verringerung der N-Zufuhr, Steuerung und Kontrolle des Kreislaufs und Beschleunigung der N_2 -Bildung einerseits und mehr natürliche bzw. mehr technische Maßnahmen andererseits dargestellt. Sowohl die Reduzierung der Herstellung und Anwendung von Mineraldünger als auch die insbesondere die Ammoniakemissionen der Landwirtschaft einschließende kontrollierte Handhabung organischen Stickstoffs markieren danach grundsätzlich entscheidende Möglichkeiten der Sanierung des globalen Stickstoffkreislaufs, die zentral die Landwirtschaft betreffen. In dieser auf die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers beschränkten Arbeit wird jedoch die (weltweite) Umsetzung einer solchen Strategie als derzeit (noch) utopisch nicht weiter in Betracht gezogen.⁷

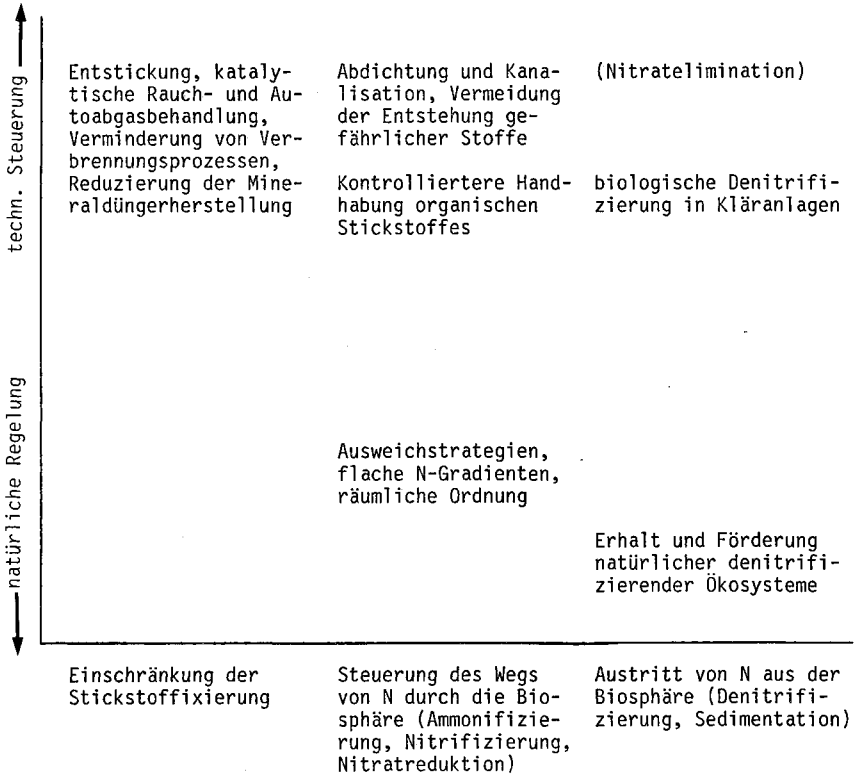
Die Landwirtschaft ist nun bei etwas näherer Betrachtung in bezug auf folgende Komponenten von Wichtigkeit:

- o Stickstoffeintrag auf landwirtschaftlichen Flächen (mit Anreicherung des N-Pools im Boden)
- o Stickstoff-/Nitrateintrag auf benachbarte Flächen und in Oberflächengewässer durch Abschwemmung, Erosion und (Wind-)Drift (Problem der Eutrophierung)
- o Nitratauswaschung (NO_3) ins Grundwasser
- o Stickstoffentzug durch Ernte
- o Ammoniakverflüchtigung (NH_3) vor allem durch Viehhaltung (Problem saurer Depositionen)
- o Beitrag zur Bildung von Distickstoffoxid (N_2O), das über Denitrifikationsprozesse im Boden freigesetzt wird (Problem des Abbaus der Ozonschicht in der Atmosphäre und der Klimaveränderung)
- o Beitrag zur Bildung von Stickstoff (N_2).

⁶ Zur näheren Erläuterung dieser Begriffe vgl. Hampicke 1989.

⁷ Das schließt diesbezügliche Maßnahmen in kleinerem Maßstab zur Begrenzung der Grundwasser-Nitratbelastung nicht aus.

Abbildung 4.4: Zentrale Maßnahmen zur Sanierung des globalen Stickstoffkreislaufs



Quelle: Hampicke 1989.

Der Stickstoffeintrag auf landwirtschaftlichen Flächen in Form von mineralischem und organischem Dünger sowie über den Anbau stickstofffixierender Leguminosen ist beabsichtigt und wird als solcher aufgrund der damit verbundenen Ertragssteigerungen und der Steigerung von Bodenaktivitäten (Humusbildung, Anreicherung des N-Pools) überwiegend positiv bewertet, sofern er nicht im Übermaß geschieht.⁸

⁸ Negativ zu bewerten sind allerdings die damit häufiger einhergehende, oben angesprochene allmähliche Verminderung der Widerstandsfähigkeit gegen Schädlinge und Krankheiten.

Der Stickstoffeintrag auf benachbarten Flächen und in Oberflächengewässer, dessen Ausmaß entscheidend von der jeweiligen landwirtschaftlichen Praxis abhängt, führt auch dort zur Nährstoffanreicherung mit der Folge einer Verdrängung stickstoffphober Arten und zumeist einer Verarmung des Artenspektrums. Hinsichtlich der Eutrophierung von Gewässern stellt überwiegend Phosphat und nicht Stickstoff den limitierenden Faktor dar.⁹ Dabei sind sämtliche Formen von Stickstoffeinträgen, gerade auch durch saure Depositionen, zu berücksichtigen. Insofern die Landwirtschaft zu diesen beiträgt und auch bedeutsamer Phosphatemittent ist, ist ihr Beitrag zur Eutrophierung, besonders in ländlichen Gebieten, nicht vernachlässigbar. Nitrat stellt hierbei jedoch nur ein im allgemeinen weniger wichtiges Element dar. Es ist aber zu beachten, daß eutrophierungsrelevante Nitratkonzentrationen rund eine Zehnerpotenz geringer als der Trinkwasserstandard liegen, so daß diesbezügliche Grenzwerte für Gewässer sehr viel niedriger liegen müßten (ca. 1 mg/l NO₃).

Für die Nitratauswaschung in das Grundwasser können allgemein folgende Nitratquellen unterschieden werden (Rohmann/Sontheimer 1985: 32 ff.):

- a) Lokale, punktförmige Belastungsquellen
 - o Nitrat aus der Versickerung von Abwässern
 - o Nitrat aus Sickerwässern unter Abfalldeponien
- b) Diffuse, großflächige Belastungsquellen
 - o Nitrat aus der geochemischen Zusammensetzung des Grundwasserleiters
 - o Nitrat aus Niederschlägen
 - o Nitrat aus Düngemitteln
 - o Nitrat aus der Mineralisierung des organischen Stickstoffvorrats humoser Böden
 - o Nitrat aus der Infiltration von Oberflächenwässern.

Die Abschätzung des jeweiligen Beitrags dieser Nitratquellen führt zu dem Ergebnis, "daß, von Sonderfällen abgesehen, pauschal der gesamte Bereich der Landbewirtschaftler als Verursacher für den überwiegenden Teil der Belastung unserer (d.h. in der Bundesrepublik, J.C.) Grundwässer mit Nitrat anzusehen

⁹ Eutrophierung durch Stickstoffeintrag betrifft insbesondere Küstengewässer und Wattenmeere sowie Jahreszeiten, in denen bisweilen Stickstoff der limitierende Faktor ist (Vorherrschenden N-abhängiger Algen).

ist.¹⁰ Nitratprobleme im Grundwasser sind allerdings grundsätzlich als 'standortspezifisch geprägt' zu betrachten." (Rohmann/Sontheimer 1985: 45) Auch ist eine isolierte Erklärung der Nitratauswaschung aus der Menge des aufgebrauchten Stickstoffdüngers unzutreffend (siehe Abschnitt 4.2).

Der Stickstoffentzug durch die Ernte bzw. durch grasendes Vieh ist insofern von Bedeutung, als dies den räumlichen Transport großer Mengen organischer Substanzen impliziert mit der Notwendigkeit einer entsprechenden N-Zufuhr von außen, soll die lokale Stickstoffbilanz ausgeglichen bleiben (vgl. Abbildung 4.5). Hohe Nitratgehalte in Nahrungs- und Futtermitteln können gesundheitliche Gefährdungen von Mensch und Tier¹¹ zur Folge haben. Allerdings ist der Nitratgehalt nach Arten und Sorten äußerst unterschiedlich (vgl. Tabelle 4.2) und hängt von einer Vielzahl weiterer Einflussfaktoren wie Sonneneinstrahlung und Erntezeitpunkt ab (vgl. Biedermann et al. 1980, Fritz et al. 1983, Gottlieb Duttweiler-Institut 1981, Heyns 1985, Weigert et al. 1986).

Während die Landwirtschaft im Vergleich zur Holzverbrennung, zu Kraftwerken und Automobilen kaum zum anthropogenen Ausstoß von Stickoxiden beiträgt (NAS 1978), liegt ihr Anteil - im wesentlichen durch Harnstoffdünger und tierische Ausscheidungen (und damit regional abhängig von der Viehdichte) - an den anthropogenen Ammoniakemissionen bei 60 bis 90 % (vgl. Buijdsman et al. 1985).¹² Die natürliche Ammoniakbildung liegt global deutlich höher. Dennoch ist die

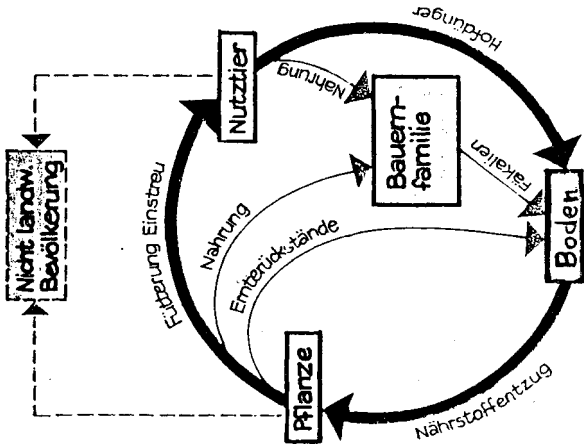
¹⁰ Entgegengesetzte Aussagen, wie sie von interessierter Seite immer wieder vorgetragen werden, halten einer Überprüfung auf der Grundlage des mittlerweile vorliegenden Wissensbestandes nicht stand. Vgl. exemplarisch die Auffassung in Welte/Timmermann 1982: 183: "Solange die häuslichen Abwässer mit NO_3 -Konzentrationen in die Gewässer eingeleitet werden, die die geforderte Toleranzgrenze für Trinkwasser von 50 mg/l NO_3 um das drei- bis sechsfache überschreiten, ist jede Kritik der öffentlichen Medien an dem im Regelfall relativ geringen Beitrag der Landwirtschaft aus Boden und Düngung zur Nitratbelastung von Grund- und Oberflächenwasser fehl am Platz. Die kommunale Wasserwirtschaft sollte daher alles daransetzen, endlich durchgreifende Maßnahmen sowohl im sparsamen Umgang mit den Grundwasserreserven als auch zur Sanierung der Oberflächengewässer in Angriff zu nehmen."

¹¹ Gesundheitliche Belastungen von Tieren aufgrund der Aufnahme hoher Nitratmengen im Futter - verursacht durch deren Reduktion zu Nitrit - sind für bestimmte Arten nachgewiesen (vgl. Bierter/von Kamneke 1982, Vetter/Steffens 1978), lassen sich aber relativ leicht vermeiden.

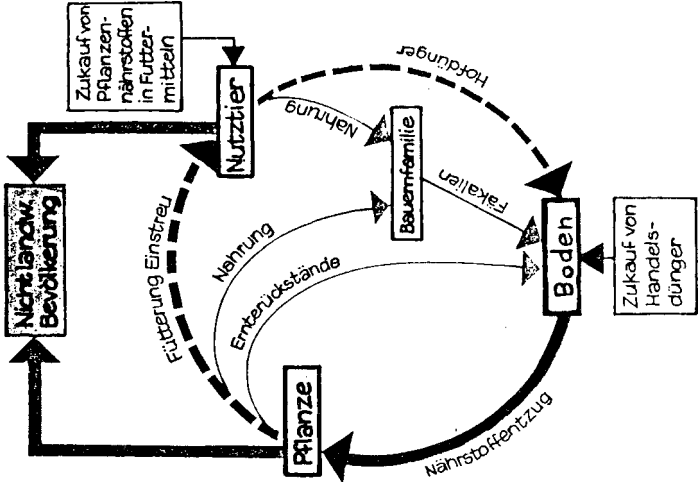
¹² Kohlekraftwerke sind als zweitwichtigste Quelle zu nennen.

Abbildung 4.5: Schematische Darstellung des Nährstoffkreislaufs

bei weitgehender Selbstversorgerwirtschaft



bei Produktion für den Markt



Landwirtschaft lokal und regional für die Umweltbelastungen saurer Ammoniumdepositionen insbesondere durch Ausregnung über Waldgebieten durchaus mitverantwortlich.¹³

Tabelle 4.2: Nitratgehalte in verschiedenen Gemüsearten

	Anzahl	Nitrat-Gehalt in mg/kg	
		Mittelwert	Min. Max.
Rettiche	20	2.170	500-5.000
Kopfsalat	31	1.990	200-4.200
Rote Beete	21	1.980	0-4.700
Feldsalat	8	1.460	300-4.125
Kohlrabi	13	1.450	500-2.300
Spinat/Mangold	11	1.420	120-4.500
Endiviensalat	25	560	0-1.140
Kohlarten*	34	510	0-2.500
Lauch	12	420	0-2.400
Sellerieknollen	12	420	0-1.300
Grüne Bohnen	11	390	230- 550
Karotten	21	330	0- 990
Gurken	9	140	0- 340
Blumenkohl	28	130	0- 700
Paprika	35	60	0- 240
Tomaten	12	Spuren	0- 50

* China-, Rosen-, Rot- und Weißkohl, Wirsing

Quelle: Heyns 1985.

Die wichtigste Quelle für N_2O sind Denitrifikationsprozesse in Böden und Sedimenten. Insofern die Landwirtschaft vor allem über Düngung und Leguminosenanbau zur Fixierung von Stickstoff im Boden beiträgt, steht ein größerer N-Pool zur Denitrifikation zur Verfügung. Der anthropogene Anteil an der N_2O -Bildung dürfte immerhin bei 30 bis 50 % liegen (NAS 1978, Royal Society 1983).¹⁴ N_2O gelangt durch turbulente Diffusion in die Stratosphäre, da es in der Troposphäre reaktionsträge ist, und kann dort über NO_x -Bildung zum kleineren Teil

¹³ In den Niederlanden wird die Diskussion um sauren Regen auch entsprechend geführt.

¹⁴ Andere Autoren kommen zu geringeren Werten (vgl. Welte/Timmermann 1985).

(ca. 15 %) neben Fluorchlorkohlenwasserstoffverbindungen und den Emissionen von Düsenflugzeugen zum allmählichen Abbau der Ozonschicht beitragen. N-haltige Verbindungen, und zwar insbesondere sowohl Ammoniak (NH_3) als auch Lachgas (N_2O) tragen als Spurengase durch ihre Interaktion mit der langwelligen Infrarotstrahlung auch zu einem erheblichen Anteil zu Erwärmungstendenzen der Atmosphäre bei (Treibhauseffekt).

Die gleichfalls durch Denitrifikationsprozesse erfolgende und damit wiederum durch die Landwirtschaft verstärkte Bildung von inertem Stickstoff ist als unproblematisch anzusehen und quantitativ, bezogen auf die Gesamtmengen von atmosphärischem N_2 , vernachlässigbar.

Zusammenfassend kann somit zunächst festgehalten werden, daß die Landwirtschaft in bezug auf Umweltwirkungen des Stickstoffkreislaufs eine wesentliche Rolle spielt und daß sie bezogen auf die Nitratbelastung des Grundwassers in der BRD die Hauptverantwortung trägt.

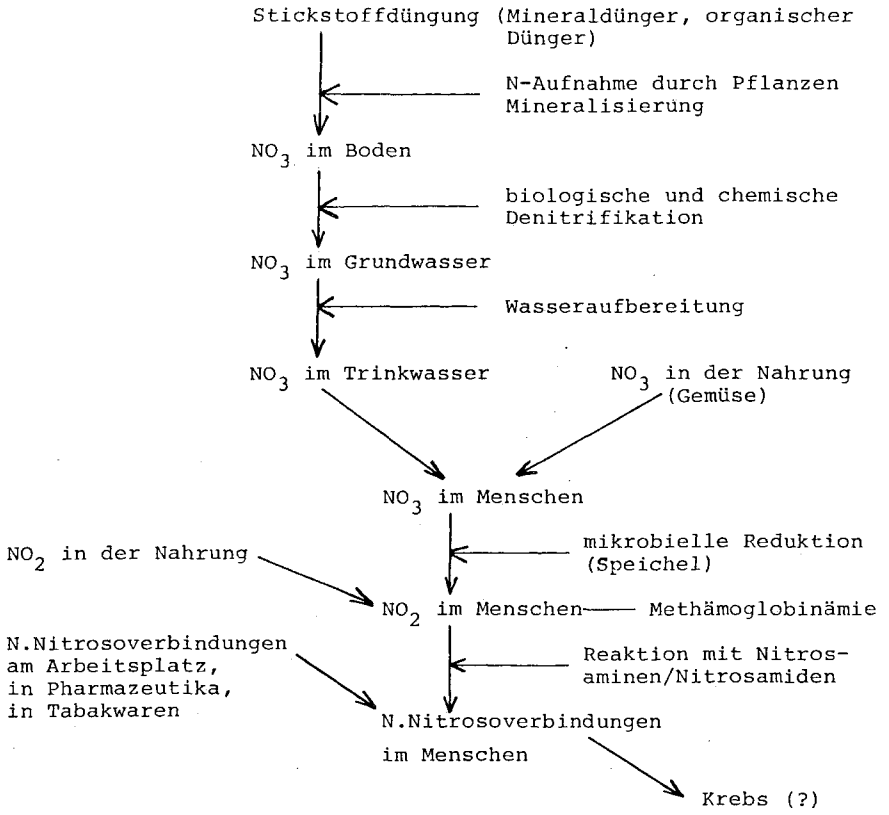
Zu fragen ist nun nach den ökologisch oder gesundheitlich bedeutsamen Folgen der Nitratauswaschung ins Grund- und Trinkwasser, während andere Auswirkungen des Stickstoffkreislaufs nicht weiter betrachtet werden. Zu diesem Zweck werden zunächst Nitratpfad, -abbau und -metabolismus skizziert. Abbildung 4.6 gibt einen Gesamtüberblick. Im einzelnen wird sinnvollerweise unterschieden zwischen

1. dem biologischen Stickstoffkreislauf im Boden,
2. dem Nitratabbau im Untergrund (ungesättigte Zone),
3. dem Nitratabbau im Grundwasserleiter (gesättigte Zone),
4. der Trinkwassergewinnung und -aufbereitung,
5. der Reduktion von Nitrat zu Nitrit im Menschen,
6. der Bildung von N-Nitrosoverbindungen auf der Basis von Nitrit und sekundären Aminen bzw. Amiden im Menschen.

ad 1

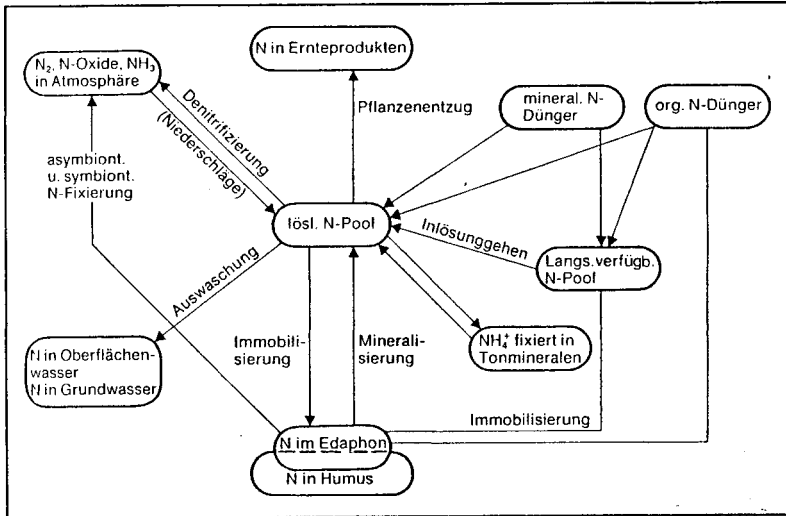
Abbildung 4.7 stellt den Stickstoffkreislauf im Boden schematisch dar, und Abbildung 4.8 veranschaulicht die dabei ablaufenden mikrobiellen Reaktionen. Abbildungen 4.9 und 4.10 geben zwei quantitative Abschätzungen der an den ein-

Abbildung 4.6: Überblick über den Trinkwasser-Nitratpfad



Quelle: eigene Zusammenstellung

Abbildung 4.7: Stickstoffkreislauf im Boden



Quelle: Buchener/Sturm 1985: 83

zelen Komponenten beteiligten Stickstoffmengen wieder. Eine Vielzahl von durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise beeinflussten Faktoren bestimmen Ausmaß und Richtung von Stickstoffumsetzungen im Boden. Mineralisierung, Nitrifikation und Stickstoffimmobilisierung hängen insbesondere von Temperatur, C/N-Verhältnis, Wassergehalt und Durchlüftung des Bodens und pH-Wert ab. Denitrifikation, also der mikrobielle Abbau von Nitrat zu gasförmigem N_2O und N_2 , wird im Boden gefördert durch (Rohmann/Sontheimer 1985: 172):

- o Mangel an gelöstem Sauerstoff im Bodenwasser aufgrund hoher Bodenfeuchtigkeit (> 80 % Feldkapazität) und bei Staunässe
- o Schlechte Bodendurchlüftung
- o Temperaturen über 10 °C
- o pH-Werte zwischen pH 6 und pH 8
- o Leicht zersetzbare organische Substanzen, die von den meisten Denitrifikanten zum Aufbau ihrer Körpersubstanz benötigt werden (Kohlenstoffquelle)
- o Hohe Nitratgehalte.

Abbildung 4.8: Biologischer Stickstoffkreislauf (nach Klemme 1981)

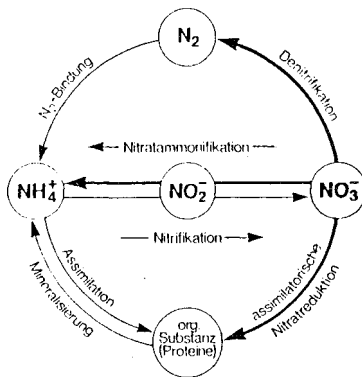
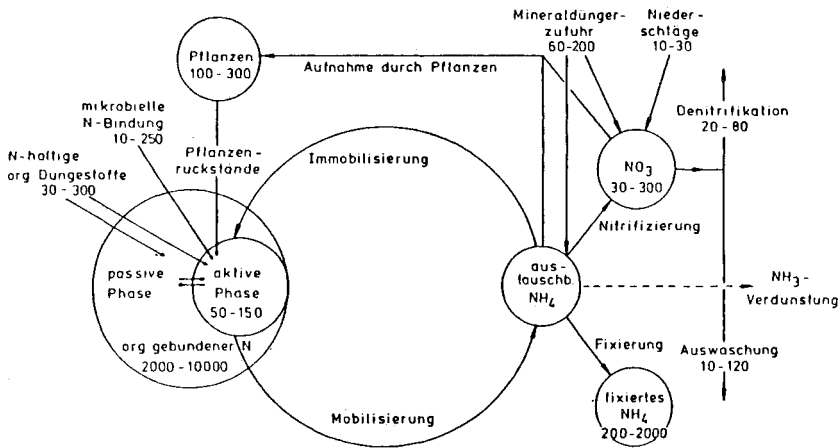
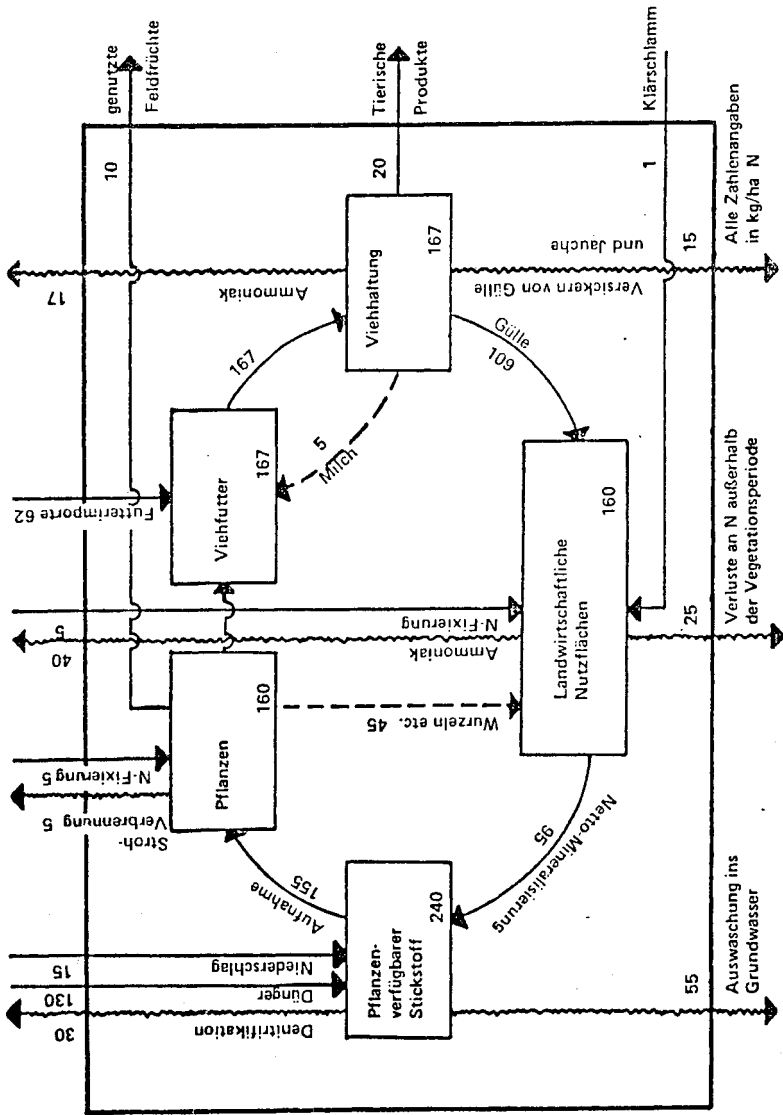


Abbildung 4.9: Der landwirtschaftliche N-Kreislauf und die hieran beteiligten N-Mengen (Angaben in kg/ha)



Quelle: Sauerbeck 1985.

Abbildung 4.10: Quantitative Abschätzung des landwirtschaftlichen Stickstoffkreislaufs (Dänemark 1980)



Quelle: Schrøder/Simson 1985: 4 (Übersetzung).

Die Nitratauswaschung hängt von so vielen standort- und nutzungs-spezifischen Einflüssen ab, daß es praktisch nicht möglich ist, eine allgemeingültige Rangfolge des Gefährdungspotentials einzelner Kulturarten anzugeben.

"Legt man die zur Zeit noch weit verbreitete Bewirtschaftungspraxis zugrunde, bei der das N_{min} -Angebot des Bodens nur unzureichend beachtet wird und die Düngermengen zusätzlich noch Sicherheitszuschläge erhalten, so dürfte für besonders auswaschungsgefährdete Standorte mit leicht durchlässigen Böden in vielen Fällen die folgende Reihenfolge zutreffen:

Sonderkulturen, Mais (mit Gülle) > Leguminosen, Gründüngung (Einarbeitung im Herbst) > Mais (ohne Gülle) > Futterrüben > Kartoffeln > Zuckerrüben > Wintergetreide (ohne Nachfrucht) > Sommergetreide > Grünland (intensiv) > Grünland (extensiv) > Wald (standortgemäß, schonende Bewirtschaftung).

Bezieht man noch die Fruchtfolgegestaltung ein, so ist die Gefahr der Nitratauswaschung bei Fruchtfolgen mit relativ schnell und gut bodenbedeckenden Pflanzenbeständen mit langen Kulturzeiten wesentlich geringer als bei Fruchtfolgen mit nur geringer Bodenbedeckung und kurzen Kulturzeiten.

Von entscheidender Bedeutung für das vom Standort und der Bodennutzung abhängige *Ausmaß der Nitratauswaschung* sind generell die folgenden *Einflußgrößen*:

- a) die *Sickerwassermenge im Rahmen des Bodenwasserhalts* mit den dominierenden Einflußfaktoren
 - o Niederschlagsmenge und -verteilung
 - o Wasserrückhaltevermögen und Durchlässigkeit des Bodens
 - o Bewässerungsmaßnahmen
- b) die N_{min} -*Bilanz im Rahmen der Stickstoffdynamik* innerhalb des Wurzelraums, wodurch die auswaschbare Nitratmenge im Boden bestimmt wird. Ausschlaggebend für die Höhe der Nitratauswaschung sind dabei in erster Linie
 - o der N_{min} -Rest am Ende der Kulturzeit bzw. zu Beginn der Auswaschungsperiode
 - o die Stickstoffzufuhr zu Beginn oder während der Auswaschungsperiode
 - o die N_{min} -Nachlieferung durch Mineralisation von organisch gebundenem Stickstoff (Bodenvorrat, Ernterückstände, Gründüngung) innerhalb der Auswaschungsperiode.

Diese Größen werden wiederum entscheidend bestimmt durch:

- o die *Nutzungsrichtung* (Wald, Grünland, Ackerland, Brache)
- o die *Nutzungsart und -intensität* (normale ackerbauliche Kulturen, Sonderkulturen, Kulturzeiten, Fruchtfolgegestaltung, Viehhaltungswirtschaft)
- o die *Bodenfruchtbarkeit* (Humusgehalt, biologische Aktivität des Bodens, Bodenstruktur, Durchwurzelbarkeit)
- o die *Düngepraxis* (Düngerart, Düngermenge, Düngungszeitpunkt, Düngerverteilung)
- o die *Bodenbearbeitung* (Bodenlockerung und -durchlüftung, Meliorationsmaßnahmen)." (Rohmann/Sontheimer 1985: 205 f.)

Tabelle 4.3: Beeinflussung der Sickerverluste an Düngerstickstoff durch verschiedene Faktoren (nach Handbuch Umweltaspekte der Düngemittelanwendung, 1976, verändert und ergänzt)

Faktor	Es sind zu erwarten	
	geringe N-Sickerverluste	höhere N-Sickerverluste
Kultur	<p>Wüchsiger Bestand</p> <p>Düngung zum wachsenden Bestand</p> <p>Grünland und andere mehrjährige Futterpflanzenbestände sowie Zwischenfruchtbau</p>	<p>Schwachwüchsiger Bestand oder Brache</p> <p>Düngung (Gesamtabgabe) zur Saat</p> <p>Ackerland</p>
Boden	<p>Ton-, Lehmboden</p> <p>geringe Durchlässigkeit</p> <p>hoher Humusgehalt</p> <p>hohe Feldkapazität</p>	<p>Sandboden</p> <p>hohe Durchlässigkeit</p> <p>geringer Humusgehalt</p> <p>geringe Feldkapazität</p>
Termin der N-Gabe	<p>Zu Beginn der Hauptwachstumsperiode</p> <p>oder</p> <p>während intensiven Wachstums</p> <p>Empfohlene Menge oder weniger</p>	<p>zum Ende</p> <p>oder</p> <p>außerhalb des Wachstums (Herbst, Winter)</p> <p>Mehr als empfohlene Menge</p>
Klimatische Wasserbilanz	Wenig Sickerwasser	Viel Sickerwasser

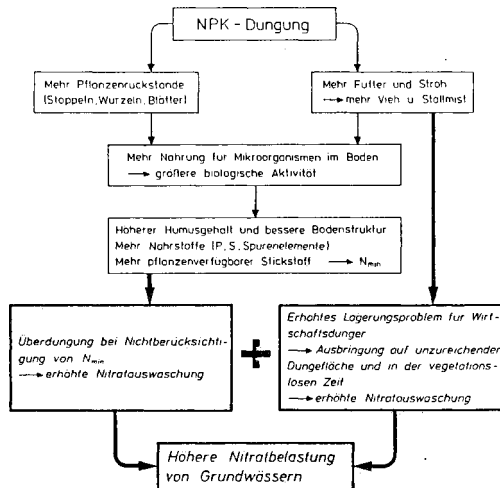
Quelle: Bramm 1982.

Tabelle 4.3 stellt die wesentlichen Einflußfaktoren noch einmal zusammen (vgl. auch die detaillierten und spezielleren Ausführungen in Bottenberg 1981, Röder/ Edén 1988, Sauerbeck 1988, Strebel/Renger 1978). Als Anhaltspunkt für die relative Bedeutung der verschiedenen Einflußgrößen auf die Nitratauswaschung aus dem Boden kann die folgende Reihenfolge nach Kuntze/ Voss (1980) gelten:

Vegetationsruhe > Brache > Niederschläge > Flachgründigkeit > Herbstdüngung > Wirtschaftseigene Dünger > Nitratdünger > Strohausgleichdüngung > Humusanteil > Sandanteil.

Die Landwirtschaft beeinflußt über anbautechnische Maßnahmen die Art der Bodenbewirtschaftung und auch über die Ertragshöhe (qua damit korrelierenden Nährstoffentzug) das Nährstoffangebot im Boden; letztlich kommt aber der Düngung¹⁵ eine zentrale Bedeutung im Hinblick auf eine Minimierung der Auswaschungsgefahr zu. Abbildungen 4.11 und 4.12 indizieren diesen Zusammenhang.

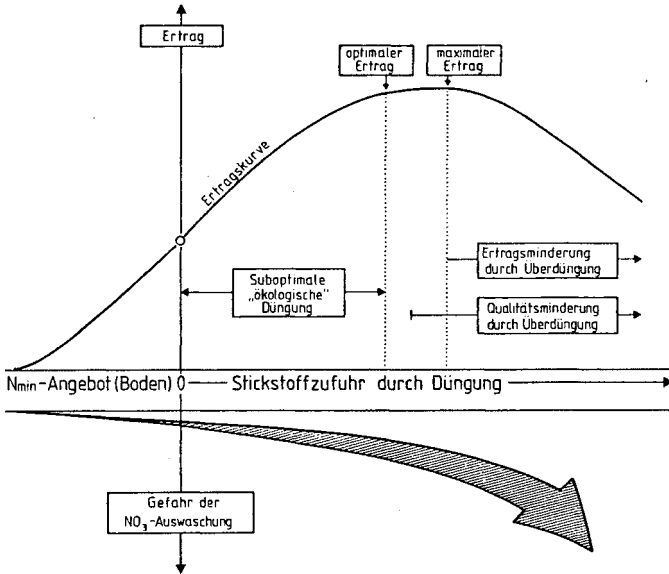
Abbildung 4.11: Der Einfluß der Mineraldüngung auf die Bodenfruchtbarkeit (nach Vetter 1980) und Folgen für die Grundwasserbelastung mit Nitrat



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 162.

¹⁵ Mit Düngung ist dabei nicht nur die Düngermenge, sondern die gesamte Düngepraxis gemeint. Hierbei sind alle Düngerarten (Mineral- und Wirtschaftsdünger, Klärschlamm, Gründüngung) zu beachten.

Abbildung 4.12: Schematische Darstellung der Auswirkungen eines steigenden Stickstoffangebots auf die Ertragsentwicklung und die Gefahr der Nitratauswaschung



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 181.

"Es muß also gesagt werden, daß jede Düngung mit einem erhöhten Umsatz im Boden und infolgedessen auch mit einer erhöhten Auswaschung an Stickstoff verbunden ist. Dieser Mehrumsatz ist Kennzeichen aller ertragreichen Böden; ein Verzicht hierauf würde einen Verzicht auf Produktivität bedeuten, der angesichts eines ständig steigenden Nahrungsbedarfs nicht vertretbar erscheint. Es ist also nicht die Frage, die Auswaschung zu unterbinden, sondern es muß festgestellt werden, wo diese 'unvermeidbaren Verluste' hingenommen werden können und wo sie im Interesse einer gesicherten Trinkwasserversorgung unterbleiben müssen.

Anders verhält es sich mit Überdüngungen, wie sie wohl aus dem unvernünftigen Wunsch, mehr Ertrag produzieren zu wollen, als es die ökologischen Voraussetzungen zulassen, vorgekommen sind. Hier liegen ausgesprochene Fehler vor, die sich gerade bei Stickstoffdüngung sowohl auf die Qualität der Pflanzen als auch auf die des Grundwassers besonders nachteilig auswirken und die selbstverständlich vermieden werden müssen." (Ohlendorf 1976: 60)

Wesentlich ist somit erstens die Unterscheidung von Überdüngung aus der Sicht des Grundwasserschutzes und Überdüngung unter landwirtschaftlichen Aspekten.¹⁶ Während die Reduzierung der letzteren durchaus auch im Interesse des Landwirts ist, muß das für eine Verringerung der ersteren nicht zutreffen.

Als zweite Unterscheidung ist diejenige zwischen mineralischer und organischer Düngung von erheblicher praktischer Bedeutung, weil die heute vielfach vorherrschende Gülleausbringung wenn nicht vorwiegend, so doch auch der Entsorgung von tierischen Ausscheidungen aus der Tierproduktion dient. Darüber hinaus sind Düngungsformen und Applikationsweisen von mineralischer und organischer Düngung recht verschieden. Gründüngung (oft Leguminosen) und Einarbeitung von Ernterückständen können ebenfalls beträchtlich zur Erhöhung der Nitratauswaschung beitragen.¹⁷ Sonderkulturen sind zumeist düngungsintensiv, wobei zugleich die Kosten der N-Düngung von untergeordneter Bedeutung sind, so daß hohe Nitratauswaschungsraten hier häufig aufzufinden sind. Bei intensiver Grünlandwirtschaft unterscheiden sich die Auswaschungsraten nicht wesentlich von denjenigen unter normal genutzten Ackerböden (vgl. Bogacki 1986). Grünlandumbruch schließlich führt für einen bestimmten Zeitraum zu extrem hohen Nitratreinträgen ins Grundwasser.

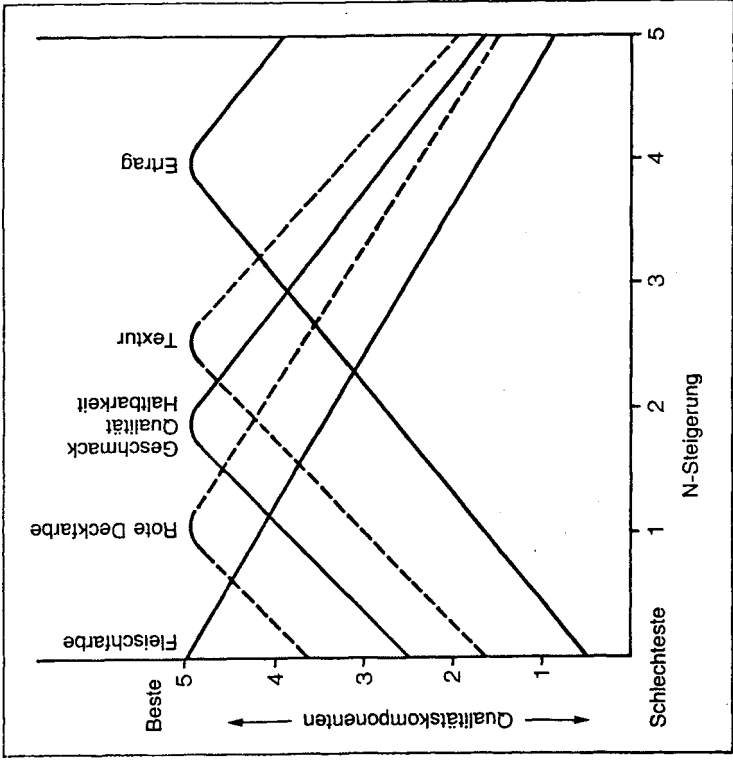
Grundsätzlich sind im Hinblick auf ökologische und gesundheitliche Auswirkungen der Stickstoffdüngung, aber auch in bezug auf Maßnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung mögliche direkte trade-offs¹⁸ zu beachten. Genannt seien etwa folgende Gesichtspunkte:

¹⁶ Am Rande sei hier vermerkt, daß das Verständnis einer solchen landwirtschaftlichen Überdüngung, die das gesamte Nährstoffangebot über das zum Erreichen des optimalen Pflanzenertrags notwendige Maß hinaus anhebt, deutlich von den angewandten Kriterien abhängt, wie Abbildung 4.13 am Beispiel der Apfelqualität schematisch verdeutlicht (vgl. Hoffmann 1987, Stoll 1978, Vogtmann 1985). Die relative Gewichtung dieser Kriterien in der Bewertung der Nahrungsmittelqualität agrarischer Erzeugnisse kommt de facto in deren Preis zum Ausdruck, der das ökonomische Düngungsoptimum maßgeblich bestimmt.

¹⁷ Für den Grundwasserschutz bietet damit auch der ökologische Landbau nicht von vornherein die Gewähr für verminderte Nitratauswaschungsraten (vgl. Kahnt 1986).

¹⁸ Gemeint ist an dieser Stelle die Abwägung verschiedener ökologischer und gesundheitlicher Folgewirkungen gegeneinander und nicht trade-offs etwa zwischen Grundwasserschutz und Einkommensverlust der Landwirte.

Abbildung 4.13: Qualitätsbeeinflussungen durch steigende Stickstoffdüngung bei Äpfeln



Eine Düngungsreduzierung mit geringeren Erträgen zwecks verringerter Nitratauswaschung bedingt bei gegebener Nachfrage nach Agrarprodukten eine Ausweitung der benötigten landwirtschaftlichen Nutzflächen, die dann für andere Zwecke, u.a. als Naturschutzflächen, nicht mehr zur Verfügung stehen.¹⁹ Außerdem werden mehr Maschinen und Energie benötigt, weil "it takes almost as much tractor fuel for plowing, cultivating and harvesting a 50-bushel crop as a 150-bushel one" (Viets 1975: 443). Andererseits sinkt mit verringerter Düngungsintensität bei einigen Kulturpflanzen die Notwendigkeit, Pflanzenbehandlungsmittel anzuwenden. Richtig erscheint die Stoßrichtung des Arguments: ökologische Schäden und Bilanzen je erzeugter Nahrungsmittelseinheit und erst sekundär je Flächeneinheit zu bestimmen. Für die Bundesrepublik führt dies jedoch zu keiner veränderten Beurteilung der Gefährdungssituation: Abbau von Überproduktion, Ertragssteigerungen durch pflanzenzüchterischen Fortschritt und verbesserte landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen lassen im Prinzip eine weitgehende Reduktion der Nitratauswaschung einschließlich der wirksamen Ausweisung von Wasserschutz- und Naturschutzgebieten zu, ohne (andernorts) zusätzliche Flächen zu benötigen (vgl. Conrad 1987a).

Bei der Gülleausbringung führt - abhängig von Temperatur und Jahreszeit - eine rasche, gründliche Einarbeitung in den Ackerboden zu erhöhter Nitratauswaschungsgefahr, ein Verzicht hierauf zu Nährstoffverlusten vor allem durch Ammoniakemission (vgl. Amberger 1988, Vetter 1988)²⁰, die ökologisch genauso als unerwünscht einzuordnen ist.

Eine hohe Denitrifikation im Untergrund (siehe unten) mag zwar eine Nitratbelastung des Grundwassers unterbinden, führt aber leicht zur unerwünschten Anreicherung anderer Substanzen (z.B. Sulfat, Hydrogenkarbonat), was bei der Er-

¹⁹ Zur relativen Priorität gesonderter Naturschutzflächen unter Artenschutzgesichtspunkten vgl. Hampicke 1987.

²⁰ Ein anderes Beispiel geben Rohrmann/Sontheimer (1985: 187). "Bei hohen Güllegaben, die im Herbst zu Zwischenfrüchen ausgebracht werden, ist die Gefahr der Nitratauswaschung zwar deutlich geringer als bei einer Ausbringung ohne Zwischenfruchtanbau, dafür können jedoch sehr hohe und gesundheitsschädigende Nitratgehalte in den Herbstzwischenfrüchten angereichert werden. Der Verzehr derartiger Zwischenfrüchte hat schon mehrfach zu Schadens- und Todesfällen bei Rindern und Wild geführt (Vetter und Steffens 1978)."

stellung ökologischer Bilanzen zu berücksichtigen und daher aus der Sicht des Grundwasserschutzes nicht in jedem Fall positiv zu bewerten ist.

Schließlich ist für den landwirtschaftlichen Bereich darauf zu verweisen, daß eine Reihe von Umweltproblemen der Landwirtschaft erst aus dem Zusammenwirken vieler Faktoren resultiert, wie Flurbereinigung, intensive Düngung, Bodenmelioration, Pestizideinsatz, Mechanisierung, Spezialisierung und Regionalisierung der Agrarproduktion, deren Nutzung sich erst in ihrem wechselseitigen Zusammenspiel lohnt (vgl. SRU 1985). Als ein historischer Bedingungs Zusammenhang, in dem die Stickstoffdüngung eine zentrale Rolle gespielt hat, beinhaltet dies nicht, daß bei dem inzwischen erreichten Stand intensiver Landwirtschaft spezifische, die Stickstoffdüngung betreffende Schutzmaßnahmen nicht sinnvoll einzusetzen sind. Es bedeutet jedoch im allgemeinen, daß eine Wiedergewinnung von intakter Natur und Umwelt nicht einfach in der Umkehr vergangener Entwicklungsprozesse bestehen kann.²¹ Für die auf die Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser ausgerichtete Analyse dieser Studie bedeutet dies zudem, daß der im Gesamtprozeß agrarbedingter Umweltbelastungen aufgehende Einfluß von Stickstoffdüngung und Nitratbelastung nicht weiter berücksichtigt wird.²²

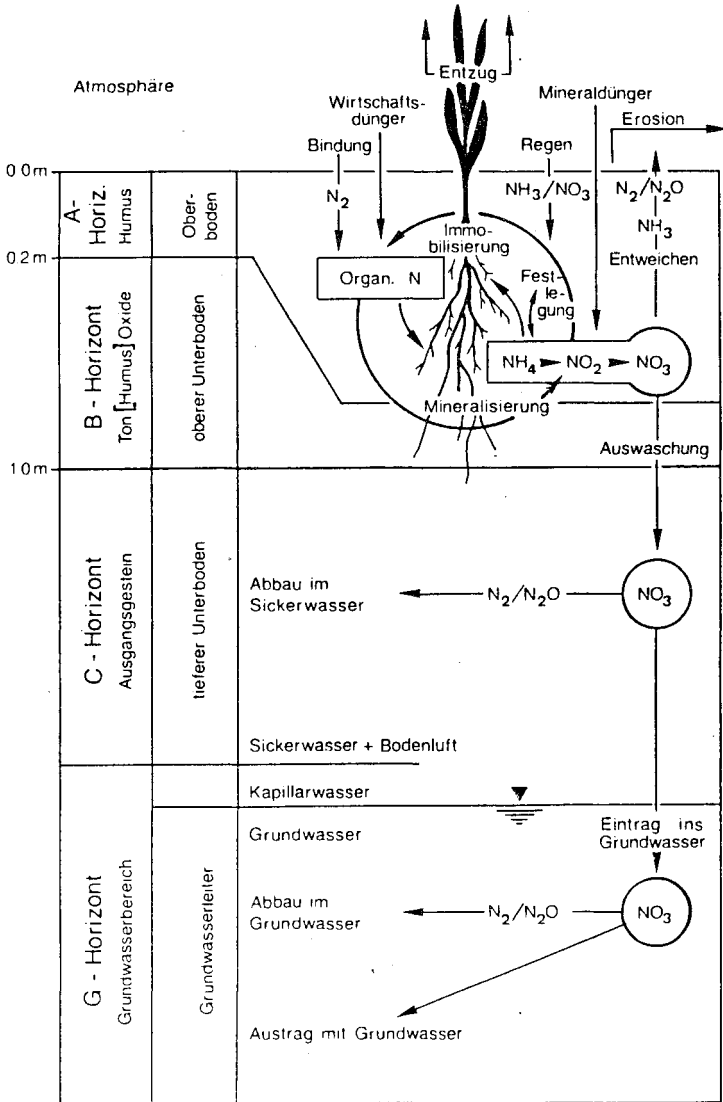
ad 2 und 3

Abbildung 4.14 markiert die verschiedenen Zonen des Nitratabbaus im Boden- und Grundwasserbereich. Jenseits des von Pflanzen durchwurzelten Oberbodens können Mikroorganismen zur Energiegewinnung bei Vorliegen entsprechender Bedingungen Nitrat abbauen (Obermann 1982, 1985, Rohmann/Sontheimer 1985, Rödelberger et al. 1984, SRU 1985), wobei zwischen heterotropher und autotropher Nitratreduktion zu unterscheiden ist. Bei der meist vorherrschenden heterotrophen Nitratreduktion benötigen die Mikroorganismen organischen Kohlenstoff, den sich die wenigen autotrophen Denitrifikanten aus anorganischen Verbindungen im Grundwasser besorgen. Autotrophe Nitratreduktion findet nur unter sehr selektiven Bedingungen statt.

²¹ Knauer hat dies 1987 auf dem Grünen Forum Alpbach eindrucksvoll für den Biotop- und Artenschutz demonstriert; vgl. auch Knauer 1989a.

²² Einer solchen weitreichenden, sachlich durchaus angebrachten Politikanalyse fehlte allerdings auch weitgehend ihr Objekt.

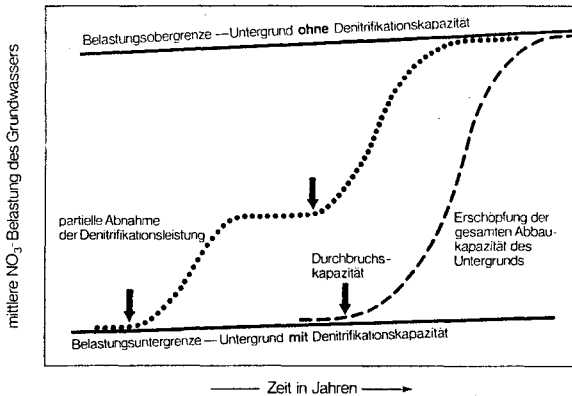
Abbildung 4.14: Schema des Stickstoff-Umsatzes im Boden und Grundwasserbereich



Quelle: Obermann 1982: 91.

Unter ökologischem Blickwinkel besteht das Problem der heterotrophen Denitrifikation in dem möglichen Konzentrationsanstieg von durch die Nitratreduktion entstandenen Reaktionsprodukten wie Hydrogenkarbonat (Aufsaltung des Grundwassers), in der möglichen Erschöpfung des endlichen organischen Substratreservoirs im Untergrund mit der Folge eines Nitratdurchbruchs (vgl. Abbildung 4.15) und aufgrund fehlender organischer Substanzen und Mikroorganismen in der erhöhten Auswaschungsgefahr anderer Stoffe, die üblicherweise im Boden gebunden werden, wie Schwermetalle oder Pestizide, da sich ohne mikrobiologische Aktivität der pH-Wert im allgemeinen verringert, was die Auswaschung gebundener Stoffe erleichtert.

Abbildung 4.15: Schematische Darstellung durchbruchsartiger Anstiege der Nitratbelastung als Folge einer verminderten Denitrifikationsleistung des Untergrunds



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 66.

Umgekehrt kann dies auch saurer Regen bewirken, wodurch der heterotrophe Nitratabbau gleichfalls unterbunden wird. Da der Oberboden für eine ständige Nachlieferung organischer Substrate sorgt, ist die Denitrifikationskapazität im Sickerwasserbereich als reversibel und mehr oder minder konstant anzusehen. Dies gilt nicht für Aquifere. Hier sind zu unterscheiden Grundwasserleiter (gesättigte und ungesättigte Zone) mit sehr hoher und praktisch unerschöpflicher Denitrifikationskapazität (z.B. norddeutsches Flachland), mit begrenzter

Abbaukapazität (Teile des Flachlandes am Nieder- und Oberrhein) und ohne Abbauvermögen (Weinbaugebiete an Rhein, Mosel, Main) (Obermann 1988). Im letzten Fall ist bei hohem Nitrateintrag mit vergleichbar hohen Nitrat auswaschungsraten ins Grundwasser, gegebenenfalls mit entsprechender zeitlicher Verzögerung zu rechnen.

Bei autotropher Nitratreduktion treten an die Stelle des Nitratproblems die jeweiligen Reaktionsprodukte, z.B. Eisen und Sulfat aus Pyrit (FeS_2) (Kölle 1984, Kölle et al. 1983, Rohmann/Sontheimer 1985). So läßt sich bei einer Reihe von Wassergewinnungsanlagen in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten anstelle eines Nitratanstiegs ein Sulfatanstieg beobachten, was aus wasserwirtschaftlicher Sicht nur als Problemverschiebung und nicht als Problemlösung anzusehen ist.

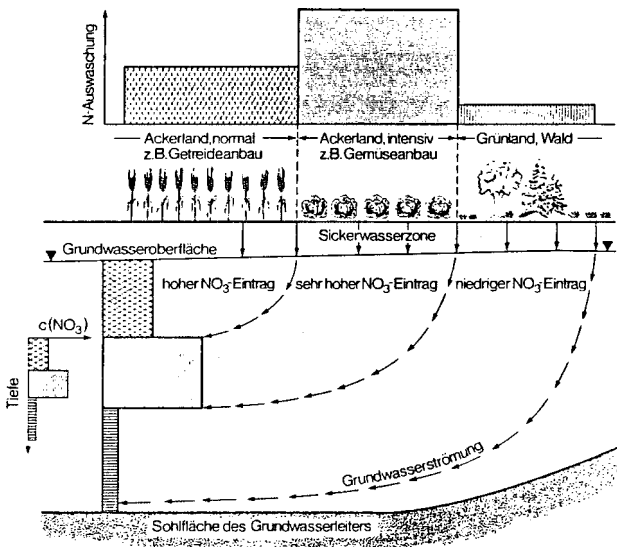
Mit diesen Ausführungen sollte erneut deutlich gemacht werden, daß sich die Probleme des Nitratetrags durch die Landwirtschaft nicht auf gesundheitliche Risiken der Nitratbelastung des Trinkwassers (siehe unten) beschränken lassen, wie dies bislang in der öffentlichen Diskussion weitgehend der Fall war.

Zum angemessenen Verständnis der Nitratbelastung in Wassergewinnungsanlagen ist noch der Einfluß hydrogeologischer und hydromechanischer Verhältnisse für den Nitrattransport im Untergrund zu erwähnen (vgl. Rohmann/Sontheimer 1985). Richtung und Geschwindigkeit der Nitratverfrachtung im Aquiferbereich haben Auswirkungen auf das Ausmaß möglicher Denitrifikationsvorgänge. Fließgeschwindigkeit und Grundwassereinzugsbereich werden auch von der Förderleistung der Wasserwerke beeinflusst, womit dem Umfang des Wasserverbrauchs eine nicht ganz zu vernachlässigende Rolle zukommt. Allerdings ist die Wasserversorgung nicht für den Nitrateintrag seitens der Landwirtschaft verantwortlich, von den Fällen abgesehen, wo eine Absenkung des Grundwasserspiegels einen Grünlandumbruch evoziert hat. Auch muß eine erhöhte Wasserförderung nicht notwendig zu höheren Nitratgehalten im Brunnenwasser führen, weil dadurch bedingte Veränderungen des Grundwassereinzugsbereichs auch das Anzapfen wenig nitratbelasteter Grundwasserströme zur Folge haben können.

ad 4

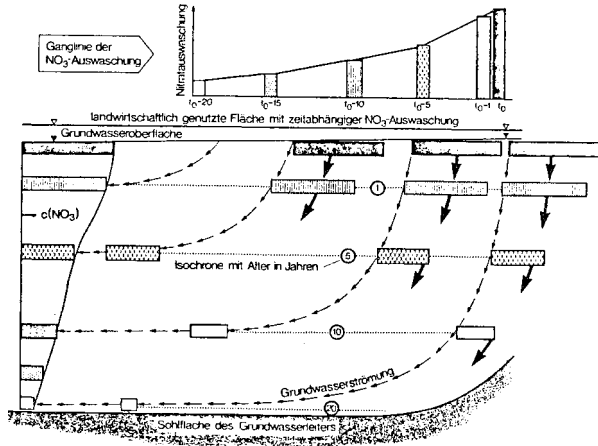
Für die Trinkwassergewinnung ist im Hinblick auf seine Nitratbelastung generell von Bedeutung, ob sich das Wassereinzugsgebiet in landwirtschaftlich genutzten Gebieten befindet und ob zwischen Nitratreintrag im Oberboden und Trinkwassergewinnungsanlage ein Nitratabbau stattfindet. Aufgrund der skizzierten komplexen Bedingungsbeziehungen von Nitratreintrag, -abbau und -transport können unterschiedliche vertikale Nitratprofile auf mindestens drei (sich überlagernde) Einflußfaktoren zurückgeführt werden mit gegebenenfalls unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Konsequenzen (siehe Abbildungen 4.16 bis 4.18):

Abbildung 4.16: Projektion der Flächennutzung mit unterschiedlichen Nitratauswaschungsraten im vertikalen Nitratprofil des Grundwassers (bei geringer Dispersion und Denitrifikation)



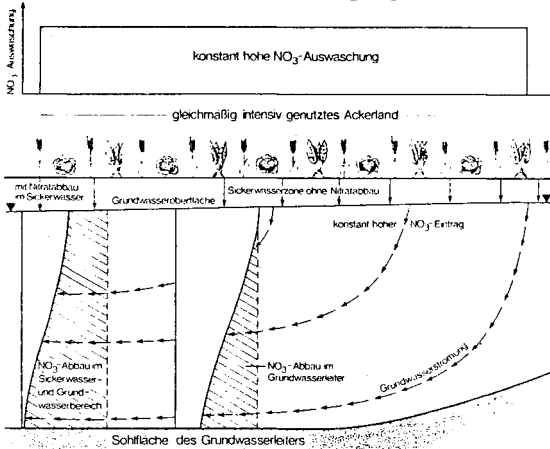
Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 83.

Abbildung 4.17: Projektion der zeitlichen Entwicklung der Nitratauswaschung im vertikalen Nitratprofil des Grundwassers



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 84.

Abbildung 4.18: Änderung des vertikalen Nitratprofils im Grundwasser durch Denitrifikationsvorgänge im Untergrund



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 83.

- o unterschiedliche *räumliche* Nitrateinträge, insbesondere durch verschiedene Nutzungsformen,
- o unterschiedliche *zeitliche* Nitrateinträge, insbesondere durch steigende Düngungsmengen²³,
- o höherer bzw. zusätzlicher Nitratabbau mit zunehmender Aquifertiefe (und Transportdauer).

"Diese Hinweise zeigen, daß es für ein Wasserversorgungsunternehmen mit Nitratproblemen nicht ausreicht, wenn nur die vorgeschriebenen Kontrolluntersuchungen im Roh- bzw. Trinkwasser durchgeführt werden. Erforderlich sind deshalb sowohl eine wesentlich engere Analysenfolge als auch laufende Beobachtungen der Grundwasserqualität im Vorfeld der Förderbrunnen sowie im weiteren Einzugsgebiet." (Rohmann/Sontheimer 1985: 86)²⁴

²³ Außer auf sehr durchlässigen Böden mit geringem Flurabstand vergehen gewöhnlich Jahre bis Jahrzehnte, bis veränderte Nitrateinträge sich in Trinkwassergewinnungsanlagen bemerkbar machen. Von daher sind kurzfristig wirksame, präventiv ansetzende Maßnahmen auf Seiten der Landwirtschaft häufig nicht möglich ("Zeitbombe Nitrat").

²⁴ Der Umfang einer umfassenden Bestandsaufnahme zum Zweck der Bestimmung effektiver und effizienter Maßnahmen wird in der folgenden Aufstellung deutlich (Rohmann/Sontheimer 1985: 87 f.):

- a) Hydrogeologische Erhebungen
 - o Art und Aufbau des Grundwasserleiters (Mächtigkeit, Grundwasserflurabstände, Deckschichtverhältnisse, Aquiferbeschaffenheit)
 - o Grundwasserfließrichtung und Strömungsgeschwindigkeit
 - o Zuflüsse durch Infiltration von Oberflächenwasser
 - o Abgrenzung des Wassereinzugsgebiets
 - o Schichtenverzeichnisse von Brunnen- und Meßstellenbohrungen
- b) Wasserwirtschaftliche Erhebungen
 - o Ausbau und Förderleistung der Wasserwerksbrunnen
 - o Wasserbilanz im Wassereinzugsgebiet (Grundwasserneubildung und zugelassene Entnahmelistung, Niederschlagsverhältnisse)
 - o Entnahmebreiten einzelner Förderbrunnen (neutraler Wasserweg, unterer Kulminationspunkt)
 - o Lage und Ausbau vorhandener Grundwasserbeobachtungsbrunnen oder zur Grundwasserentnahme geeigneter Meßstellen (amtliche Pegel zur Grundwasserspiegelmessung, Beregungsbrunnen, Löschbrunnen, Brunnen von Einzelwasserversorgungen)
 - o Zusammenstellung vorhandener Grundwasseranalysen
 - o Möglichkeiten zur Untersuchung von Dränwässern
 - o Örtliche Abwasserverhältnisse (Kanalisation, Sickergruben, Kläranlagenabflüsse)
 - o Existenz von Abfalldeponien
 - o Schutzgebietsausdehnung
- c) Landwirtschaftliche Erhebungen
 - o Grobeinteilung der Flächennutzung (Wald und Waldart/Grünland/Ackerland/befestigte Flächen/Oberflächenwässer)
 - o Nutzungsspezifische Aufteilung der landwirtschaftlich genutzten Fläche:

Neben Bemühungen, Änderungen in der (landwirtschaftlichen) Praxis der Landnutzung zu erreichen, können auf Seiten der Wasserwirtschaft korrektive wasserwirtschaftliche (Anschluß an Wasserfernversorgung, Bohren neuer (tieferer) Brunnen, Wassermischung) und wassertechnische (Einsatz von Denitrifikationsverfahren bei der Trinkwasseraufbereitung) Maßnahmen ergriffen werden, um den Nitratgehalt des gelieferten Trinkwassers zu begrenzen.

ad 5 und 6

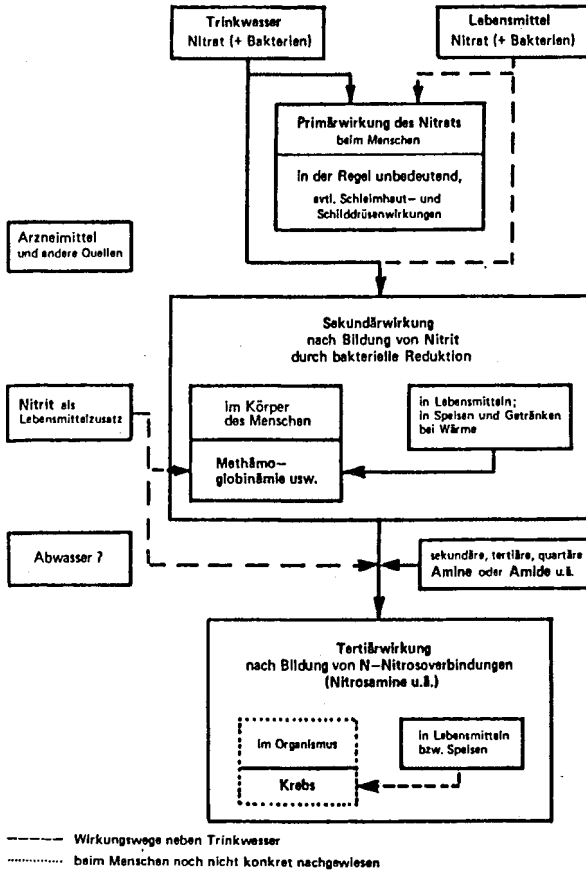
Abbildung 4.19 zeigt die Stoffwechselprozesse im Menschen, die gesundheitliche Gefährdungen durch Nitrataufnahme zur Folge haben (können). Daraus wird folgendes deutlich:

1. Die Primärwirkung von Nitrat ist meist unbedeutend, und akute Toxizität wird erst bei hohen Dosen von ca. 10 g beobachtet (Gräber/Kruse 1983).
2. Durch die bakterielle Reduktion, vor allem im Speichel, werden ca. 5 % des aufgenommenen Nitrats zu Nitrit umgewandelt²⁵, das in entsprechenden Dosen bei Säuglingen zur Methämoglobinämie (Blausucht) führt. Der Zusammenhang zwischen erhöhten Nitratgehalten im Trinkwasser und Methämoglobinämie wurde

Sonderkulturen (Wein, Feldgemüse, Tabak, Hopfen, Obst, Kleingartenanlagen, Gärtnereien)
 Getreideanbau (Sommer-/Wintergetreide)
 Hackfruchtanbau (Zucker- und Futterrüben, Kartoffeln)
 Maisanbau
 extensiv und intensiv genutztes Grünland
 Leguminosenanbau
 Fruchtfolgen und Zwischenfruchtanbau
 o Bodenverhältnisse (Bodenart, -typ, Humusgehalt)
 o Betriebe mit Viehhaltung
 Tierbestand und Gülleanfall
 Nutzfläche der Betriebe
 Größe der Gülleeinsatzfläche (Anbauverhältnisse mit schlagbezogenen Angaben zur Gülleverteilung)
 Lagerkapazitäten
 Verhältnisse bei Gärfutterproduktion (Silage)
 Entwässerungsanlagen (Hof- und Betriebsabwässer)
 o Grünlandumbruch (Ausdehnung, Zeitpunkt)
 o künstliche Bewässerungsmaßnahmen (Grundwasser, Oberflächenwässer, Abwasser)
 o Waldrodung und Aufforstung.

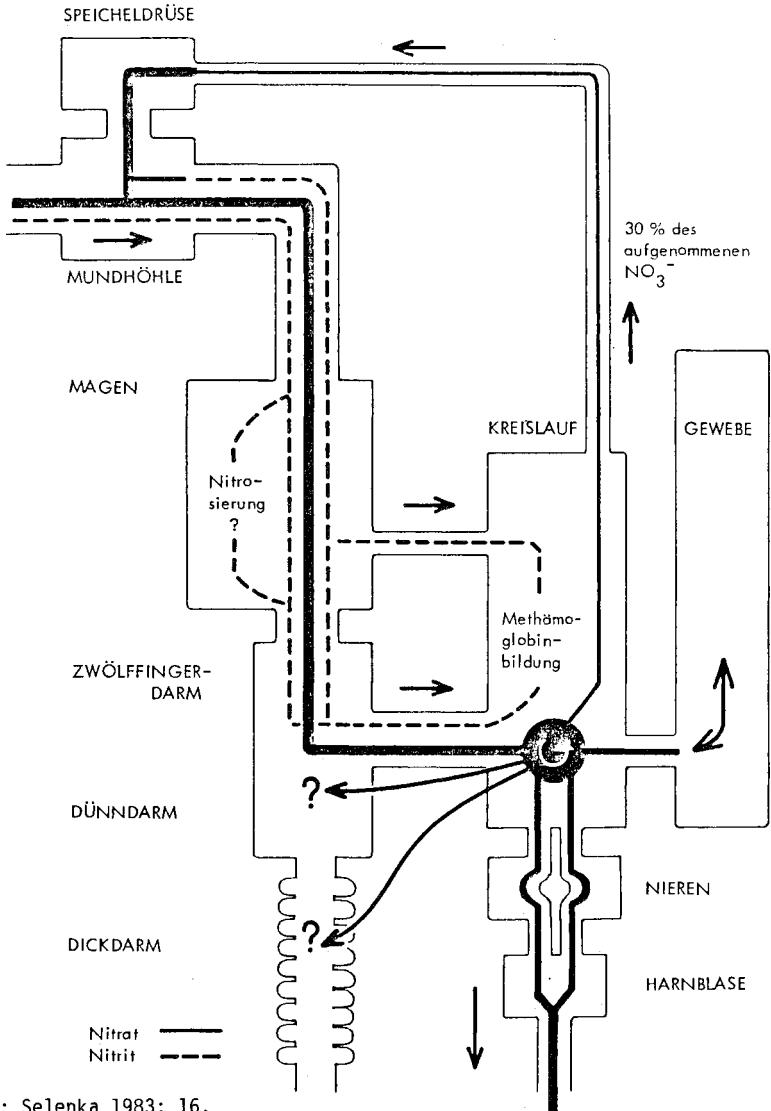
²⁵ Durch den Speicheldrüsenkreislauf von Nitrat (vgl. Abbildung 4.20) kann diese Umwandlungsrate unter entsprechenden Bedingungen aber auch höher liegen (Preussmann 1984).

Abbildung 4.19: Gesundheitliche Wirkung von Nitrat beim Menschen



Quelle: Petri 1987.

Abbildung 4.20: Resorption von Nitrat und Nitrit sowie Speicheldrüsenkreislauf und Ausscheidung von Nitrat beim Menschen



Quelle: Selenka 1983: 16.

erstmalig 1945 beschrieben (Comly 1945). Seitdem wurde in der Literatur weltweit von einigen 1.000 Fällen von Methämoglobinämie berichtet, davon rund 8 % mit Todesfolge (Shuval/Gruener 1972, Taylor 1975, WHO 1986), die sich überwiegend auf Trinkwasser aus Privatbrunnen mit Nitratgehalten von über 100 mg/l zurückführen lassen, welche zudem häufig hohe Bakteriengehalte aufwiesen.

3. Über subklinische Effekte von Methämoglobinämie, die als eher geringfügig eingeschätzt werden, ist hingegen wenig bekannt (NAS 1981, WHO 1986). Die Reduktionsrate von NO_3 zu NO_2 hängt von einigen Einflußfaktoren, insbesondere dem Bakteriengehalt der aufgenommenen Nahrung ab. Außerdem spielt für die Höhe der endogenen Nitritproduktion die Zubereitungsform des nitrathaltigen Lebensmittels eine wichtige Rolle: Rohkost ruft wesentlich länger andauernde erhöhte Nitratkonzentrationen des Speichels hervor als Flüssignahrung (Wasser, Säfte), womit die Wahrscheinlichkeit einer Umsetzung zu Nitrit größer ist (Selenka 1983).
4. Über N_2O_3 -Bildung können aus Nitrit zusammen mit sekundären Aminen N-Nitroverbindungen entstehen, die sich unter Protonendissoziationen zu Nitrosaminen stabilisieren. Nitrosamine haben sich in Tierexperimenten mit Säugetieren als unterschiedlich starke, jedoch zumeist hochpotente und bei geringeren Applikationsdosen organspezifische Karzinogene erwiesen. Epidemiologische Studien über Zusammenhänge von Nitratgehalt im Trinkwasser und Magenkrebsinzidenzen haben zwar Hinweise auf positive Korrelationen, jedoch keine schlüssigen Resultate geliefert (NAS 1981, WHO 1986). Die Bildung von Nitrosaminen im menschlichen Stoffwechsel hängt von bestimmten Bedingungen und Kofaktoren (Katalysatoren wie Inhibitoren, z.B. Ascorbinsäure) ab; sie ist aber inzwischen zweifelsfrei nachgewiesen (Ohshima/Bartsch 1981). Ob sie beim Menschen im Rahmen der entstehenden Konzentrationen - ihre biologische Halbwertszeit liegt bei ca. 4 Minuten - metabolisch aktiviert werden und Krebs auslösen können, ist weiterhin offen.²⁶

²⁶ Aufgrund der linearen Abhängigkeit der endogenen Nitritbildung von der Nitratzufuhr und der quadratischen Abhängigkeit der Nitrosaminbildung von der Nitritkonzentration führt kurzfristig hohe NO_3/NO_2 -Aufnahme zu überproportionaler (quadratischer) Nitrosaminbildung, was die Krebsrisiken durch Nitratzufuhr im Blattgemüse als bedeutsamer als diejenigen durch Trinkwasser mit begrenztem Nitratgehalt erscheinen läßt.

Zur Abschätzung der gesundheitlichen Relevanz der Trinkwasser-Nitratbelastung ist diese zu anderen Nitrat-, Nitrit- und Nitrosaminquellen in Relation zu setzen. Höhe und prozentuale Verteilung auf die verschiedenen Lebensmittel von täglich aufgenommenem Nitrat schwanken beträchtlich.²⁷ Legt man eine mittlere Aufnahme von Nitrat in festen Lebensmitteln von 75 mg/Tag und einen Durchschnittsverbrauch von 2 Litern Wasser (Trinkwasser, Kaffee, Tee, Milch, Säfte etc.) zugrunde, so macht Tabelle 4.4 deutlich, daß zum einen Trinkwasser und Gemüse den größten Anteil der Nitratbelastung ausmachen und daß zum anderen höhere Nitratgehalte im Trinkwasser rasch dazu führen, daß es zu über 50 % zur Gesamtbelastung beiträgt.²⁸ Auch unter Berücksichtigung der oben bezeichneten Einflußfaktoren auf die endogene Nitritbildung stellt nitratbelastetes Trinkwasser in bezug auf die Aufnahme von *Nitraten* durch den Menschen eine wesentliche Quelle dar.²⁹

Tabelle 4.4: Der Einfluß des Trinkwasser-Nitratgehalts (in %) auf die gesamte Nitrataufnahme des Menschen

mg NO ₃ /l	Trinkwasser (%)	Gemüse (%)	Fleisch (%)	akkumulierter Anteil (%)
12,5	25	56	14	95
25	40	45	11	96
50	57	32	8	97
75	67	25	6	98

Quelle: Conrad 1983: 40.

- ²⁷ Vegetarier nehmen im allgemeinen absolut und relativ mehr Nitrat über Gemüse auf. Dieses Beispiel macht zugleich erneut die Notwendigkeit von trade-offs deutlich: Kompensiert etwa die erhöhte Nitratbelastung eines (nicht spezifische, nitratarme Gemüseprodukte auswählenden) Vegetarier die gesundheitlichen Vorteile dieser Ernährungsweise?
- ²⁸ Die WHO empfiehlt eine Gesamtaufnahme von Nitrat von täglich maximal 220 g (WHO 1978).
- ²⁹ Endogene Nitratbildung wird ebenfalls diskutiert, ohne daß ihr Beitrag jedoch abgeschätzt werden kann. Der Einfluß anderer exogener Nitratquellen (z.B. Tabak) wird als wenig relevant eingeschätzt (NAS 1981).

Als zusätzliche *Nitrit*quellen zur endogenen Nitritbelastung sind im wesentlichen Fleischwaren³⁰ (ca. 50 %), Backwaren und Getreideprodukte (ca. 30 %) und Vegetabilien (ca. 17 %) zu nennen, wobei Gesamtumfang (2 bis 3 mg) und relativer Anteil stark variieren (Selenka/Brand-Grimm 1976, Weigart et al. 1986). Zusätzlich kann es zur Nitritbildung durch Mehrfachzubereitung und Wiederaufwärmen von Nahrung kommen.

Unter der Annahme von 50 % nitratrelevanten Anteil des Trinkwassers an der Nitratbelastung und einer NO_3 -Transformationsrate von 5 % trägt nitratbelastetes Trinkwasser zu 35 bis 40 % zur gesamten Nitritbelastung des Menschen bei. Dies erklärt, warum Methämoglobinämie hauptsächlich im Zusammenhang mit belastetem Trinkwasser beobachtet wurde.

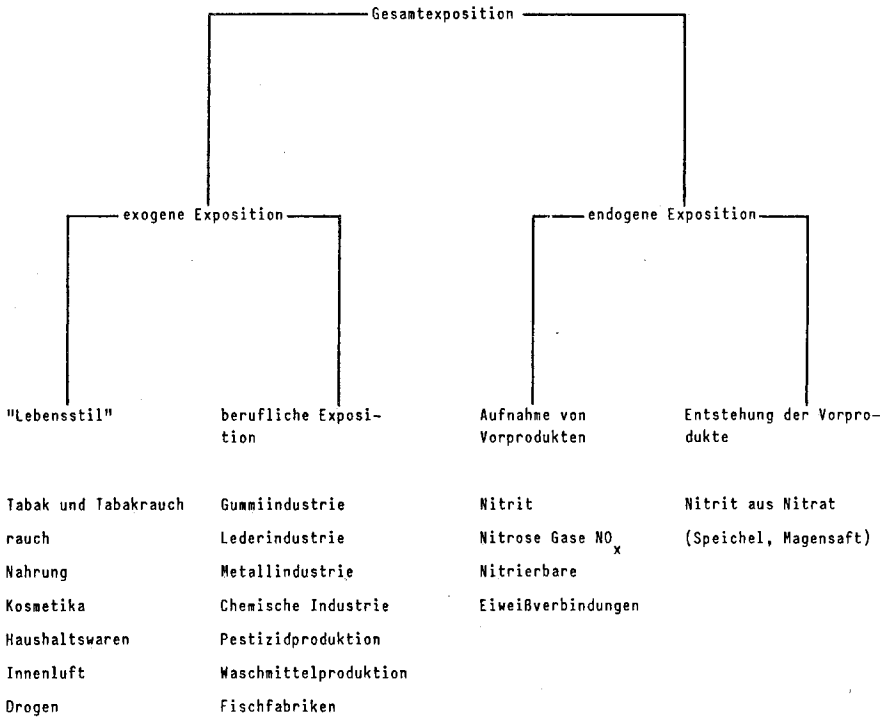
N-Nitrosoverbindungen ist der Mensch auf vielerlei Weise ausgesetzt (vgl. Abbildung 4.21). Nachdem durch veränderte Produktionsverfahren auf der Grundlage entsprechender Vereinbarungen bzw. einer Nitrosamin-Bedarfsgegenstände-Verordnung der hohe Gehalt an Nitrosaminen im Bier und in Bedarfsgegenständen aus Gummi (z.B. Sauger) sich seit 1981 deutlich verringert hat, sind die Hauptquellen für die Aufnahme von N-Nitrosoverbindungen Rauchen (ca. 17 $\mu\text{g}/\text{Tag}$ bei 20 Zigaretten/Tag), Lebensmittel (ca. 0,5 $\mu\text{g}/\text{Tag}$), Kosmetika (ca. 0,4 $\mu\text{g}/\text{Tag}$) und möglicherweise endogene Nitrosierung.³¹ Sehr hohe Expositionen finden sich darüber hinaus an Arbeitsplätzen der Leder- und Gummiindustrie (bis zu 6.000 $\mu\text{g}/\text{Tag}$) (NAS 1981, Preussmann 1983).

Aus diesen Zahlen wird deutlich, daß der endogenen Nitrosierung möglicherweise eine wichtige Rolle zukommt und sie zumindest für einen Nichtraucher ausschlaggebend für eine eventuelle Krebsgefahr durch Nitrosamine sein könnte. Dann wäre ein erhöhtes Krebsrisiko durch hohe Nitratgehalte des Trinkwassers zu unterstellen. Von daher läßt sich beim derzeitigen unzureichenden Wissensstand die Begrenzung des Nitratgehalts auf maximal 50 mg/l aus Vorsorgegründen rechtfertigen.

³⁰ Auf die Pökellung von Fleischwaren kann zur Verhinderung von Lebensmittelvergiftungen durch Botulinus-Toxin bislang nicht verzichtet werden. Mit der Nitritverordnung von 1980 wurde der Anteil von Natriumnitrit am Pökelsalz auf 0,4 - 0,5 % begrenzt.

³¹ Über das Ausmaß endogener Nitrosierung sind bis heute (1989) keine gesicherten Aussagen möglich (Interview Preussmann).

Abbildung 4.21: N-Nitroso-Verbindungen in der Umwelt und Exposition des Menschen



Quelle: Preussmann 1984.

Bezogen auf die gesundheitlichen Risiken qua Ernährung *insgesamt* ist die Trinkwasser-Nitratbelastung allerdings *relativ* unbedeutend. Die Rangfolge diesbezüglicher Risiken lautet grob (Diehl 1982): Ernährungsverhalten, pathogene Mikroorganismen (z.B. Salmonellen), natürliche toxische Substanzen, Belastungen durch Umweltverschmutzung³² (z.B. Schwermetalle) und schließlich Belastungen durch Nahrungsmittelzusätze. Hieraus läßt sich jedoch nicht die Überflüssigkeit bestimmter spezifische Substanzen betreffender Maßnahmen der Risikoverminderung ableiten, sondern allenfalls *ceteris paribus* eine angemessene Verteilung knapper Ressourcen auf verschiedene Maßnahmenbündel:

Versucht man nun abschließend eine Einschätzung der relevanten ökologischen und gesundheitlichen Folgen des *Nitrateintrags* in der Landwirtschaft, so sind zu nennen

- o Methämoglobinämie und möglicherweise Krebs durch hohe Nitratgehalte in Blattgemüse und Trinkwasser;
- o regional der völlige Verbrauch organischer Substanzen im gesättigten Grundwasserleiter mit Folgen für die Denitrifikation und die Auswaschung anderer Substanzen;
- o regional die Anreicherung von Reaktionsprodukten der Denitrifikation im Grundwasser, die ihrerseits für das Trinkwasser bedenklich sind, z.B. Sulfat;
- o regional die ökologisch unerwünschte Eutrophierung von Gewässern und überregional die Eutrophierung von Küstengewässern (Nordsee);
- o möglicherweise negativ bewertete Veränderungen in Ökosystemen im Zusammenspiel mit anderen Faktoren, unter Umständen verstärkt durch synergistische Effekte (z.B. verstärkter Pestizideinsatz infolge hoher N-Düngung).

Aufgrund der vielfältigen Prozesse und Einflußfaktoren, die zwischen Nitrat-
austausch und ökologischen bzw. gesundheitlichen Folgewirkungen eine Rolle spie-

³² Dabei stellt Nitrat wiederum nur ein eher sekundäres Element dieser Klasse dar, wenn man die beobachteten Konzentrationen in Rechnung stellt.

len, ist deren kausale Zuschreibung im konkreten Einzelfall oft nur schwer möglich, besonders im Fall des (notwendigen) Zusammenwirkens unterschiedlicher (nicht nur landwirtschaftlicher) Wirkgrößen. Dennoch kann bei dem derzeitigen Erkenntnisstand davon ausgegangen werden, daß die Landwirtschaft eine zentrale ursächliche Rolle in bezug auf die Nitratproblematik spielt und daß die aufgezählten möglichen Folgen unter Umwelt- und Gesundheitsgesichtspunkten gravierend genug sind, um der Reduzierung von Nitratbelastungen gebührende Aufmerksamkeit zu widmen. Der Trinkwasserpfad umfaßt dabei wesentliche Bereiche dieser Belastungen, so daß seine exemplarische Auswahl sachlich durchaus zu rechtfertigen ist.

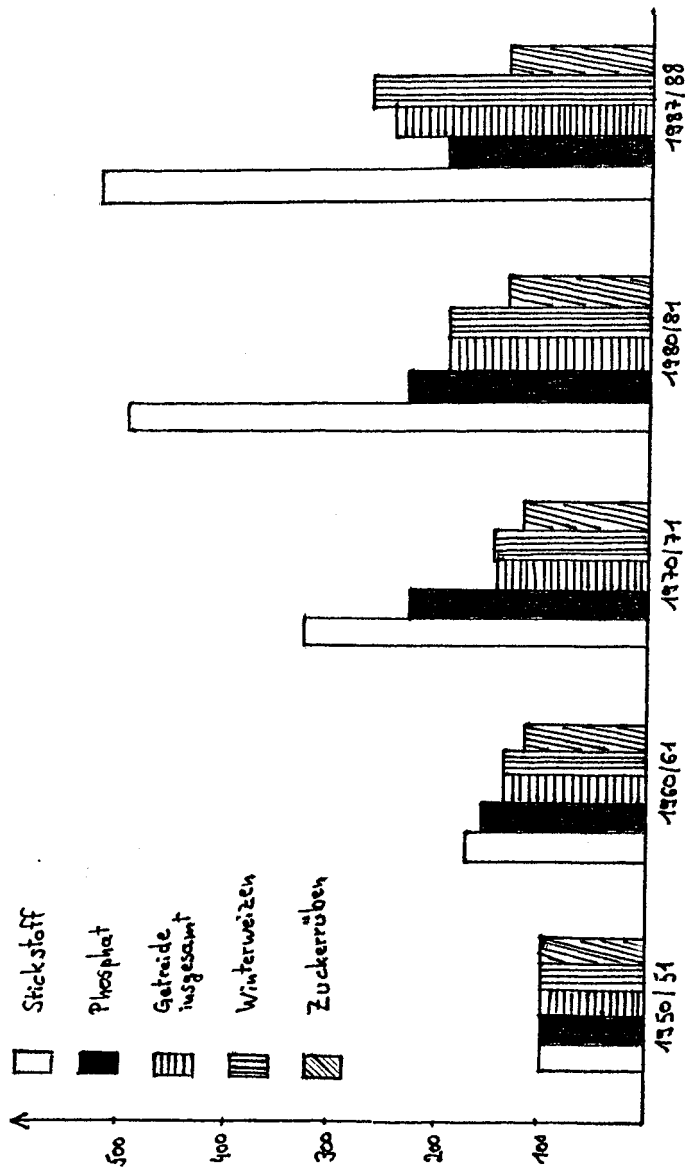
Wie sieht nun die Situation der Landwirtschaft in der BRD im Hinblick auf die Nitratproblematik aus, und was kann auf dieser Seite getan werden, um sie (teilweise) zu lösen?

4.2 Landwirtschaft und Stickstoffdüngung

Der Einfluß der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf den Nitrataustrag ins Grundwasser wurde im vorangehenden Abschnitt angedeutet. Eine nähere Darstellung der vielfältigen Wirkgrößen und möglichen landbaulichen Maßnahmen zu seiner Minderung würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen (vgl. AID 1983, 1984a, 1986, Buchner/Sturm 1985, Kohlmeier 1985, Maidl 1984, Renger 1988, Rohmann/Sontheimer 1985, SRU 1985, VDLUFA 1985, 1988, Welte/Szabolcs 1988, 1989, UBA 1988a, Welte/Timmermann 1985). Vielmehr geht es an dieser Stelle um ein angemessenes Verständnis der räumlichen, zeitlichen, sozialen und wirtschaftlichen Grobstruktur des Zusammenhangs von Landwirtschaft, Stickstoffdüngung und Nitratverlagerung in der BRD, um von daher das Muster und die Brisanz der Nitratbelastung des Grundwassers herauszuarbeiten.

Generell hat der Verbrauch an Düngemitteln, insbesondere von Stickstoffdünger seit den 50er Jahren enorm zugenommen (BMELF 1980 ff., Buchner/Sturm 1985, SRU 1985, Schumacher et al. 1985). Seit ca. 1980 weist er jedoch Stagnationstendenzen für die Landwirtschaft auf (vgl. Abbildung 4.22 sowie Tabellen 4.5 und 4.6). Der Verbrauchszuwachs an Handelsdünger übertraf denjenigen an Wirtschaftsdünger bei weitem.

Abbildung 4.22: Entwicklung des Mineraldüngerverbrauchs und einiger ausgewählter Feldfrüchte (1950/51 = 100)



Quelle: von Schilling 1984, BMELF 1989, eigene Berechnungen.

Allerdings ist diese Relation betriebsspezifisch sehr verschieden infolge der Spezialisierung der meisten Betriebe auf Tier- oder Pflanzenproduktion. Die Erträge stiegen ebenfalls beträchtlich, wenn auch nicht im gleichen Ausmaß.³³ Im Gefolge des Anstiegs der Energiepreise wurde auch mineralischer Stickstoffdünger wesentlich teurer. Aufgrund des verschärften Wettbewerbs auf dem Düngemittelmarkt durch Billigimporte vor allem aus Ostblockstaaten und arabischen Golfstaaten einerseits (ca. 50 % Marktanteil mit steigender Tendenz) und einer aggressiven Expansionspolitik des inzwischen größten europäischen Stickstoffherstellers Norsk Hydro andererseits, sind die Preise in den letzten Jahren wieder deutlich gesunken.³⁴ Der Konzentrationsprozeß in der Stickstoffindustrie hält an. Langfristig dürfte als einziger bundesdeutscher Produzent nur BASF übrigbleiben, die ihre Produktion aber auch auf wenige europäische Standorte konzentriert. (1 Tonne Stickstoff kostete 1960 1.159 DM, 1970 1.047 DM, 1975 1.385 DM, 1981 1.894 DM, 1985 1.643 DM und 1987 1.050 DM). Der Anteil der Düngungskosten an den gesamten Vorleistungen für die Landwirtschaft liegt um die 13 %, wobei er jedoch je nach Betriebsstruktur und Anbauprodukten enorm schwankt.³⁵

Im Durchschnitt sind die N-Düngungsmengen pro Hektar im Norden der Bundesrepublik höher als im Süden, wo die letzten Ertragspotentiale teils noch weniger ausgereizt sind. (Die Produktionsfunktion für Stickstoffdüngung läßt sich u.a. durch geeignete Maßnahmen (z.B. Einsatz von Wachstumsreglern und Pestiziden) zu höheren Erträgen und Stickstoffgaben hin verschieben.) Offizial- und Industrieberatung zum Düngemiteleinsatz haben in der Vergangenheit bei Sonderkulturen meist deutlich höhere Düngungsempfehlungen gegeben als in jüngster Zeit, seitdem ökologische Gesichtspunkte auch offiziell hoffähig geworden sind. Dies hat besonders für die Offizialberatung zu vermehrten Akzeptanzproblemen bei vielen Landwirten geführt.

³³ Dabei sind nur etwa 50 % der Ertragssteigerungen der intensivierten Düngung zuzuschreiben. Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln, Anbau ertragreicherer Sorten, Saatgutqualität, verbesserte Erntetechniken und Maßnahmen zur Bodenverbesserung sind für die anderen 50 % verantwortlich.

³⁴ Im Rahmen eines 1986 bis 1988 laufenden Antidumpingverfahrens ist es der westeuropäischen Düngemittelindustrie gelungen, den EG-Markt durch Zölle auf und Mengenbegrenzung von Importdünger abzusichern.

³⁵ Im Extremfall stehen im Spargelanbau Verkaufserlösen von 35.000 DM/ha Kosten für Stickstoffdüngung von 300 DM/ha gegenüber.

Tabelle 4.5: Verbrauch von Mineraldüngern in der BRD von 1938 - 1988

	Nährstoffzufuhr durch Stallbildung*				Erträge			
	Stickstoff (kg je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche)	Phosphat	Kali	Kalk	Winterroggen	Winterweizen	Spätkartoffeln (dt/ha)	Zuckerrüben
1938/39					20,1	24,6	187,9	327,2
1950/51					23,2	27,3	219,4	324,1
1955/56					25,1	30,5	227,7	341,5
1960/61					25,9	31,9	227,0	394,4
1965/66					27,8	33,4	247,0	399,8
1970/71	60,9	30,5	85,3	60,9	33,7	42,0	285,2	452,1
1975/76	63,8	31,9	89,4	63,8	35,3	46,3	292,1	459,0
1980/81**	64,6	32,3	90,5	53,5	35,7	41,4	314,4	548,4
1981/82	66,1	33,0	92,5	66,1	40,3	56,2	299,9	544,4
1982/83	68,3	34,1	95,6	58,3	36,0	55,1	255,8	414,7
1983/84	63,7	31,9	89,2	63,7	43,9	63,1	337,9	494,7
1984/85	72,2	46,0	101,0	72,2	42,8	61,3	367,1	516,3
1985/86	71,2	35,6	99,7	71,2	42,7	64,0	360,7	518,8
1986/87	70,3	35,2	98,5	70,3	38,8	60,0	337,1	507,1
1987/88					41,7	69,0	381,4	490,8

* Ohne Nährstoffzufuhr aus Jauche, Gründüngung und Stoppelrückständen

** Infolge Änderung der Bodennutzungshaupterhebung und Ertragsschätzung für die Früchte, bei denen amtliche Ernteschätzungen nicht vorgenommen werden, ab 1979/80 mit den Vorjahren nur bedingt vergleichbar.

Quelle: siehe S. 111.

Tabelle 4.6: Düngemittelverbrauch und Ertragsentwicklung in der BRD von 1938 - 1988

	Stickstoff je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche)				Stickstoff			
	Stickstoff	Phosphat	Kali	Kalk	Stickstoff	Phosphat (in 1000 t)	Kali	Kalk
1938/39*	23,6	28,3	43,4	56,4	345	413	633	823
1950/51**	25,6	29,6	46,7	47,5	362	418	659	642
1955/56	33,1	33,7	59,4					
1960/61	43,4	46,4	70,6	37,4	618,3	662,0	1.005,9	535
1965/66	63,0	60,1	85,8		873,7	833,2	1.119,3	
1970/71	83,3	56,2	87,2	49,5	1.130,8	913,1	1.184,6	672,1
1975/76	92,3	58,6	82,6	81,2	1.128,1	779,7	1.099,0	1.079,6
1980/81	123,6	68,4	93,4	92,9	1.550,8	837,5	1.144,1	1.138,1
1981/82	108,5	61,7	86,5	101,9	1.323,0	752,7	1.054,9	1.243,2
1982/83	120,7	61,0	85,8	109,9	1.464,5	739,8	1.041,8	1.333,3
1983/84	114,1	61,7	83,9	124,7	1.377,9	744,7	1.013,9	1.505,7
1984/85	120,5	60,8	82,0	100,2	1.451,7	732,3	988,1	1.286,9
1985/86	126,1	61,3	88,5	112,9	1.515,7	736,8	932,0	1.451,8
1986/87	131,5	56,9	77,6	123,1	1.578,3	683,4	931,7	1.593,8
1987/88	133,9	56,8	72,3	105,3	1.601	679	865	1.373

* Gebiet der BRD ohne Saarland und Berlin (West)
ohne Saarland

** bis 1983/84 mit Kalk für die Forstwirtschaft

Quelle: siehe S. 111.

Quellen zu Tabellen 4.5 und 4.6:

BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (Hg.) (1983), Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 1983, Münster-Hiltrup, sowie folgende Jahrgänge

BMELF (Hg.) (1989), Agrarbericht 1989 (Bundestagsdrucksache 11/3968 f.), Bonn.

DAV (Deutscher Ammoniak-Vertrieb) (Hg.) (1951), Faustzahlen für die Landwirtschaft, 3. Auflage, Bochum.

Klein, B. (1977), Der Wettbewerb in der Düngemittelindustrie der Bundesrepublik Deutschland (Veröffentlichungen des Forschungsinstituts für Wirtschaftspolitik an der Universität Mainz, Band 36), Berlin.

Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1970), Faustzahlen für die Landwirtschaft, 6. Auflage, Münster-Hiltrup.

Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1974), Faustzahlen für die Landwirtschaft, 7. Auflage, Münster-Hiltrup.

Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1983), Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 10. überarbeitete Auflage, Münster-Hiltrup.

Der Einfluß der Officialberatung auf die Düngungspraxis ist gerade in bezug auf ökologisch begründete Empfehlungen vielfach gering.³⁶ Besonders Nebenerwerbslandwirte lassen sich in ihrem Düngeverhalten selbst dann kaum seitens der Beratung beeinflussen, wenn sie davon auch wirtschaftlich profitierten. Jüngere Diplom-Landwirte scheinen für ökonomisch begründete und nachvollziehbare Argumente der Beratung im Durchschnitt aufgeschlossener.

Durch verzerrte Preisrelationen, überhöhte Preise und Abnahmegarantien trug und trägt die Agrarmarkt- und Agrarpreispolitik u.a. mit dazu bei, daß Ertragsspitzen, die hohe Düngergaben erfordern, ökonomisch rentabel sind, daß die Produktpalette eine Einengung erfuhr, und daß die regionale Konzentration und Spezialisierung besonders in der Tierproduktion durch überhöhte Preise für

³⁶ Dies wird von den entsprechenden Beratern häufig eingestanden. Vetter, als Proponent einer sachgerechten und wertvollen Gülledüngung, erklärte neuerlich, daß alle jahrelangen Empfehlungen zum und Bemühungen um den Bau von Güllespeicherbehältern in Niedersachsen vergeblich gewesen seien und erst der Gülleerlaß samt flankierendem Förderprogramm dies bewirkt hätte (am 12.5.1987).

inländisches Futtergetreide gefördert wurde (von Meyer 1983), was zur Verschärfung des Gülleproblems führte. Auch die Qualitätskriterien für die Einordnung agrarischer Produkte in Handelsklassen fördern in der Tendenz höhere N-Düngergaben. Schließlich würde eine Internalisierung von Umweltfolgekosten in die landwirtschaftliche Produktion (z.B. der Kosten für Denitrifizierungsanlagen in Wasserwerken) zu einer Senkung der Düngungsintensität beitragen.

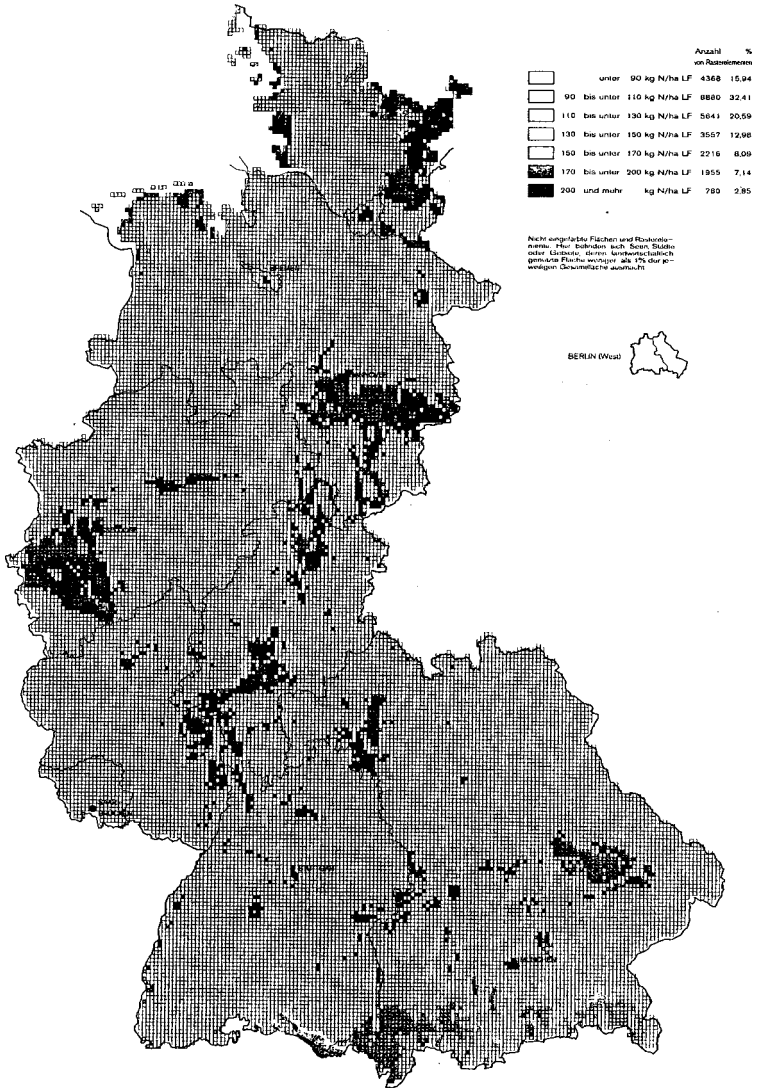
Entsprechend den hydrogeologischen Bedingungen läßt sich ein deutlicherer Anstieg der Nitratkonzentration in Trinkwassergewinnungsanlagen mit einer gewissen Zeitverzögerung zum Anwachsen der Stickstoffdüngung vor allem seit der zweiten Hälfte der 70er Jahre beobachten (Rohmann/Sontheimer 1985, SRU 1985). Düngungsbeschränkungen in den Zonen II und III von Wasserschutzgebieten spielten in der Vergangenheit praktisch keine Rolle.³⁷

Treffen nun hohe Düngungsintensität wie in Sonderkulturen einerseits und bei intensiver Tierhaltung mit Gülleüberschüssen andererseits, landwirtschaftlich begründete, aber ökologisch ungünstige Ausbringungszeitpunkte (Herbstdüngung, späte Bodenbedeckung beim Maisanbau) und flachgründige oder durchlässige oder keinen wesentlichen Nitratabbau zulassende Böden zusammen, dann lassen sich diejenigen Gebiete in der Bundesrepublik bestimmen, in denen hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erwarten sind (vgl. Abbildungen 4.23 bis 4.29). Es sind dies überwiegend Gebiete mit einem hohen Anteil von Sonderkulturen, im wesentlichen die Weinbauregionen mit vielfach durchlässigen Böden, Gemüseanbaugebiete in der Umgebung von Großstädten, insbesondere in der Köln-Aachener Bucht, einige Gebiete mit intensiver Viehhaltung auf durchlässigen Böden mit geringem Nitratabbau³⁸ sowie Orte mit Bodenverhältnissen, bei denen Nitrat mehr oder minder vollständig ausgewaschen wird unabhängig von der Art der landwirtschaftlichen Nutzung (vgl. Bach 1987). Damit stellt die Nitratbelastung des Grundwassers ein teils lokales, teils regionales Problem dar, mit einer Tendenz zu auch überregionaler Bedeutung.

³⁷ In den maßgeblichen DVGW-Richtlinien W 101, W 102 und W 103 sind Düngungsbeschränkungen, abgesehen von unsachgemäßer Mineraldüngung und organischer Überdüngung, nicht vorgesehen. Härtere Auflagen finden sich erst in behördlichen Bescheiden jüngerer Datums (z.B. vom RP Düsseldorf 1986). Zu den vorgesehenen schärferen Restriktionen in der Richtlinie W 104 siehe Kapitel 6.4.4.

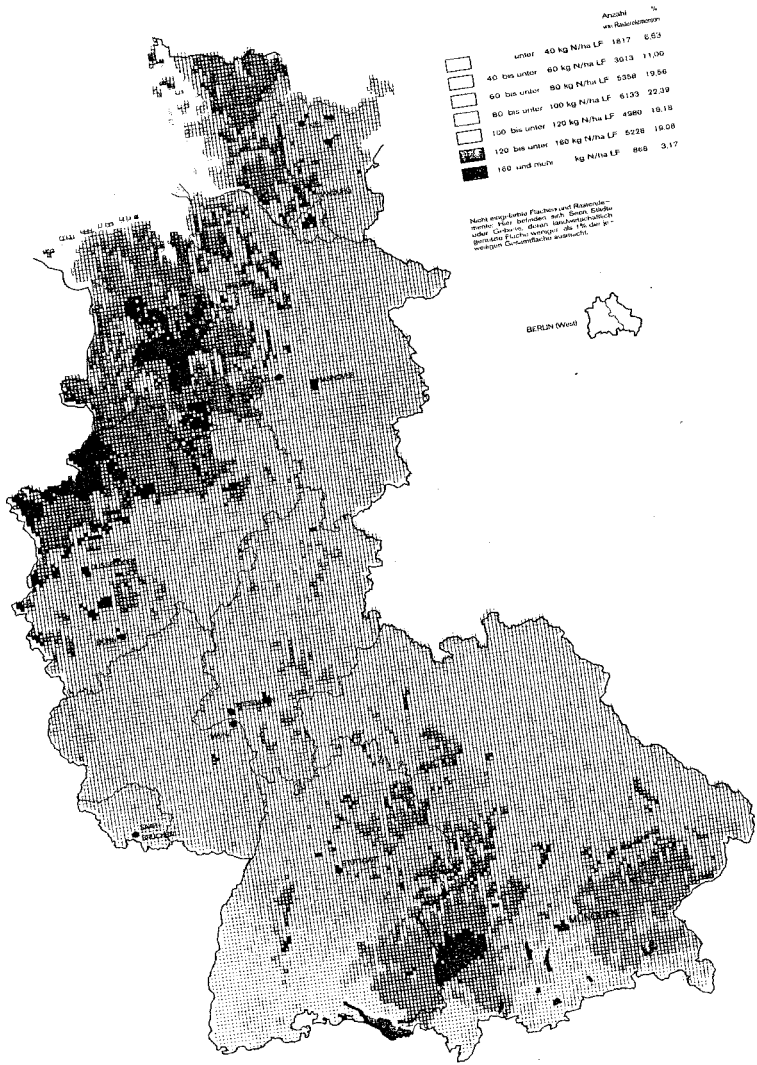
³⁸ Bei einem Untergrund mit hoher Denitrifikationskapazität wie z.B. im Raum Vechta treten hohe Nitratwerte zumeist nur in flachen Privatbrunnen auf.

Abbildung 4.23: Jährliche N-Zufuhr mit Mineraldüngern (im Durchschnitt der Jahre 1979 - 1983)



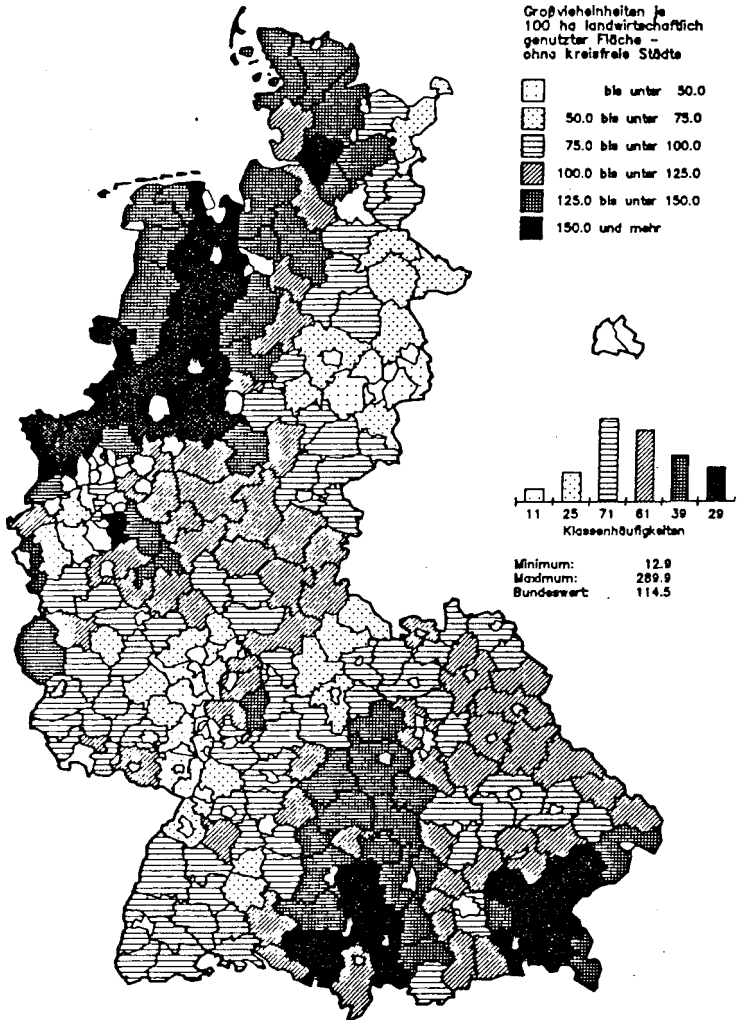
Quelle: UBA 1989.

Abbildung 4.24: Jährlicher N-Anfall in den tierischen Exkrementen (berechnet aus der Viehzählung im Durchschnitt der Jahre 1979 - 1983)



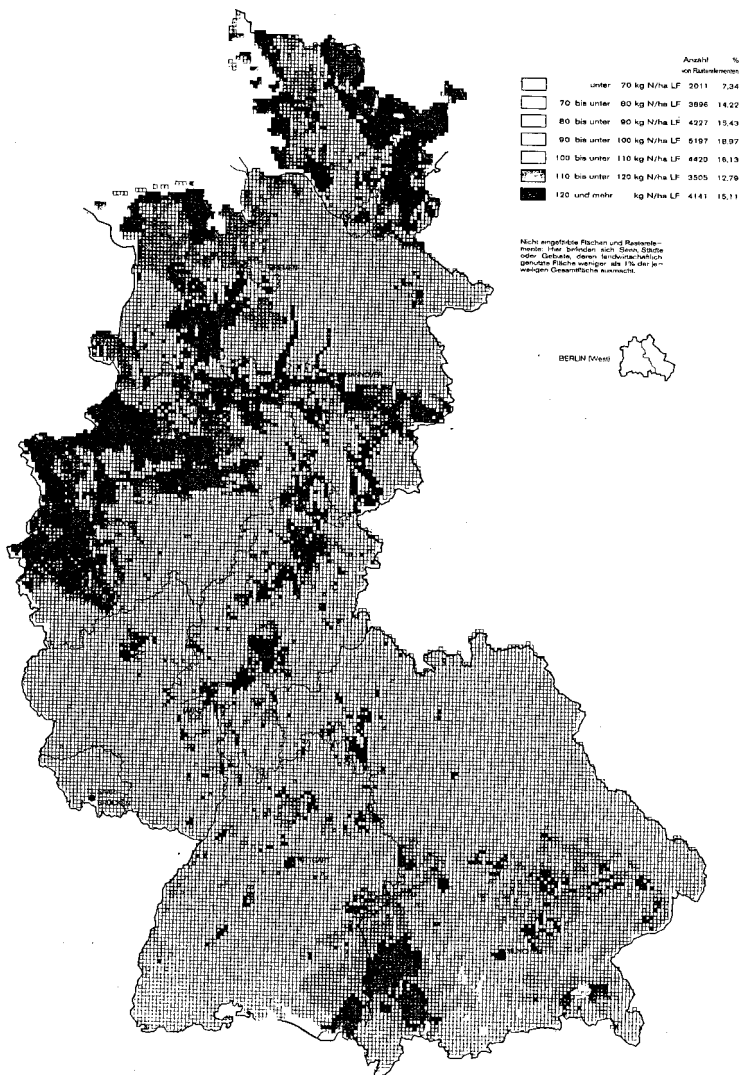
Quelle: UBA 1989.

Abbildung 4.25: Großviehbesatz 1982



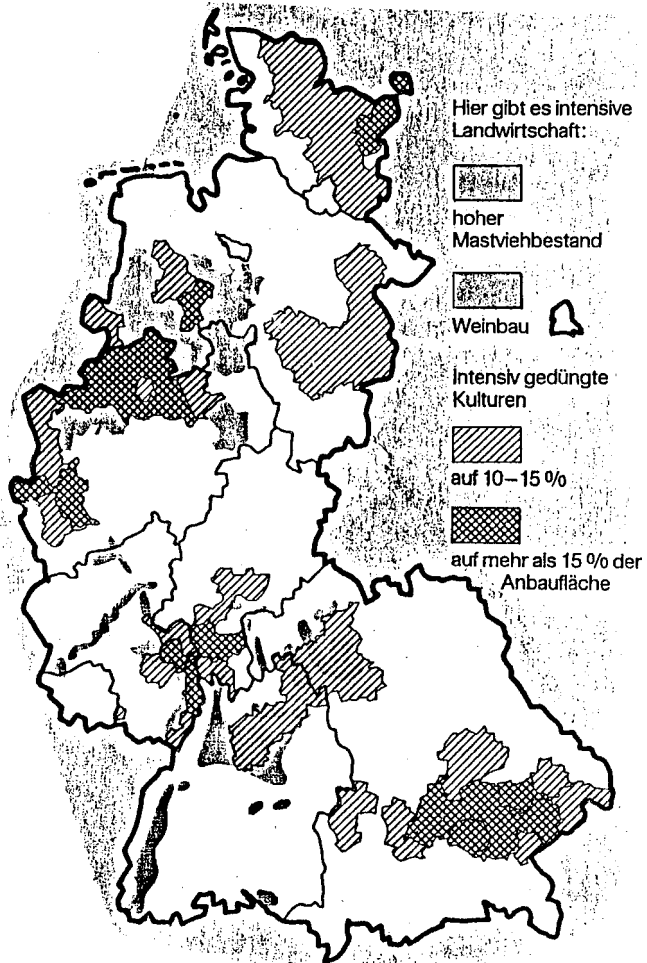
Quelle: von Schilling 1984.

Abbildung 4.26: Jährlicher N-Überschuß, berechnet aus der N-Bilanz (im Durchschnitt der Jahre 1979 - 1983)



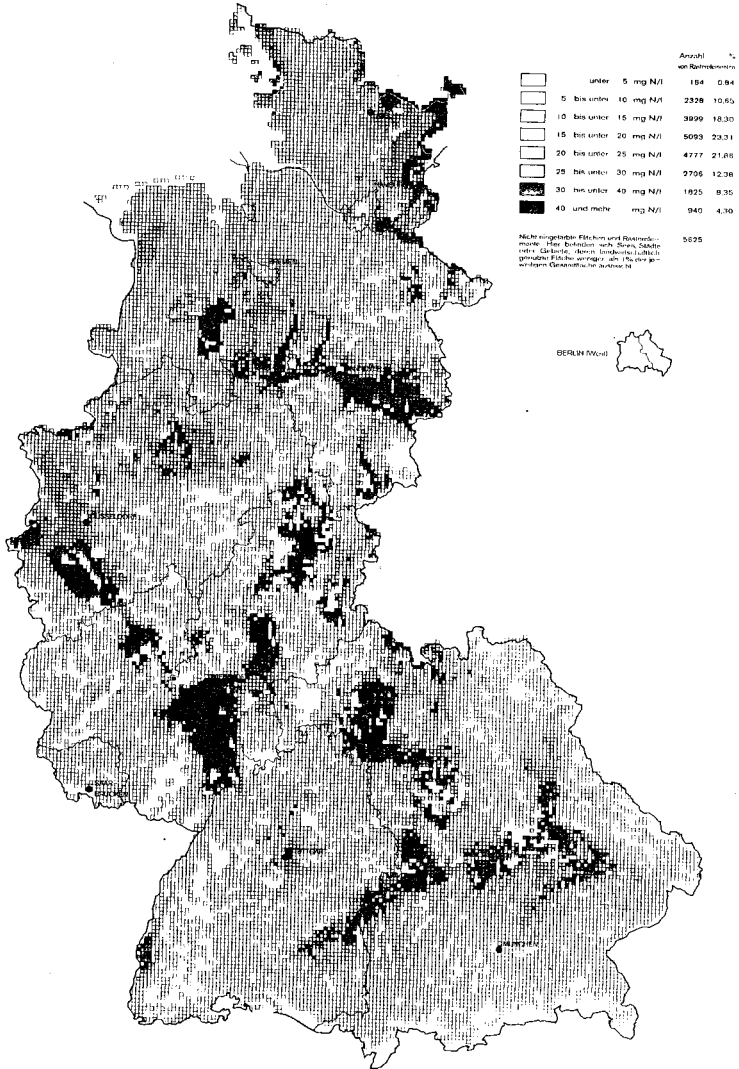
Quelle: UBA 1989.

Abbildung 4.27: Landwirtschaftliche Intensivgebiete in der Bundesrepublik Deutschland



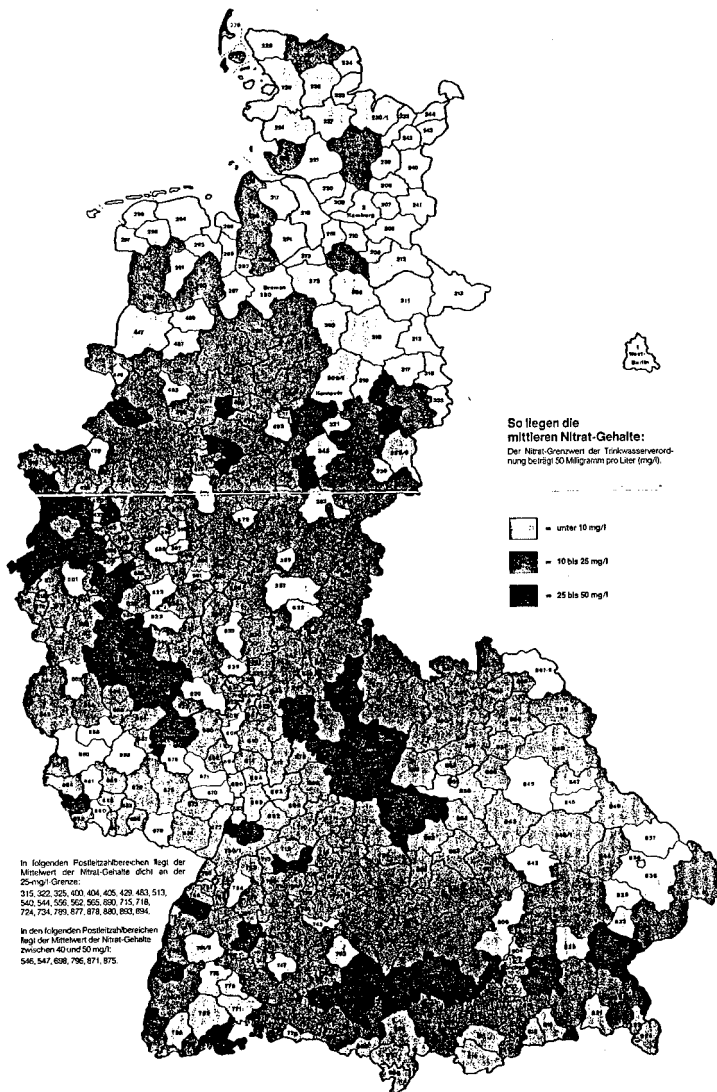
Quelle: Stiftung Warentest 1988.

Abbildung 4.28: Potentielle Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Annahme eines Denitrifikationsverlustes in Höhe von 50 % des N-Überschusses



Quelle: UBA 1989.

Abbildung 4.29: Verteilung der regionalen Nitratgehalte im Trinkwasser



Quelle: Stiftung Warentest 1988.

Für die Darstellung der Möglichkeiten der Agrarumweltpolitik, durch Beeinflussung der Landwirtschaft die Nitratauswaschung zu verringern, ist es zweckmäßig, analytisch zu unterscheiden zwischen (vgl. Finck/Haase 1987):

1. moral suasion durch entsprechende Förderung von Beratung, Ausbildung und Informationsbeschaffung mit dem Ziel der freiwilligen, da ökonomisch vorteilhaften Übernahme umweltschonender Produktionsverfahren und Anbausysteme, also insbesondere die Beseitigung unwirtschaftlicher Überdüngung und die Steigerung der Düngungseffizienz.³⁹ Obwohl hier die Interessen von Landwirtschaft und Grundwasserschutz parallel laufen, so daß theoretisch diesbezügliche Anpassungsprozesse bereits weitgehend stattgefunden haben sollten, ist das Potential in der Praxis noch bei weitem nicht ausgeschöpft. Allein die Durchführung erforderlicher Maßnahmen auf dieser Ebene würde das Nitratproblem in der überwiegenden Zahl der Fälle lösen.⁴⁰
2. Änderung der agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Entsprechend der oben geschilderten Rolle der Agrarpolitik könnten durch den Abbau von Garantiemengen und Preisstützungen Anreize zur Verminderung von Umweltbelastungen geschaffen werden, die auf politikbedingter Intensivierung und Spezialisierung beruhen.
3. Einsatz marktförmiger (Steuern) oder rechtlicher (Auflagen) umweltpolitischer Instrumente, um Beschränkungen der Landwirtschaft über das für sie unter gegebenen Randbedingungen ökonomisch sinnvolle Maß hinaus zum Zwecke des Grundwasserschutzes zu erreichen. Bei der Selektion dieser Instrumente ist auf deren ökologische Wirksamkeit, ökonomische Effizienz, administrati-

³⁹ Dabei sind die betrieblichen Gesamtkosten solcher Maßnahmen zu berücksichtigen, z.B. erhöhte Arbeitskosten durch zeitliche Verteilung der N-Düngung oder Opportunitätskosten der Informationsbeschaffung. Eine unter wissenschaftlich kontrollierten Bedingungen funktionierende Düngungsoptimierung gewährleistet noch nicht ihre praktische Verwendbarkeit.

⁴⁰ Untersuchungen von Rohmann et al. (private Mitteilung 1987) ergaben, daß unter vergleichbaren örtlichen Bedingungen bei gleichen Anbauprodukten allein aufgrund unterschiedlicher Bewirtschaftungs-, speziell Düngungspraxis der N_{min} -Gehalt auf benachbarten Schlägen bis zu einem Faktor 4 differiert. Analog gelang es einem Gemüsebaubetrieb in einem Wasserschutzgebiet bei Kassel durch entsprechende wissenschaftlich begleitete Umstellungsmaßnahmen ohne Einkommenseinbußen den N_{min} -Gehalt um 80 % von 1983 auf 1984/85 auf unproblematische Werte von 50 bis 60 kg/ha zu senken (Scharpf et al. 1986).

ve Praktikabilität, politische Durchsetzbarkeit, Verteilungsgerechtigkeit und gesellschaftlich-kulturelle Systemkonformität zu achten, wobei sich selten alle Kriterien simultan befriedigende umweltpolitische Instrumente ausmachen lassen.

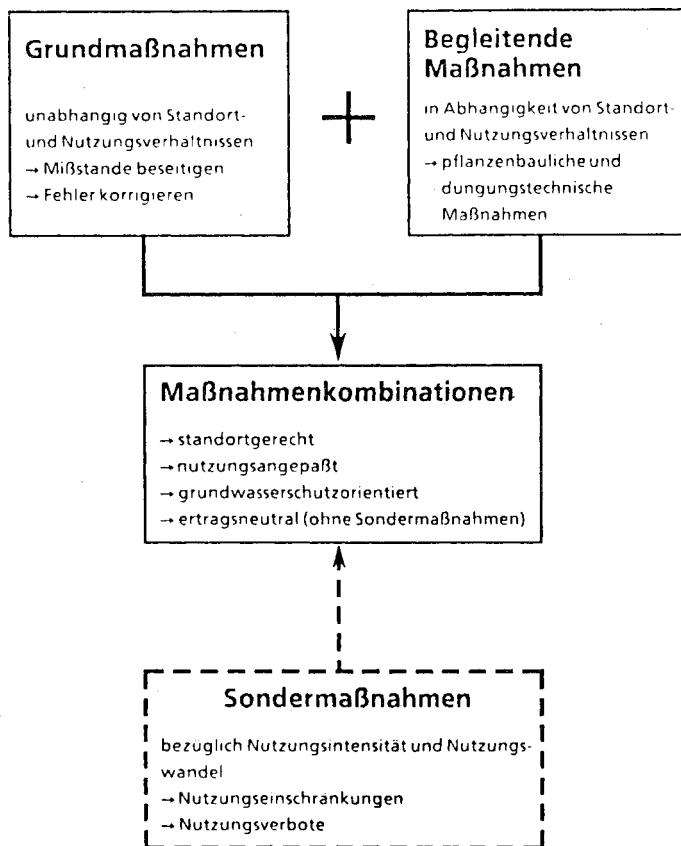
Auf der Ebene der landwirtschaftlichen Praxis zielen die vielfältigen Vorschläge und Maßnahmen zur Verringerung des Nitrataustrags im allgemeinen stets auf eine den Standort- und Nutzungsverhältnissen angepaßte Kombination von verschiedenen Maßnahmen ab, wobei die N-Düngung selbst im Vordergrund steht, aber nicht isoliert betrachtet wird (vgl. exemplarisch AID 1983, 1984, 1986). Mit Rohmann/Sontheimer (1985) kann man dabei Grundmaßnahmen, begleitende Maßnahmen und Sondermaßnahmen unterscheiden (Abbildung 4.30). Unter standortunabhängigen Grundmaßnahmen sind zu verstehen (Rohmann/Sontheimer 1985: 213):

- a) keine Extremdüngung
- b) "keine Gülleentsorgung
- c) pflanzenbedarfsgerechte und wachstumsorientierte Stickstoffdüngung unter Berücksichtigung des N-Angebots des Bodens (N_{min})
 - o Düngungshöhe nach N_{min} -Vorrat und N_{min} -Nachlieferung
 - o Düngungszeitpunkt und Düngungsaufteilung nach Entwicklungsstadium der Pflanzen (gestaffelte Düngung)
 - o Gülleverwendung als Mehrnährstoffdünger nach den Grundsätzen der Mineraldüngung
 - o Herbsdüngung unterlassen
- d) pflanzenbedarfs- und bodengerechte Beregnung
 - o Bodenfeuchtezustand berücksichtigen
 - o Beregnungsmengen der nutzbaren Feldkapazität anpassen."

In der Praxis kommt die Ausbreitung der verschiedenen Verfahren der Nitratanalytik von Bodenextrakten (EUF-, N_{min} -, N_{an} -, N_{org} -Methode etc.; vgl. Duynisveld/Strebel 1986, Rohmann/Sontheimer 1985, Umweltbundesamt 1988) nur langsam voran und ist am weitesten im Zuckerrübenanbau verbreitet (Feyerabend 1985, Hünemann 1987c). Langfristig ist bei der Düngungsoptimierung auch auf die Erhaltung des N-Pools zu achten.⁴¹

⁴¹ Kurzfristig braucht es selbst bei Nulldüngung nicht zu Ertragsminderungen zu kommen, wenn ein entsprechend großer N-Pool mit ausreichenden Mineralisierungsraten in der Vergangenheit durch hohe Stickstoffzufuhr aufgebaut wurde.

Abbildung 4.30: Allgemeines Sanierungsschema zur Minimierung der Nitratauswaschung



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 212.

Standort- und nutzungsabhängige begleitende Maßnahmen betreffen vor allem (Rohmann/Sontheimer 1985: 233):

- "a) Düngerform und -verteilung an die Pflanzenart, das Entwicklungsstadium bzw. die Wachstumsintensität der Pflanzen und den Düngungszeitpunkt anpassen
 - o 'langsam fließende' Dünger (NH_4 -Dünger, Kalkstickstoff, Depotdünger)
 - o Nitrifikationshemmstoffe
 - o Reihendüngung, Blatt- und Kopfdüngung
- b) Lockernde und Lüftende Bodenbearbeitung einschränken
 - o keine Kombination der Tiefenlockerung mit Stickstoffdüngergaben
 - o keine intensive Bodenbearbeitung im Herbst
- c) Brachezustände vermeiden
 - o Untersaaten bei Kulturen mit großen Reihenabständen (z.B. Begrünung im Weinbau)
 - o Zwischenfruchtanbau (z.B. nach frühräumenden Kulturen, tiefwurzelnde Nachfrucht bei Kulturen mit hohen N_{min} -Resten wie z.B. nach Gemüse)
- d) Einarbeitung von Ernterückständen und Gründüngungspflanzen einschränken
 - o Stickstoffreiche Ernterückstände abräumen (z.B. Blattabfälle von Zuckerrüben und Gemüse)
 - o Einarbeitung von Gründüngungspflanzen erst im Frühjahr
 - o keine Stickstoffausgleichsdüngung zur Strohdüngung im Herbst
- e) Beratung intensivieren
 - o neue Beratungsformen
 - o Erhöhung der Beratungskapazität
- f) Bewirtschaftungskontrollbuch führen (Schlagkartei)."

Sondermaßnahmen betreffen konkrete Auflagen und Verbote in besonders auswaschungsgefährdeten Standorten in Wassereinzugsgebieten. Die wichtigsten sind (Rohmann/Sontheimer 1985: 238 f.):

- "o Auflagen zur pflanzenbedarfsgerechten Düngung auf der Basis von Bodenuntersuchungen
- o Auflagen zur 'ökologischen' Düngung (Nährstoffangebot < Nährstoffmenge für optimalen Ertrag)
- o Verzicht auf verstärkten Maisanbau
- o Auflagen zur Gülleausbringung nach Menge und Zeitraum
- o Auflagen zum Zeitraum der Klärschlammasbringung
- o Verringerung bzw. keine Ausdehnung des Anbaus von düngungsintensiven Sonderkulturen (z.B. Gemüse)

- o Verbot der privaten Düngung
- o Verlagerung von düngungsintensiven Sonderkulturen aus dem Einzugsgebiet von Förderbrunnen im Rahmen von Flurbereinigungsmaßnahmen
- o Überführung von Acker- in Grünland
- o Verbot des Grünlandumbruchs
- o Übergang von intensiv zu extensiv genutztem Grünland
- o Bewirtschaftungsauflagen für Kleingartenanlagen, gegebenenfalls Auflösung großflächiger Anlagen."

Etwas anders gegliedert finden sich die aufgezählten Maßnahmen immer wieder in der Literatur und den Informations- und Beratungsmaterialien. Für die wichtigsten hat Finck (vgl. Finck/Haase 1987) ihre Auswirkungen auf das betriebliche Einkommen berechnet, um so die Notwendigkeit des Einsatzes umweltpolitischer Instrumente und die Anpassungsreaktionen der Betriebe abzuschätzen (vgl. Tabelle 4.7). Folgende Ergebnisse sind dabei bedeutsam:

1. Die Einkommensverluste durch eine Reduzierung der N-Düngung unter das Optimum variieren erheblich je nach Standort und Anbaufrucht.
2. Produktionstechnische Maßnahmen zur Steigerung der Düngungseffizienz wie größere Zahl von Teilgaben, Anwendung von langsam wirkenden N-Düngern sowie von Nitrifikationshemmern erweisen sich mit Einschränkungen als wirtschaftlich.
3. Der Zwischenfruchtanbau trägt insbesondere auf leicht durchlässigen Böden mehr zur Verminderung der Nitratauswaschung bei als die Strohdüngung; beide erwiesen sich auf den untersuchten Standorten jedoch nur in Ausnahmefällen als wirtschaftlich.
4. In bezug auf eine bessere Nährstoffausnutzung von Gülle erweist sich die Verlagerung der Gülleausbringung ins Frühjahr in Verbindung mit der Erweiterung des Lagerraums am effektivsten. Ihre Rentabilität hängt ebenso wie diejenige des interregionalen Gülletransport stark vom N-Düngerpreis ab; bei 1,50 DM/kg N ist sie selten, bei 3,00 DM/kg N meist gegeben.

5. Gülledüngung im Spätsommer ist in Verbindung mit Zwischenfruchtanbau in der Regel wirtschaftlich, in Verbindung mit Strohdüngung jedoch nicht.
6. Die Anwendung verbesserter Verteilsysteme zur Gülleausbringung ist überwiegend wirtschaftlich.
7. Verfahren der Gülleaufbereitung erweisen sich bislang nur in Einzelfällen als wirtschaftlich und liefern keinen Lösungsbeitrag zur umweltschonenden Beseitigung regionaler Gülleüberschußprobleme.

Agrarumweltpolitisch ist es von Bedeutung, einerseits anfallenden Wirtschaftsdünger unter pflanzenbaulichen und Umweltgesichtspunkten sinnvoll zu verwenden und damit auch den Einsatz von Mineraldünger zu substituieren, andererseits jedoch für eine umweltverträgliche Tierhaltung zu sorgen, die Gülleüberschußprobleme möglichst gar nicht erst entstehen läßt.⁴²

Die zusammenfassende Beurteilung der Möglichkeiten der Landwirtschaft, die oben aufgezählten ökologischen und gesundheitlichen Folgen des Nitrataustrags zu vermeiden, läuft darauf hinaus, daß sie durch entsprechend angepaßte Bewirtschaftungsweisen alle Folgeprobleme im allgemeinen ohne Einkommenseinbußen vermeiden kann. In einigen Fällen ist dies aber nur unter Verlusten möglich, die jedoch in volkswirtschaftlicher Betrachtung nicht anfallen (Frage der Attribution von Umweltkosten). Unter mehr marktorientierten agrarpolitischen Rahmenbedingungen und angemessenen umweltpolitischen Vorgaben spielte diese Problematik - um den Preis zusätzlicher Hofaufgaben - keine Rolle. Nur an einigen wenigen Orten läßt sich eine Nitratbelastung des Grundwassers von landwirtschaftlicher Seite zu volkswirtschaftlich akzeptablen Kosten nicht vermeiden. Nur dann stellt sich die Frage nach einem (weitgehenden) Verbot der Landbewirtschaftung bzw. nach der (auch ökologischen) Vertretbarkeit einer örtlich begrenzten Nitratbelastung des Grundwassers. In der Realität wird allerdings der Einsatz restriktiver Auflagen und Verbote häufiger erforderlich sein, um ökologisch notwendige und ökonomisch zweckmäßige Maßnahmen der Boden-

⁴² Bei der Diskussion und Gegenüberstellung der ackerbaulichen Möglichkeiten und der Vor- und Nachteile von mineralischer und Gülledüngung spielen häufig die Interessenlagen von Stickstoffherstellern und Gülleproduzenten eine Rolle, wobei umweltbezogene Argumente leicht (auch) instrumentellen Charakter gewinnen.

Tabelle 4.7: Die Auswirkung agrarumweltpolitischer Instrumente auf Betriebseinkommen, Düngungsintensität und Nitratbelastung

Maßnahme	Gesamtdeckungsbeitrag (%)	Gewinn (%)	durchschnittlicher N-Aufwand aus Handelsdünger (kg N/ha)	Ernterückstände (kg N/ha) bzw. Gülleverkauf (m ³)	Nitratkonzentration an Sickerwasser (mg NO ₃ /l)
Standardtyp: schwere undurchlässige Böden (Braunschweig-Hildesheimer Lössböden)					
Ausgangssituation	100,0	100,0	151,8	--	46,3
≤ 50 mg NO ₃ /l im Sickerwasser	99,5	98,8	128,6	--	50
Produktpreisenkumung um 15 %	73,7	41,0	144,7	--	43,9
Stickstoffsteuer 100 % (1,50 DM/kg N)	92,6	83,4	59,9	25,6	30,6
Stickstoffsteuer 200 % (3,00 DM/kg N)	88,9	75,2	48,2	25,6	26,8
Stickstoffkontingentierung (100 kg N/ha)	98,5	96,6	100,0	18,1	38,5

Standorttyp: leichte durchlässige Böden, hoher Viehbesatz (Südenburger, Münssterland)	100,0	100,0	54,8	862	101,8
Ausgangssituation					
≤ 50 mg NO ₃ /l im Sickerwasser	83,4	57,2	66,4	1.350	50
Produktpreissteigerung um 15 %	94,5	85,8	67,9	975	98,0
Stickstoffsteuer 100 % (1,50 DM/kg N)	98,1	95,1	42,0	873	103,0
Stickstoffsteuer 200 % (3,00 DM/kg N)	96,3	90,5	40,8	926	100,6
Bestandsgrenze (1,5 DE/ha)	73,7	32,1	66,8	143	92,2

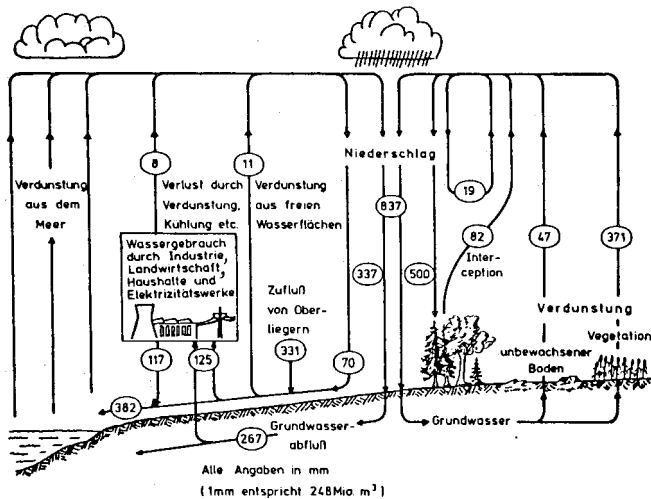
Quelle: eigene Zusammenstellung aus Finck/Haase 1987.

bewirtschaftung zu erzwingen, da die idealtypischen Bedingungen eines marktvermittelten, gegebenenfalls durch eine an den sozialen Zusatzkosten orientierten Pigou-Steuer (Bender 1976, von Meyer 1987, O'Hara 1984) abgesicherten optimalen Umweltschutzes nicht vorliegen, von einem aus Einsicht bzw. Überzeugung primär an ökologischen Kriterien orientierten Verhalten der relevanten Akteure ganz zu schweigen.

4.3 Wasserversorgung und Nitratbelastung

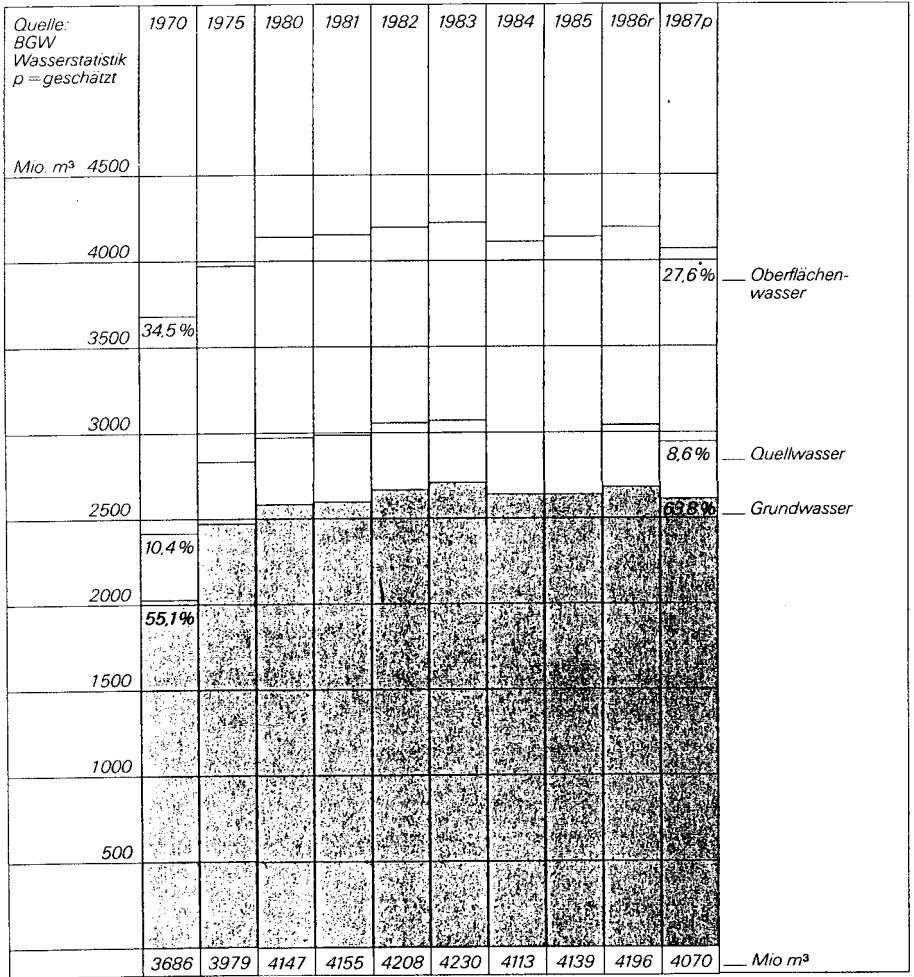
In Abbildung 4.31 ist der Wasserkreislauf in der Bundesrepublik dargestellt. Die öffentliche Wasserversorgung wies bis ca. 1980 kontinuierlich steigende und seitdem eher stagnierende Verbrauchszahlen auf (Abbildung 4.32). Sie nutzt bevorzugt Grundwasser (ca. 64 % mit starken regionalen Unterschieden: Abbildungen 4.33 und 4.34) gegenüber den im allgemeinen verschmutzteren Oberflächenwässern.

Abbildung 4.31: Wasserkreislauf in der Bundesrepublik Deutschland



Quelle: Häckel 195, SRU 1985.

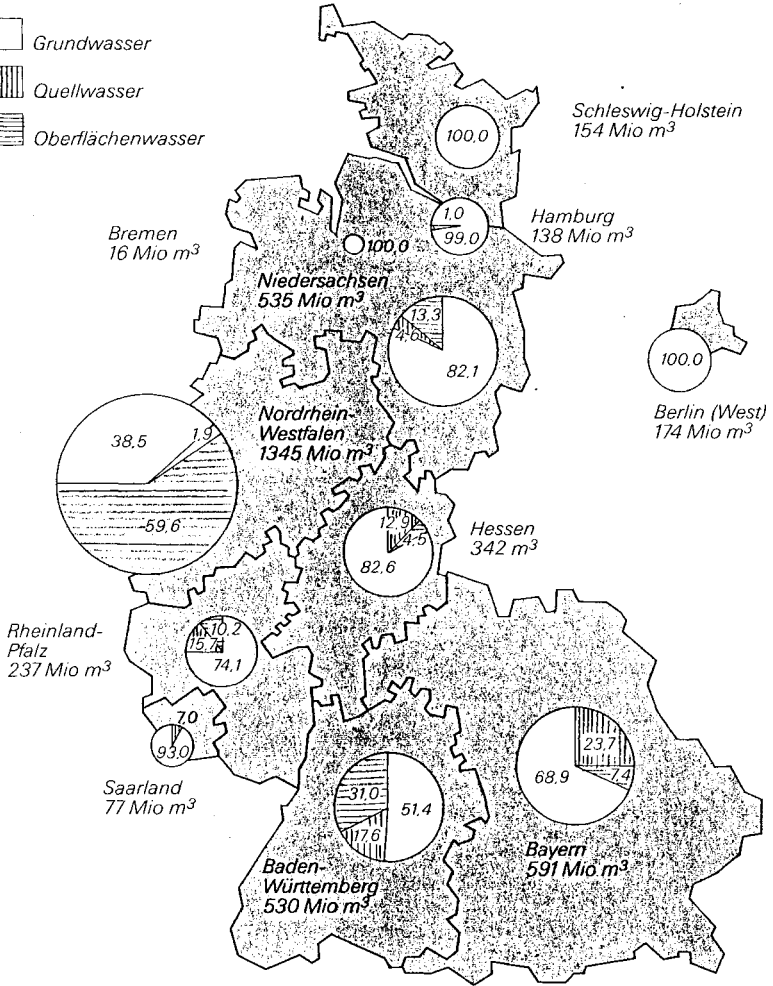
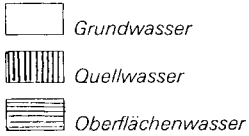
Abbildung 4.32: Entwicklung der Wasserförderung



Quelle: BGW 1988.

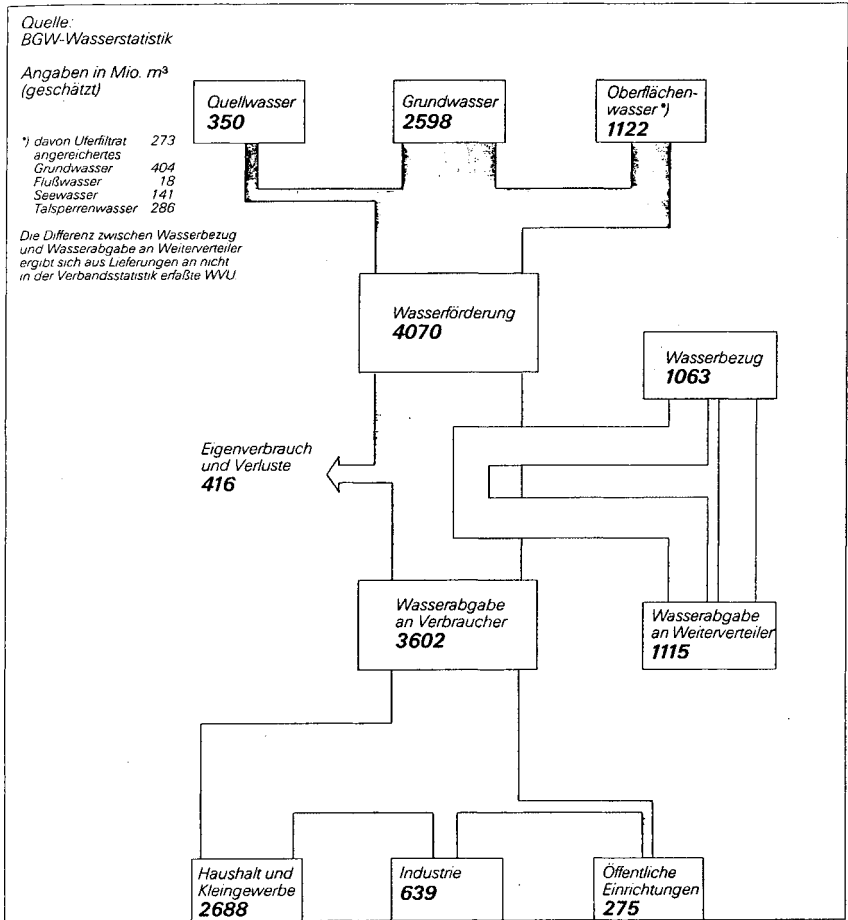
Abbildung 4.33: Regionale Verteilung der Wasserförderung 1987

Aufteilung in den Bundesländern in %



Quelle: BGW 1989.

Abbildung 4.34: Wasserflußbild der öffentlichen Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland 1987



Quelle: BGW 1988.

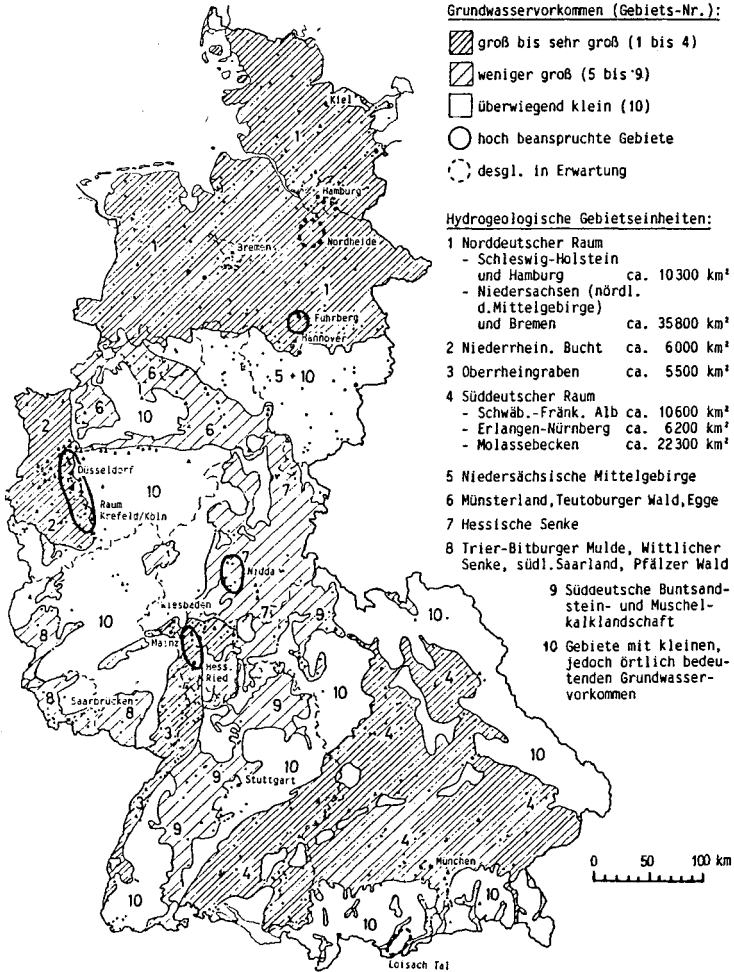
Zu beachten ist, daß die öffentliche Wasserversorgung, die ihr Wasser fast ausschließlich in Trinkwasserqualität liefert, nur etwa 12 % (rund 5 Mrd. m³ pro Jahr) des gesamten Wasseraufkommens stellt gegenüber 58 % der Energiewirtschaft und 30 % der Industrie.⁴³ Während die öffentliche Wasserversorgung inzwischen für über 98 % der Bevölkerung das Wasser liefert, deckt die Industrie knapp 95 % ihres Wasserbedarfs durch Eigengewinnung. Allerdings machen die restlichen von der öffentlichen Wasserversorgung bezogenen 5 % immerhin noch rund ein Viertel von deren Wasserabgaben aus.

Quantitative Probleme der Verfügbarkeit von Rohwasser bestehen in der Bundesrepublik im allgemeinen nicht. Regionaler und lokaler Wasserknappheit wurde vor allem durch Fernwasserversorgung und Verbundwirtschaft abgeholfen (vgl. Abbildungen 4.35 und 4.36). Gegenüber dem quantitativen Ausbau der Wasserversorgung, wobei Rohrnetz-Investitionen weiterhin den Schwerpunkt der öffentlichen Wasserversorgung darstellen (Abbildung 4.37), haben Fragen der Gewässergüte und Wasserqualität generell an Bedeutung gewonnen.

Innerhalb dieses Bereichs spielen Diskussionen und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers infolge wachsender Grundwasserbeeinträchtigungen und deren weitgehender bzw. kurzfristiger Irreversibilität eine zunehmende Rolle (vgl. Gesundheitler et al. 1982), wenn auch nach wie vor die Verschmutzung von Oberflächengewässern aus dem industriellen und kommunalen Bereich die Debatte beherrscht. Auch beim Grundwasser stellen Belastungen seitens der Landwirtschaft (Nitrat, Pestizide) nur eine Gefahrenquelle unter mehreren dar, wobei zu berücksichtigen ist, daß in Gebieten industrieller Produktion eine Wassergewinnung vielfach gar nicht mehr stattfindet (vgl. Lahl/Zeschmar 1984a).

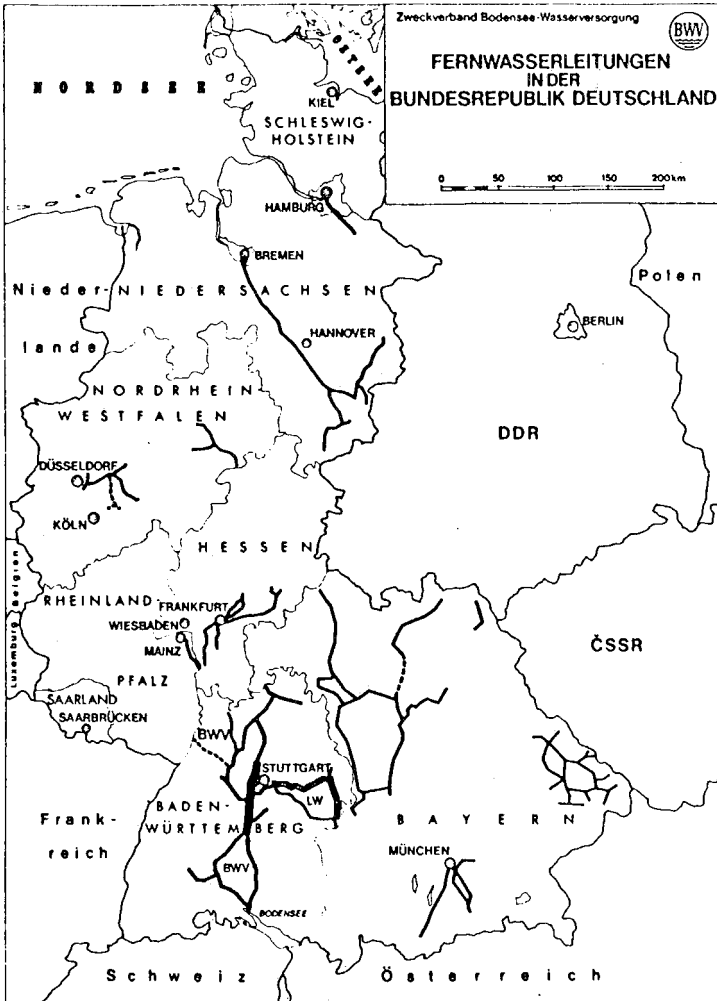
⁴³ Insofern die Kraftwerke im wesentlichen Flußwasser zu reinen Kühlzwecken nutzen, liegt der um diese Größe bereinigte Anteil der öffentlichen Wasserversorgung bei rund einem Drittel.

Abbildung 4.35: Die Grundwasserversorgung der Bundesrepublik Deutschland in ihrer regionalen Bedeutung



Quelle: SRU 1985.

Abbildung 4.36: Die Wasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland



Quelle: Naber 1984.

Wenn in Anlehnung an Flinspach (1985) die Hauptprobleme des Grundwasserschutzes in unterschiedlichen Zeitphasen gesehen werden in

- o bakteriologischen Verunreinigungen (1945 bis 1960),
- o Verschmutzungen durch Mineralölprodukte und Sickerwässer aus Deponien (1960 bis 1975),
- o chlorierten Kohlenwasserstoffen (1975 bis 1985),
- o Austrägen aus landwirtschaftlicher Bodennutzung (Nitrat: 1980 bis 1990, Pestizide: 1985 bis 1995) und
- o Folgeproblemen der Luftverschmutzung wie Versauerung und Aufsalzung (1990 bis 2000),

dann wird deutlich, daß die Auseinandersetzung mit der Landwirtschaft für die öffentliche Wasserversorgung einen wachsenden Stellenwert gewinnt.

Tabelle 4.8: Unternehmensstatistik der öffentlichen Wasserversorgung 1983

Unternehmensgröße nach Aufkommen	Förderung und Bezug		Anteil am Gesamtaufkommen
	Anzahl der Unternehmen	m ³	
über 20 Mio m ³ /a	41	2,5 Mrd.	41 %
10 - 20 Mio m ³ /a	40	0,6 Mrd.	10 %
5 - 10 Mio m ³ /a	88	0,6 Mrd.	10 %
1,5 - 5 Mio m ³ /a	404	1,0 Mrd.	17 %
unter 1,5 Mio m ³ /a	rd. 5.400	rd. 1,3 Mrd.	22 %
Gesamt	rd. 6.000	rd. 6,0 Mrd.	100 %

Quelle: Hellekes/Perdelwitz 1986.

Dabei ist ihre Struktur von wesentlicher Bedeutung (Tabelle 4.8). Gerade in ländlichen Gebieten sind häufig kleine kommunale Wasserversorgungsunternehmen, sei es in öffentlich-rechtlicher oder handelsrechtlicher Form, für die Wasser-

versorgung zuständig.⁴⁴ Deren Gewicht und Einfluß in der Kommunalpolitik ist jedoch gegenüber anderen industriellen, agrarischen und haushaltspolitischen Interessen meist gering. Darüber hinaus konfliktieren aufgrund unterschiedlicher Interessenlagen gegenüber den Landwirten Abwasserbeseitigung und Trinkwasserversorgung des öfteren, wie das Beispiel der Klärschlammabeseitigung illustriert. Während die Gesundheitsbehörden für die Überwachung der Trinkwasserqualität beim Verbraucher zuständig sind, obliegt die Kontrolle der Gewässergüte bis hin zur Wasserversorgung den Wasser- (und Abfall-)Behörden. Angesichts der Vollzugsprobleme des wasserrechtlichen Instrumentariums und der angedeuteten ungleichen Machtpositionen und Einflußmöglichkeiten bevorzugen die Wasserbehörden sanftere, auf Kooperation abzielende Vorgehensweisen (Mayntz et al. 1978). Das Verhältnis von Wasserbehörden und Wasserversorgungsunternehmen war und ist im Hinblick auf den Gewässerschutz von Auseinandersetzungen über die jeweiligen Kompetenzen und Kostenträgerschaft mitgeprägt (vgl. AMK 1985, Flinspach 1984).

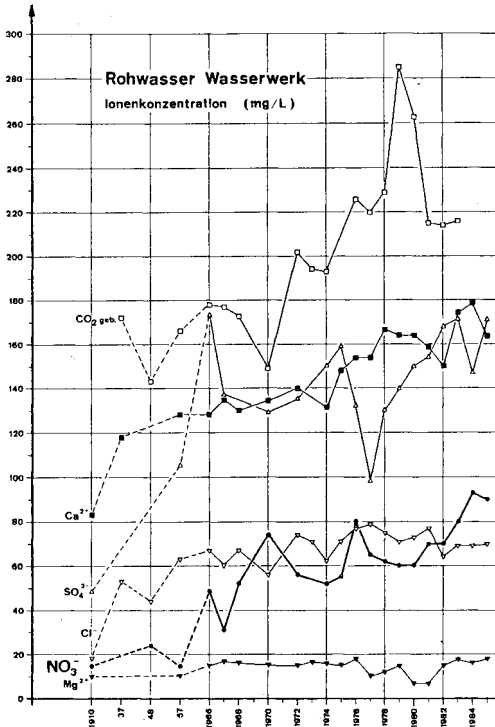
"Der Rahmen für die wasserwirtschaftliche Tätigkeit im Versorgungsunternehmen wird in erster Linie durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) des Bundes sowie die ausfüllenden Landeswassergesetze gegeben. Ergänzend hierzu sind die Fachplanungen der Länder, z.B. die Raumplanung oder die Bauleitplanung oder internationale Bestimmungen, wie die entsprechenden Richtlinien der EG, zu sehen." (Hellekes/Perdelwitz 1986: 9)

Mit einer mehr oder minder großen Zeitverzögerung gegenüber der Intensivierung und Produktionssteigerung der Landwirtschaft weist das Trinkwasser einer Reihe von Wasserwerken steigende Nitratgehalte auf (vgl. Diez/König 1985, DVGW 1985b, Fried 1985, Flinspach et al. 1988, Härtel/Schultze 1988, LAWA 1987a, Rohmann 1989). Dabei stellt Nitrat vielfach keineswegs den einzigen Stoff mit Konzentrationsanstieg dar, wie Abbildung 4.38 zeigt. Während im Durchschnitt 1984 ca. 5 % der Bevölkerung mit Trinkwasser mit Nitratgehalten von über 50 mg/l versorgt wurde, ergibt sich regional und lokal ein teils ganz anderes Bild (Tabellen 4.9 und 4.10 sowie Abbildungen 4.39, 4.40 und 4.41). Entsprechend sind einzelne Wasserwerke sehr unterschiedlich betroffen, was auch zu der relativ späten Kenntnisnahme des Nitratproblems auf Verbandsebene beitrug. Besonders bedroht sind Wassergewinnungsanlagen, bei denen es aufgrund der oben

⁴⁴ Darüber hinaus spielen Privatbrunnen in diesen Gebieten in Norddeutschland noch eine gewisse Rolle, wobei eine Anreicherung mit Schadstoffen aus der Landwirtschaft hier am ehesten zu erwarten ist, während die Kontrolle der Trinkwasserqualität zu wünschen übrig läßt.

(4.1) beschriebenen Erschöpfung der Denitrifikationskapazität des Untergrundes zu schnellen Nitratdurchbrüchen mit einem Anstieg der Nitratkonzentration von 10 mg/l und mehr innerhalb eines Jahres kommt. Aber nicht nur im Grundwasser, sondern auch in Oberflächengewässern läßt sich trotz der dort stattfindenden hohen natürlichen Denitrifikation ein allmählicher Anstieg der Nitratwerte beobachten, auf teilweise über 20 mg/l in Ems, Mosel und Weser (UBA 1986) und auf immerhin 17 mg/l im Niederrhein (Selenka 1985). Auch wenn diese Werte als noch unproblematisch für die Trinkwassergewinnung erachtet werden, so vermindern sie doch zum einen die Möglichkeiten der Wassermischung und erhöhen zum anderen die Gewässereutrophierung.

Abbildung 4.38: Ionenkonzentrationen im Rohwasser des Wasserwerks Mussum



Quelle: Obermann 1988.

Tabelle 4.9: Nitratgehalte in Trinkwässern Bayerns

Gebiet	Trinkwassermenge in % mit c(NO ₃) in mg/l		
	0 - 50		>50
	0 - 25	25 - 50	
Bayern (gesamt)	78,6	15,4	6,0
Oberbayern	98,1		1,9
Niederbayern	93,3		6,7
Oberpfalz	98,4		1,6
Oberfranken	98,9		1,1
Mittelfranken	97,7		2,3
Unterfranken	92,6		7,4
Schwaben	79,0		21,0
Landkreis Aschaffenburg	64,9		35,1
Landkreis Miltenberg	73,2		26,8

Bezugsgröße: 93,5 % der gesamten Trinkwassermenge (nach Schmeing 1984)

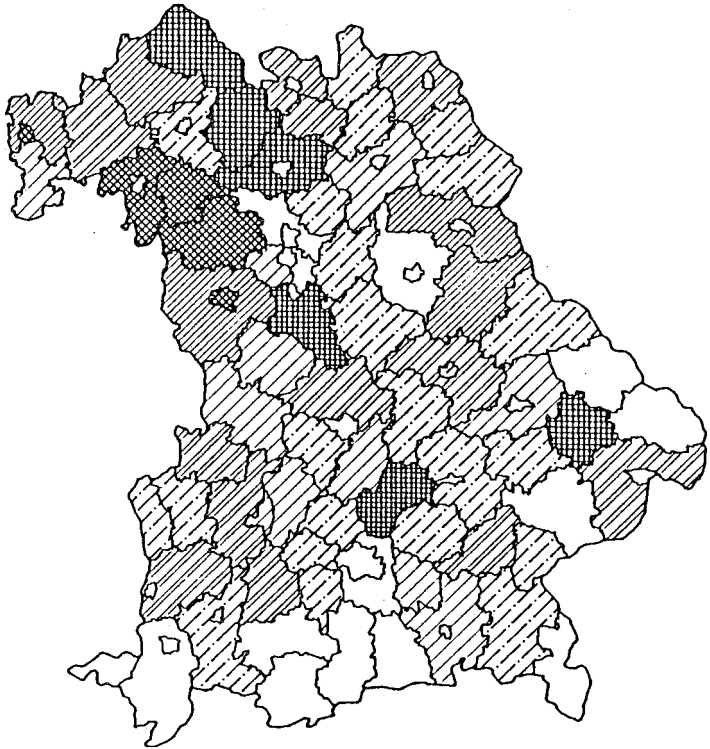
Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 22.

Tabelle 4.10: Nitratgehalte in Trinkwässern Baden-Württembergs

Gebiet	Trinkwassermenge in % mit c(NO ₃) in mg/l		
	0 - 25	25 - 50	>50
Baden-Württemberg (gesamt)	ca. 71	ca. 23	ca. 6
Reg.-Bezirk Stuttgart öffentliche Wassererfassungen, gesamt	49,2	37,0	13,8
Landkreis Main-Tauber	14,6	62,3	23,1
Landkreis Ludwigsburg	20,2	55,8	24,0
Stadt Heilbronn	11,5	34,6	53,9
Reg.-Bezirk Stuttgart private Wassererfassungen, gesamt	49,9	29,1	21,0
Landkreis Ludwigsburg	29,4	29,4	41,2
Landkreis Heilbronn	16,9	36,9	46,2

Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 23.

Abbildung 4.39: Regionale Verteilung der Trinkwasser-Nitratbelastung in Bayern



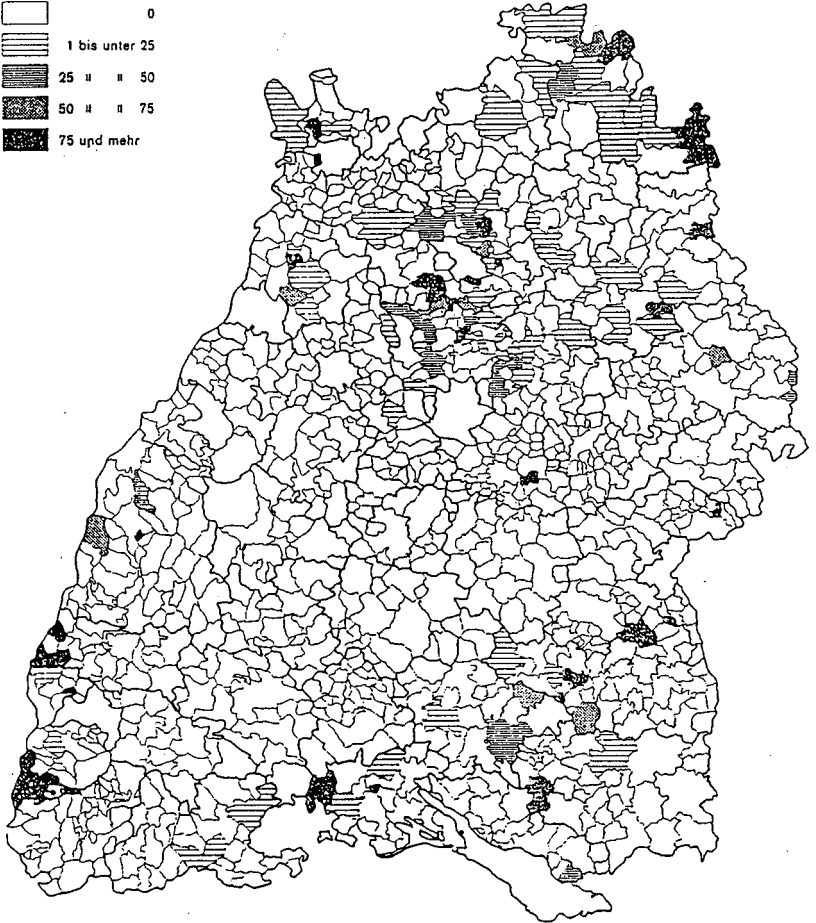
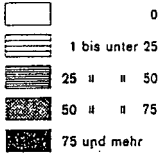
Anteil der Wassergewinnungen in %
mit einem Nitratgehalt ueber 50 mg NO_3^-/l



Quelle: Landesanstalt für Wasserwirtschaft 1988.

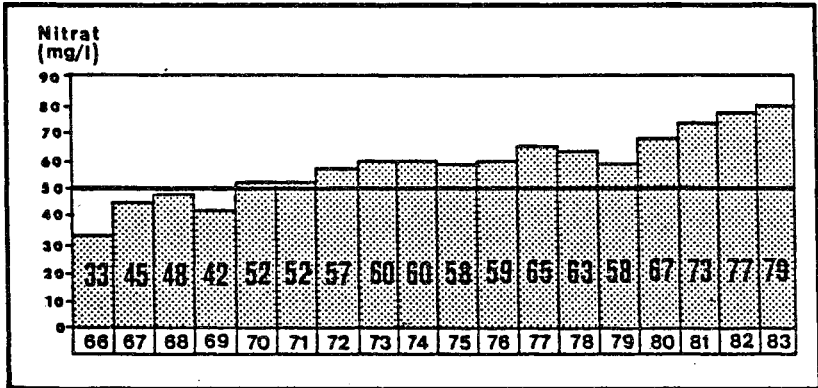
Abbildung 4.40: Regionale Verteilung der Trinkwasser-Nitratbelastung in Baden-Württemberg

Anteil der betroffenen Anlagen am Wasseraufkommen
von ... bis unter ... %



Quelle: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 1987.

Abbildung 4.41: Jahresmittel der Nitratkonzentration von sieben Wassergewinnungsanlagen im Raum Mönchengladbach/Viersen



Quelle: Hellekes/Perdelwitz 1986.

Der entscheidende Handlungsdruck resultiert für viele Wasserversorgungsunternehmen aus der Senkung des zulässigen Nitrathöchstwertes von 90 auf 50 mg/l, der 1986 in die novellierte Trinkwasserverordnung übernommen wurde, wie von der EG-Trinkwasser-Richtlinie 80/778/EWG von 1980 vorgeschrieben. Da Ausnahmegenehmigungen in der Bundesrepublik nur im Falle des Vorliegens erfolgversprechender Sanierungspläne zeitlich befristet erteilt werden sollen, stellt sich für die akut oder potentiell (aufgrund steigender Nitratwerte) betroffenen Wasserversorgungsunternehmen die Frage, welche Maßnahmen sie zur Einhaltung des Grenzwertes treffen können und sollen.

Sachlich ist dabei zu unterscheiden zwischen

1. Beeinflussung landwirtschaftlicher Maßnahmen,
2. wasserwirtschaftlichen Maßnahmen,
3. wassertechnischen Maßnahmen.

ad 1

Die Möglichkeiten der direkten Beeinflussung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen in Richtung auf einen verringerten Nitrataustrag ins Grundwasser, wie in Abschnitt 4.2 beschrieben, sind im allgemeinen begrenzt. Das einzelne Versorgungsunternehmen kann sich um die Ausweisung eines Wasserschutzgebietes und die Anordnung und Überwachung entsprechender Auflagen in der Wasserschutzgebietsverordnung bemühen. Umgekehrt kann es Landwirten Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungseinschränkungen und -vereinbarungen anbieten. Es kann darüber hinaus Grund in Wassereinzugsgebieten aufkaufen und gegebenenfalls mit Auflagen an Landwirte verpachten, was im allgemeinen mit beträchtlichen Kosten verbunden sein wird. Schließlich kann es direkt und indirekt zu einer landwirtschaftlichen Beratung beitragen, die u.a. auf effizientere und grundwassererträgliche N-Düngung abzielt, deren Erfolg jedoch nicht garantiert ist. Der Versuch der Nutzung wasserrechtlicher Paragraphen zwecks Durchsetzung von Sanktionen gegenüber Landwirten, denen eine Nitratbelastung des Grundwassers vorgeworfen wird, dürfte nur in Ausnahmefällen Erfolg versprechen (vgl. Breuer 1985, Conrad/Gitschel 1988, von Mutius 1985, Preusker 1982, Rösgen 1983, Salzwedel 1983) und wurde von der Wasserwirtschaft bislang auch praktisch nicht unternommen.^{45 46} Die übrigen benannten Schritte haben betroffene Wasserversorgungsunternehmen in der Vergangenheit bereits fallweise eingeleitet. Sie stecken jedoch noch in den Anfängen. Dies gilt auch für die meisten Wasser-

⁴⁵ Im Falle der zur Anzeige gebrachten Jaucheausbringung im Januar 1983 in einem Wasserschutzgebiet bei Mönchengladbach wurde das Bußgeldverfahren durch Beschluß des Amtsgerichts eingestellt, nachdem sämtliche vernommenen landwirtschaftlichen Gutachter der Landwirtschaftskammer Rheinland und der Universität Bonn keine der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung widersprechende Düngung feststellen konnten und einen ursächlichen Zusammenhang zwischen dieser Jaucheausbringung und den hohen Nitratwerten eines nahegelegenen Brunnens der Stadtwerke Mönchengladbach verneinten; ein Verstoß gegen die Genehmigungspflicht der ackerbaulichen Nutzung wurde hingegen festgestellt; dieser Verstoß war jedoch nicht Gegenstand der Anklage, und die ackerbauliche Nutzung war zudem in der Vergangenheit toleriert worden. Erst im Januar 1986 wäre die Jaucheausbringung aufgrund der Gülleverordnung Nordrhein-Westfalens verboten gewesen. In einigen anderen Wasserschutzgebietsverordnungen des RP Düsseldorf ist das Aufbringen von Gülle und Jauche in Schutzzone II explizit untersagt. In dem hier skizzierten Fall war in der maßgeblichen Schutzzone II nur jede unsachgemäße Düngung und Verwendung von Pflanzenschutzmitteln verboten.

⁴⁶ Erst 1989 prüfte ein gemeindeeigenes WVU in Nordrhein-Westfalen ernsthaft, § 22 WHG gerichtlich geltend zu machen, um in seinem Fall die Gefährdungshaftung von Landwirten für die Übernahme seiner (nitratbedingten) Zusatzkosten durchzusetzen (Interview Heers).

schutzgebiete, insofern die entsprechenden Auflagen nach der DVGW-Richtlinie W 101 meist keine Beschränkungen des Düngemittleinsatzes in den Zonen II und III vorsehen - abgesehen von unsachgemäßer Düngung in Zone II - und somit wenig für den Grundwasserschutz in bezug auf Nitrateintrag erbringen.⁴⁷ Darüber hinaus war 1985 erst rund die Hälfte der vorgesehenen 14.000 Schutzgebiete durch förmliche Verfahren festgesetzt (SRU 1985, BMU 1987a).⁴⁸

ad 2

Bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen ist zu unterscheiden zwischen

- o Reduzierung des Wasserverbrauchs,
- o Verwendung nitratarmer Wasservorkommen,
- o Fremdwasserbezug von anderen WVUs.

Wassersparen wird von der Wasserwirtschaft im allgemeinen nicht als akzeptable Lösungsvariante für qualitative Grundwasserbeeinträchtigungen angesehen. Allerdings ist das Argument eines - teils regional mit Grundwasserabsenkungen verbundenen - bisweilen bedenklich hohen Niveaus des Wasserverbrauchs, der nur zum geringen Teil als Trinkwasser dient, nicht völlig von der Hand zu weisen. Die Wassernachfrage kann von den WVUs jedoch nur begrenzt über Wassertarifgestaltung und technische Maßnahmen beeinflusst werden. Grundsätzlich ist die Forderung nach Wassersparen und effizienter Wassernutzung unabhängig vom Nitratproblem zu bewerten.

Die Erschließung nitratarmer Wasservorkommen kann durch die Erweiterung bestehender Brunnengalerien, durch nitratabhängig gesteuerte Rohwassergewinnung

⁴⁷ Einige vor allem in den letzten Jahren erlassene Schutzgebietsverordnungen gehen hier inzwischen jedoch weiter.

⁴⁸ Die schleppende Ausweitung von Wasserschutzgebieten hatte in der Vergangenheit vor allem mit den langwierigen Ausweisungsverfahren zu tun, in denen die betroffenen Gruppen, insbesondere Landwirte, vielfach wirksame WSG-Festsetzungen und -Verordnungen zu blockieren verstanden (vgl. Eike 1987). In den letzten Jahren sind im Zuge des wachsenden umweltpolitischen Drucks wieder vermehrt WSG-Ausweisungen in Angriff genommen worden, so daß inzwischen von ca. 60 % festgesetzter Schutzgebiete ausgegangen werden kann. Allerdings haben sich die Fronten in den Verfahren teilweise umgekehrt, weil mittlerweile die von den WSG-Verordnungen profitierenden WVUs den Landwirten nach § 19 Abs. 4 WHG häufig Ausgleichszahlungen leisten müssen und daher an weiteren WSG-Ausweisungen - im Gegensatz zu den betroffenen Landwirten - nicht mehr unbedingt interessiert sind.

(mit oder ohne Abwehrbrunnen), in seltenen Fällen auch durch Tieferbohren bestehender Flachbrunnen im oberen Grundwasserstock erreicht werden, doch bewirken diese Maßnahmen im allgemeinen nur eine kurzfristige Senkung der Nitratkonzentration. Längerfristig wirksam ist bei geeigneten Voraussetzungen die Erschließung von nitratarmem Tiefgrundwasser, was jedoch häufig das teuerste Verfahren in dieser Hinsicht darstellt.

Durch die Mischung von nitratärmerem Fremdwasser und eigengefördertem Wasser oder durch den vollständigen Ersatz der Eigenwasserförderung durch Fremdbezug läßt sich grundsätzlich die Einhaltung des Nitratgrenzwertes gewährleisten. Die Kosten für den meist anfallenden Bau von Rohrleitungen und eventuell notwendigen Drucksteigerungsanlagen sowie für zusätzliche Wasseraufbereitungsschritte (Aufweissung, partikuläre Korrosionsprodukte) und Rohrleitungsreparaturen aufgrund erhöhter Korrosionsraten (vgl. Rohmann/Sontheimer 1985) können jedoch sehr hoch liegen. Darüber hinaus kann der Bezug von Fremdwasser zur Zentralisierung der Wasserversorgung und zur Auflösung kleiner kommunaler Wasserwerke beitragen. In der Tendenz entspricht eine Wasserfernversorgung einer Lösung des Nutzungskonflikts zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft durch räumliche Segregation: an Orten intensiver Landwirtschaft keine Trinkwassergewinnung und im Prinzip auch umgekehrt in Wassereinzugsgebieten keine das Grundwasser beeinträchtigende Landwirtschaft.

In der Praxis dominieren wasserwirtschaftliche Maßnahmen der zweiten und dritten Art (Neubohrungen, Fremdbezug und Verschneiden) bislang in der Wasserwirtschaft, was ihre Maßnahmen zum Umgang mit dem Nitratproblem angeht.

ad 3

Bei wassertechnischen Maßnahmen kann unterschieden werden zwischen

- o Grundwassersanierung (Nitratverringern im Grundwasser)
- o Trinkwasseraufbereitung im Wasserwerk
- o Trinkwasseraufbereitung im Haushalt.

In allen Fällen "kommt es darauf an, daß das Trinkwasser nicht allein den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung für Nitrat entspricht, vielmehr müssen auch alle anderen Wasserqualitätsparameter den Anforderungen genügen, die an

ein natürlich reines Trinkwasser zu stellen sind.⁴⁹ Außerdem müssen auch bei der Verteilung des Wassers eventuell auftretende Probleme (Wiederverkeimung, Korrosion, Aufeisenung) beachtet werden. Aufbereitungsverfahren, die im konkreten Fall nicht allen diesen Anforderungen entsprechen, kommen für das betreffende Wasserwerk auch dann nicht in Frage, wenn sie die Nitratentfernung auf wirtschaftlich vorteilhafte Weise zu lösen vermögen. Mit aus diesem Grund ist der Einsatzbereich von nahezu allen für die Nitratentfernung in Frage kommenden Verfahren häufig begrenzt. Andererseits ist es möglich, in Verbindung mit der Nitratentfernung gleichzeitig auch andere Wasserqualitätsprobleme zu lösen." (Rohmann/Sontheimer 1985: 279 f.)

Die verschiedenen wassertechnischen Verfahren der Aufbereitung im Untergrund, der Teilentsalzung durch Umkehrosmose, Elektrodialyse und Ionenaustausch, des Anionenaustauschs und der biologischen Nitratentfernung⁵⁰, die vor allem für die großtechnische Entfernung von Nitrat entwickelt und halbertechnisch erprobt sind, werden von Rohmann/Sontheimer (1985) näher und in ihren jeweiligen Vor- und Nachteilen beschrieben (vgl. auch FIGAWA 1989). Sie sind bislang nicht Stand der Technik und werden zum Teil mit finanzieller Förderung seitens des BMFT in einzelnen Wasserwerken seit 1986/87 erstmals in Demonstrationsvorhaben eingesetzt. Die entstehenden Aufbereitungskosten sind in jedem Fall beträchtlich und liegen bisher bei ca. 1,00 DM/m³ aufbereiteten Wassers.

Mit Hilfe von Kleingeräten ist durch Umkehrosmose oder Ionenaustausch grundsätzlich eine wirkungsvolle Nitratelimination im Haushalt möglich, allerdings verbunden mit einer Reihe von potentiellen Folgeproblemen wie Vollentsalzung, Enthärtung, Verkeimung, verfahrensbedingte Anreicherung anderer Stoffe, Kontrolle und Wartung. Von daher ist eine Lösung des Nitratproblems durch Trinkwasseraufbereitung im Haushalt nur für entlegene Einzelwasserversorgungen zu empfehlen (Rohmann/Sontheimer 1985: 376 f.).

Wasserwirtschaftliche wie wassertechnische Maßnahmen vermögen grundsätzlich die Einhaltung des Nitratgrenzwertes von 50 mg/l zu gewährleisten. Als korrektive Maßnahmen decken sie jedoch nicht anderweitige ökologisch bedenkliche

⁴⁹ "Die Entfernung des Anions Nitrat aus dem Wasser kann aus Gründen der Elektroneutralität nur gelingen, wenn entweder eine äquivalente Menge an Kationen gleichzeitig mit entfernt, also eine Teilentsalzung durchgeführt wird, oder wenn das Nitrat gegen eine äquivalente Menge eines anderen Anions ausgetauscht wird." (Rohmann/Sontheimer 1985: 279)

⁵⁰ Verfahren der Nitratentfernung durch Adsorptionsflockung, der Nitratentfernung mit Hilfe von Fichtenrinde und der elektrochemischen Nitratentfernung werden ebenfalls diskutiert und im Labormaßstab untersucht.

Folgen erhöhten Nitrataustrags in der Landwirtschaft ab (vgl. Abschnitt 4.1). Maßnahmen der Wasseraufbereitung, aber auch des Wasserverbands zwecks Reduzierung der Nitratkonzentration können ihrerseits Folgeprobleme generieren (z.B. Korrosion, Anfall von Salzen, Verstopfung des Untergrunds), so daß es sich bei der Nitratentfernung im ungünstigen Fall nur um eine Problemverschiebung handeln würde. Zwar erscheinen diese Folgeprobleme beim Einsatz entsprechender Techniken grundsätzlich beherrschbar; die Kosten der wasserwirtschaftlichen oder wassertechnischen Maßnahmen sind jedoch im Normalfall beträchtlich und liegen im allgemeinen über den Einbußen in der Agrarproduktion bei wirksamen landwirtschaftlichen Maßnahmen (Finck/Haase 1987).

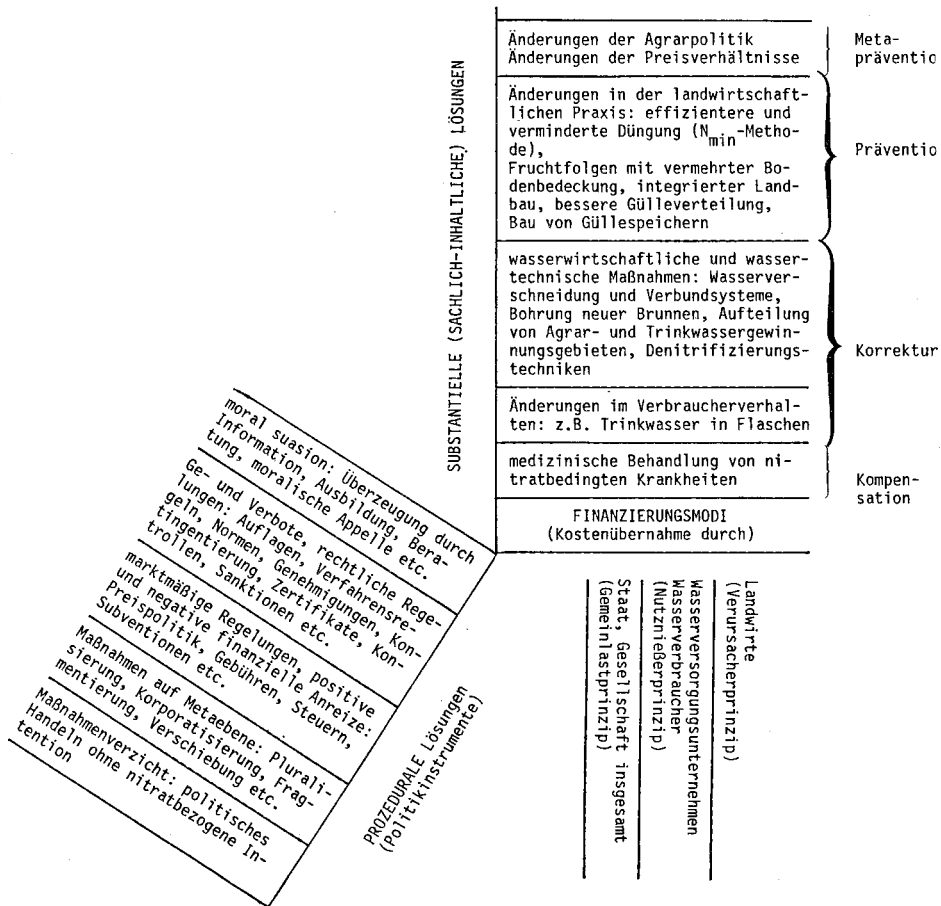
Wasserwirtschaftliche Maßnahmen sind in der Regel wassertechnischen Maßnahmen dann vorzuziehen, wenn sie als Sofortmaßnahmen zur mittelfristigen Einhaltung des Nitratgrenzwertes parallel zu geeigneten landwirtschaftlichen Sanierungsmaßnahmen durchgeführt werden und nicht der bloßen Ausschöpfung des Grenzwertes dienen. Dies deshalb, weil dadurch keine Aufbereitungstechnologien mit wenig begrüßenswerten Folgewirkungen entgegen den Zielen der DIN-Norm 2000 (Trinkwasser mit natürlicher Beschaffenheit) installiert werden, die eine ursachenorientierte Reduzierung der Nitratauswaschung auf Seiten der Landwirtschaft tendenziell überflüssig machen.

Für die Wasserwirtschaft steht heute vielfach die Frage der Kostenträgerschaft im Vordergrund: Sind die Kosten landwirtschaftlicher oder wasserwirtschaftlicher bzw. -technischer Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems vom Wasserverbraucher (qua Überwälzung auf den Wasserpreis), von den Landwirten oder vom Staat (in Form von Ausgleichszahlungen an Landwirte oder von Zuschüssen zur Wasseraufbereitung) zu tragen? Da die Nitratbelastung der Rohwässer in absehbarer Zukunft eher steigen als sinken wird, dürfte diese Frage noch an Brisanz gewinnen.

4.4 Systematik der Problemlösungen

Von den verschiedenen denkbaren Formen der Systematisierung von Lösungen des Nitratproblems wird hier eine solche gewählt, die analytisch zwischen den Dimensionen von sachlich-inhaltlicher Problemlösung, Politikinstrumenten und Ko-

Abbildung 4.42: Dimensionen und Typen von Regulierungsstrategien zur Lösung des Nitratproblems



Quelle: eigene Zusammenstellung.

stenträgerschaft unterscheidet. Abbildung 4.42 gibt einen systematischen Überblick über Typen von substantiellen, prozeduralen und distributiven Regulierungsmöglichkeiten von Stickstoffdüngung und Nitratbelastung. Diese Systematik bietet sich insofern an, als es in dieser Arbeit primär um Politikanalyse geht und damit um die Möglichkeiten der (politischen) Einflußnahme auf das konkrete Verhalten von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, und weniger um dieses selbst. Von daher finden sich in Abbildung 4.42 in der prozeduralen Dimension keine Differenzierungen hinsichtlich des eigenständigen Handelns der Politikadressaten. Die Dimension der Kostenträgerschaft schließlich spielt in Nitratdebatte und -politik eine zentrale Rolle, wie noch im einzelnen zu zeigen sein wird.

Auf der Ebene sachlich-inhaltlicher Problemlösungen lassen sich präventive, korrektive und kompensatorische Regulierungstypen unterscheiden, die grob den Bereichen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Verbraucher/Gesundheit zuzuordnen sind⁵¹: Die Landwirtschaft kann eine Nitratbelastung des Grundwassers vermeiden, die Wasserwirtschaft kann sie für das gelieferte Trinkwasser korrigieren, und die Medizin kann möglicherweise nitratbedingte Erkrankungen lindern und heilen; schließlich ist auch die finanzielle Entschädigung des Verbrauchers für hohe Nitratgehalte im Trinkwasser oder für erlittene Gesundheitsschäden denkbar. Kompensatorische Problemlösungen werden in der Bundesrepublik, abgesehen von akuten Ausnahmefällen, als bevorzugte Regulierungsstrategie einhellig ausgeschlossen und brauchen daher nicht weiter behandelt zu werden.

In prozeduraler Hinsicht sind nach den bisherigen Erfahrungen der Umweltpolitik marktförmige Regelungen dann am wirkungsvollsten, wenn sie keine größeren Kontrollprobleme verursachen. Umgekehrt ist die Steuerungsspezifität des Steuerungsmediums Geld eher geringer als diejenige rechtlicher Auflagen, da es sich um eine indirekte (parametrische) Verhaltenssteuerung handelt, wobei die Entscheidungskompetenz im Prinzip beim Steuerungsadressaten verbleibt. Die Problematik rechtlicher Regeln und Normen liegt häufig in ihrer relativen Ineffizienz, weil ihre Einhaltung zumeist eine hinreichend genaue Überwachung

⁵¹ Dies hängt mit der Fokussierung der Untersuchung auf den Problembereich Trinkwasser-Nitratbelastung zusammen. Stünde z.B. die Gewässereutrophierung im Mittelpunkt, würden sich andere Zuschreibungen dieser Kategorien ergeben.

und die Möglichkeit spürbarer Sanktionen voraussetzt (vgl. Majone 1982, Mayntz et al. 1978, Mayntz 1980, 1983, Terhart 1986). Auf moral suasion beruhende Lösungswege sind ohne flankierende Maßnahmen in der Regel wirkungslos, weil im Falle persönlicher zusätzlicher Belastungen der Adressaten ohne zusätzliche Sanktionsmöglichkeiten kein Anreiz besteht, sie zu übernehmen. Andererseits stellen Information und Beratung eine *conditio sine qua non* dar, damit substantielle Problemlösungen umweltverträglicher Landwirtschaft kognitiv aufgenommen und praktisch umgesetzt werden können.⁵²

Grundsätzlich lassen sich Fragen der Kostenträgerschaft unabhängig von den jeweiligen substantiellen Problemlösungen behandeln. In der Praxis steht allerdings allein die Frage der Finanzierungsmodi bei Einschränkungen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise zur Debatte, wenn man einmal von den allgemeinen Transferzahlungen zugunsten des Agrarsektors absieht. Bei wasserwirtschaftlichen und -technischen Maßnahmen, die im allgemeinen über den Wasserpreis vom Wasserverbraucher getragen werden, gibt es zwar häufiger staatliche Zuschüsse, aber eine Kostenbeteiligung der Landwirtschaft wird politisch bislang nicht ernsthaft in Erwägung gezogen.⁵³

Die pragmatische Unterscheidung zwischen moral suasion im wohlverstandenen Eigeninteresse von Landwirten, weitergehenden Beschränkungen der Landwirtschaft mit Hilfe staatlicher Vorgaben (Auflagen, finanzielle Anreize) und Änderung der agrarpolitischen Rahmenbedingungen in Abschnitt 4.2 läßt sich in dem Klassifikationsraster problemlos reproduzieren, indem substantielle und prozedurale Dimension auseinandergehalten werden. Ähnliches gilt für die in Abschnitt 4.3 vorgenommene Unterscheidung von Maßnahmen der Wasserwirtschaft.

⁵² Dies schließt die Möglichkeit nicht aus, auch speziell ausgebildete Lohnunternehmen bei der Stickstoffdüngung einzusetzen, wie dies in Baden-Württemberg versuchsweise in Demonstrationsvorhaben geschah. 1989 wurden dann erstmals überbetriebliche Düngungsmaßnahmen im Spargelbau bei Bruchsal im Rahmen der SchalVO angeordnet.

⁵³ In der rechtswissenschaftlichen Diskussion werden Haftungs- und Schadenersatzansprüche von Wasserwerken gegenüber Landwirten zwar erörtert (§ 22 WHG), im allgemeinen jedoch wenig Chancen eingeräumt, von krassen und eindeutigen Fällen abgesehen (vgl. Conrad/Gitschel 1988, Hötzel 1985, Salzwedel 1983).

In Abbildung 4.42 werden unterschiedliche Proponenten und unterschiedliche Organisationsformen einer bestimmten Regulierungsstrategie sowie verschiedenartige Kompetenzverteilungen nicht berücksichtigt. Diese Aspekte sind zweifellos für den Erfolg einer Regulierungsstrategie wichtig und werden in die Politikanalyse miteinbezogen. Für die Darstellung grundsätzlicher agrarumweltpolitischer Lösungsmuster für das Nitratproblem sollte das Klassifikationsraster jedoch ausreichen. Es selbst liefert natürlich keine Aussagen über die Angemessenheit bestimmter Lösungsmuster. Aber es ist eine analytische Hilfe bei Einordnung und Vergleich verschiedener empirisch vorfindbarer Regulierungsstrategien. Zumindest macht es deutlich, daß es keine zwingende Kombination von Regulierungstypen gibt. Eine solche resultiert allenfalls aus theoretischen bzw. empirisch abgesicherten Annahmen über gewisse Zusammenhänge zwischen sachlich-inhaltlichen Maßnahmen, Kostenverteilung und Politikinstrumenten. So dürften sich etwa bestimmte Änderungen im Agrarpreisniveau und -gefüge kaum auf der Basis von moral suasion, sondern höchstens durch entsprechende verbindliche Marktordnungen erreichen lassen.⁵⁴

⁵⁴ Ein "freier" Markt beruht auf den Wechselwirkungen der Marktstrategien vieler Einzelentscheider und führt meist nur modelltheoretisch zu optimalen Allokationsentscheidungen, wobei das angestrebte Optimum sich leicht tautologisch ableitet (vgl. Hampicke 1989).



5. Die Nitratdebatte

Bevor in Kapitel 6 die nitratrelevanten Politikprozesse genauer beschrieben werden, sollen in diesem Kapitel die Themen, Fragestellungen und Argumente untersucht werden, die auf kognitiver Ebene den Raum der vorpolitischen und politischen Nitratdiskussion ausfüllen und strukturieren.¹ Die analytisch mögliche Trennung der Analyse von politischen Prozessen und Politikmustern einerseits und derjenigen der kognitiven Problemwahrnehmungs- und Argumentationsmuster der beteiligten Akteure andererseits erlaubt zum einen, die eigenständige Rolle der akademischen und öffentlichen Nitratdiskussion unabhängig von spezifischen Strängen der Nitratpolitik herauszuarbeiten und zum zweiten den jeweiligen Stellenwert bestimmter Fragestellungen und Argumentationsfiguren in den verfolgten Strategien der Akteure in verschiedenen politischen Arenen sowie in den Ergebnissen der Politikspiele zu bestimmen.

Im Gegensatz zu Kapitel 4 geht es hier nicht um die möglichst "objektive" Darstellung der Nitratproblematik², sondern darum, welche diesbezüglichen Sachthemen und inhaltlichen Fragestellungen die Nitratdebatte bestimmen und welche ausgespart werden (Abschnitt 5.1), welche Argumentationsketten von den beteiligten Akteuren vor ihrem jeweiligen Interessenhintergrund vorgetragen werden (Abschnitt 5.2) und welche Entwicklungsdynamik sich aus dem Zusammenspiel dieser Einflußfaktoren für die Nitratdiskussion ergeben hat (Abschnitt 5.3).³ Die

¹ Dies ist deshalb von Bedeutung, weil sich Politik immer auch auf kognitive Bestände und Standards einlassen muß, zumindest zu Legitimationszwecken, und vorpolitische und öffentliche Diskussionen vielfach das Feld vorstrukturieren, in dem dann politische Entscheidungen getroffen und implementiert werden. Insofern Politik im allgemeinen primär nur auf im gesellschaftlichen Raum perzipierte und definierte Problemlagen reagiert - sie mag sie dabei selbst mitgenerieren -, beschreibt die Analyse der Nitratdebatte damit zugleich auch die ersten Phasen des Politikzyklus der Nitratpolitik.

² Selbstverständlich ist diese "objektive" Darstellung von der Nitratdebatte und ihren Argumentationsfiguren sowie deren subjektiver Interpretation durch den Autor geprägt und damit immer auch normativ. Dennoch ist daran festzuhalten, daß die Unterscheidung von (wissenschaftlicher) Debatte und ihrer Rekonstruktion notwendig und sinnvoll ist.

³ Die Rekonstruktion der Nitratdebatte muß sich hier auf die wesentlichen Facetten beschränken und beinhaltet keine historisch detaillierte Nachzeichnung. Eine solche würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen und ist für die im Mittelpunkt stehende Analyse der bundesdeutschen Nitratpolitik auch nicht zwingend erforderlich.

intellektuelle und politisch-strategische Einbettung der Nitratdebatte in die allgemeine Agrarumweltdiskussion und -politik sowie in die generelle Umwelt- und Ressourcendiskussion geschieht (implizit) an anderer Stelle (Kapitel 3 und 9).

5.1 Problemwahrnehmung und -definition

Wissenschaftliche Arbeiten und Kontroversen haben die Wahrnehmung und Definition des Nitratproblems stark geprägt.⁴ Ihre Ergebnisse beeinflussten die öffentliche Nitratdiskussion maßgeblich nicht nur in ihrer inhaltlichen Themenstruktur, sondern sie schlossen auch bestimmte Hypothesen über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge mit der Zeit ebenso aus (z.B. geogene Ursachen hoher Nitratgehalte im Grundwasser) wie sie die Einbeziehung weiterer Aspekte erst ermöglichten (z.B. Denitrifikationskapazität des Untergrunds). Die frühen Arbeiten, die die ersten Erkenntnisse über die Struktur des Nitratproblems lieferten, hatten im allgemeinen anderweitige Zielsetzungen. Sie erlauben jedoch zum einen, z.B. die Nitratgehalte im Trinkwasser in einigen Fällen bis zur Jahrhundertwende zurückzuverfolgen und beeinflussen zum anderen Schwerpunkte und Problemstellungen der Nitratforschung⁵ bis heute.

1. Die Einführung mineralischen Düngers im vorigen Jahrhundert hatte heftige Kontroversen im Bereich der Agrikulturchemie zur Folge: über die angemessene Förderung der Bodenfruchtbarkeit und insbesondere die Rolle des Stickstoffs (vgl. z.B. Arnold 1981, 1983). Die Gegenüberstellung von mineralischem und organischem Dünger hat die Nitratdebatte wesentlich mitgeprägt. Die Auseinandersetzungen über den Stellenwert und die jeweilige Handhabbarkeit und Vorteilhaftigkeit von mineralischem Stickstoffdünger einerseits und Mist- und Gülleüngung andererseits sowie zwischen konventionellem und alternativem Landbau über die Zulässigkeit und die Notwendigkeit des Ein-

⁴ Daß das Aufgreifen bestimmter Fragestellungen durch außerwissenschaftliche (landwirtschaftliche, wasserwirtschaftliche, medizinische) Gesichtspunkte und Problemlagen mitbedingt war, ändert nichts an dieser Feststellung.

⁵ Der Begriff Nitratforschung wird in dieser Studie als Abkürzung für alle Forschungsvorhaben verwendet, die sich mit dem gesamten Stickstoffkreislauf von Stickstoffeintrag in der Landwirtschaft über Nitratanreicherung in Nahrungsmitteln und Wasser bis zur Entstehung von Nitrosaminen im menschlichen Körper beschäftigen.

satzes von mineralischem N-Dünger (vgl. Aubert 1981, Buchner/Sturm 1985) stehen heute allerdings nicht mehr im Zentrum der Debatte. Auch hier haben wissenschaftliche Untersuchungen dazu beigetragen, daß der Stellenwert bestimmter Düngerformen gegenüber demjenigen der Bewirtschaftungsweisen, der Düngermengen und der Düngungspraxis als eher sekundär angesehen wird, was die Frage der Nitratauswaschung angeht (vgl. VDLUFA 1985, Welte/Szabolcs 1988).

2. Die agrarwissenschaftliche Forschung zum Düngemiteleinsatz befaßte und befaßt sich vordringlich mit Fragen der Ertragssteigerung und -optimierung und der effizienteren Düngernutzung. Lysimeterversuche, wie die der BASF-Versuchsstation Limburgerhof seit den 20er Jahren, lieferten wertvolle Erkenntnisse über Einflußfaktoren der Nitratauswaschung im Boden. Die Beschränkung der überwiegenden Anzahl dieser agrarwissenschaftlichen Untersuchungen auf den Oberboden und oberen Unterboden (bis ca. 1 m Bodentiefe) trug jedoch auch dazu bei, unzutreffende Vorstellungen über den Gesamtvorgang der Nitratauswaschung zu vertreten und aufrechtzuerhalten. Obwohl in den letzten Jahren gewisse thematische Verschiebungen zu erkennen sind, spielte bei der agrarwissenschaftlichen Nitratforschung das Ziel der Ertragsoptimierung bislang die dominierende Rolle, während ökologische Fragen der Nitratauswaschung von untergeordneter, bisweilen legitimatorischer Bedeutung geblieben sind (vgl. Welte/Szabolcs 1988).⁶
3. Auf medizinischer Seite wurde von den Hygienikern Nitrat im Rohwasser zunächst als Indikator für dessen mögliche bakteriologische Verunreinigungen durch menschliche oder tierische Fäkalien betrachtet. Während sich diese Indikatorrolle, abgesehen von flachgründigen Privatbrunnen als nicht angemessen herausstellte, weil die Filterwirkung des Bodens im allgemeinen solche bakteriologischen Beeinträchtigungen des Grundwassers verhindert, wurde gleichzeitig der Zusammenhang zwischen Stickstoffdüngung und hoher Nitratkonzentration in den untersuchten Fällen deutlich und die konkurrierende Hypothese einer geogenen Herkunft hoher Nitratgehalte - von geologischen

⁶ Diese Forschungsorientierung ist als agrarwissenschaftliche durchaus angemessen. Sie wird nur insofern problematisch, als sich eine ungleiche Verteilung von Forschungsmitteln konstatieren läßt und die Agronomen die Nitratkontroverse maßgeblich mitprägen.

Sonderfällen abgesehen - zurückgewiesen (vgl. Schwille 1953, Terhaag/Eyer 1958, Ulbrich 1957).⁷

4. Methämoglobinämie bei Säuglingen durch Nitrat ist seit dem vorigen Jahrhundert als solche bekannt (Sattelmacher 1962). 1930 bzw. 1940 wurde erstmals auf die Toxizität von Nitrat im Trinkwasser hingewiesen (Leschke 1930, Terhaag/Eyer 1958). Einschlägige Ergebnisse und Wirkungen zeitigte die Arbeit von Comly (1945). In der Folgezeit wurde ein klarer Zusammenhang zwischen hohen Nitratgehalten im Trinkwasser (> 100 mg/l) und dem Auftreten von Methämoglobinämie in einer Reihe von Untersuchungen in vielen Ländern konstatiert⁸ (vgl. Sattelmacher 1962, Terhaag/Eyer 1958, WHO 1986); die Gesundheitsbehörden empfahlen bzw. dekretierten Nitratgrenzwerte zwischen 20 und 100 mg/l, in der BRD 40 mg/l, wobei von wissenschaftlicher Seite zunächst eher restriktive Vorgaben vorgetragen wurden (Sattelmacher 1962, Sturm/Bibo 1965, Terhaag/Eyer 1958). In der Folgezeit bestimmte die Methämoglobinämie die Grenzwertdiskussion bei Nitrat und auch die diesbezügliche medizinische Forschung in den 60er und frühen 70er Jahren.
5. N-Nitrosoverbindungen und Krebsbildung wurden ab Mitte der 60er Jahre zum Thema medizinischer Forschung. Sander et al. veröffentlichte 1968 die ersten Ergebnisse von in-vivo-Experimenten an Tieren. In Verbindung mit der stark expandierenden Krebsforschung gewann die Nitrosaminforschung rasch an Bedeutung, insbesondere am Deutschen Krebsforschungszentrum (DKFZ). Die wichtige Rolle von Nitrat - via Reduzierung zu Nitrit im Speichel - gegenüber Nitrit in Käse, Fleisch- und Wurstwaren wurde erst ab etwa 1977 wissenschaftlich allgemein akzeptiert. Bis Mitte der 80er Jahre dominierte dann das mögliche Krebsrisiko durch Nitrosamine eindeutig über die Methämoglobinämiegefahr in der Nitratdebatte, ohne sich jedoch auf die bereits in den 70er Jahren diskutierten und verabschiedeten Nitratstandards auszuwirken, die heute maßgeblich sind (vgl. Kromarek 1986).

⁷ Es ist nicht uninteressant festzuhalten, daß es bei der ersten Arbeit in dieser Richtung (Schwille 1953) indirekt auch darum ging, über die Bestimmung von Chlorid- und Nitratgehalten in den Grundwässern Rheinhessens und des Rheingauges Anhaltspunkte für die Erschließung von Mineralquellen zu gewinnen.

⁸ In der BRD interessanterweise zunächst bei Rindern (1947) und dann bei Säuglingen (1953).

6. Einige medizinische Untersuchungen befaßten sich auch mit möglichen anderen Gesundheitsrisiken von Nitrat wie Mißbildungen, Blutdruckveränderungen, Schilddrüsenüberfunktion und Fertilität von Tieren (vgl. Bierter/Kameke 1982, WHO 1986), jedoch ohne zwingende Ergebnisse und größere Folgen für die Nitratdiskussion.
7. Insofern Trinkwasser als essentielles Lebensmittel zentrale Bedeutung für gesundheitliche Gefahren zukommt, finden sich im Kontext der skizzierten medizinischen Diskussionsstränge bereits früh Bestimmungen von Nitratgehalten in einzelnen Wasserwerken (vgl. Sturm/Bibo 1965, Schwille 1969), obgleich der Nitratparameter keine besondere Rolle spielte. Nitratwerte von nahezu 100 mg/l waren in einigen Gemeinden besonders in ländlichen Gebieten keine Seltenheit (Aurand 1983, Schwille 1969). Die Untersuchung von Grund- und Trinkwässern hatte in epidemiologischen und agrarwissenschaftlichen Studien im wesentlichen die Aufgabe der Datengewinnung zur Prüfung oder Untermauerung bestimmter Hypothesen. Aber es wurden im Falle hoher Nitratwerte neben Maßnahmen der Ausweisung von Wasserschutzgebieten, der Wasserverschneidung und der Gewinnung von Tiefengrundwasser auch Verfahren der Wasseraufbereitung (Ionenaustausch, biologische Nitratentfernung) angesprochen (Sturm/Bibo 1965, Terhaag/Eyer 1958). Insgesamt wurde das Nitratproblem auf Verbandsebene von der Wasserwirtschaft lange Zeit als nicht gravierend und eher unbedeutend eingestuft.⁹ Erst die EG-Trinkwasserrichtlinie einerseits und steigende Nitratwerte andererseits zwangen die öffentliche Wasserversorgung zum Handeln, mit der Folge, daß verbale Attacken gegen die Landwirtschaft eher nur die Begleitmusik zu nicht mehr vermeidbaren realen wasserwirtschaftlichen Problemlösungen bildeten. Grundwasserbezogene Nitratforschung hat erst Ende der 70er Jahre einen bedeutsamen Stellenwert in der (wissenschaftlichen) Nitratdebatte gewonnen, während sie zuvor eher die Sache von einigen Außenseitern wie Schwille und Obermann war.¹⁰ Dies hing auch mit der vorherrschenden Meinung zusammen, daß die Bodendeckschichten

⁹ Dies wird heute auch von Vertretern der Wasserwirtschaft selbst eingeräumt (Interview Flinspach, Interview Heers).

¹⁰ Die renommierte DVGW-Forschungsstelle am Bunte-Engler-Institut der Universität Karlsruhe (Sontheimer) gelangte eher von der Seite der Wasseraufbereitungstechnologien zum Nitratproblem und vollzog erst allmählich den Schwenk zur Priorität von Grundwasserschutz und reduziertem landwirtschaftlichen Nitrataustrag.

im allgemeinen einen ausreichenden Grundwasserschutz gegenüber Schadstoffeintrag auf der Erdoberfläche darstellten.¹¹ Inzwischen ist allerdings der Kenntnisstand der von der Wasserseite kommenden Forscher über landwirtschaftliche und bodenkundliche Zusammenhänge als hoch einzuschätzen.

Insgesamt macht die Aufzählung dieser Forschungslinien die Herausbildung der Dominanz der Schiene Stickstoffdüngung-Trinkwasser-Gesundheit in der Nitratdebatte plausibel. Neben dem Trinkwasserpfad spielt auch der Gemüsepfad sowohl bei Methämoglobinämie Studien als auch bei der Krebshypothese eine Rolle, der jedoch in der Bundesrepublik bislang in der gesamten Nitratdebatte eher zweitrangig war.¹² Dies muß allerdings nicht so bleiben, insbesondere wenn sich die Krebshypothese in Verbindung mit der überproportionalen Bedeutung von kurzzeitigen Nitratstößen für die Nitrosaminbildung erhärten lassen sollte (vgl. Fußnote 26 in Kapitel 4). Die mehr ökologischen und weniger gesundheitlichen Folgewirkungen des Nitrataustrags in der Landwirtschaft (Eutrophierung, Abbau organischer Substanzen im Untergrund) sind gleichfalls Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchung, bestimmten aber nicht maßgeblich die Nitratdebatte. Umweltprobleme der Landwirtschaft aufgrund des Zusammenwirkens verschiedener Momente der Landbewirtschaftung (z.B. Mechanisierung, Düngung, Pestizideinsatz, vereinfachte Fruchtfolge) und aufgrund synergistischer Effekte (z.B. Auswaschung von bound residues wie Schwermetallen durch saure Depositionen und die Erschöpfung organischer Substanzen qua Denitrifikation) werden zwar in der allgemeinen Agrar-Umwelt-Diskussion als solche benannt, sind jedoch sehr viel weniger Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen, was auch durch die Komplexität solcher Untersuchungsgegenstände bedingt ist. Dennoch sind solche synergistischen Umwelteffekte längerfristig vielleicht die bedeutsamsten, so daß deren weitgehende Ausblendung aus der Nitratdebatte - wesentlich aufgrund von Nichtwissen - möglicherweise ihr entscheidendes Versäumnis und Defizit darstellt. Die konzeptionelle Einbindung des Trinkwasserpfad in den gesamten (globalen) Stickstoffkreislauf erscheint hingegen grundsätzlich gewährlei-

¹¹ Diese Illusion dürfte die Wasserwirtschaft spätestens seit dem vermehrten Nachweis von Pestiziden im Grundwasser (ab 1984) verloren haben.

¹² Jedenfalls standen auch bei Agronomen hydrologische und wassertechnische Zusammenhänge des Nitratproblems im Vordergrund.

stet¹³, doch handelt es sich um weitgehend getrennte Diskussionsstränge, im Unterschied etwa zur Frage der Stickoxidemissionen durch Industrie und Verkehr. Abgesehen von der Vernachlässigung der Rolle von Ammoniakemissionen durch die Landwirtschaft erscheint diese Separierung auch sachlich gerechtfertigt.

Wesentlich ist schließlich die Unterbelichtung der agrarpolitischen Dimension der Nitratdebatte, indem präventive Problemlösungen in erster Linie vom einzelnen Landwirt erwartet werden, der überwiegend als Verursacher eingestuft wird, ohne eine Änderung der agrarpolitischen und -ökonomischen Rahmenbedingungen zu verlangen, die sein Verhalten wesentlich mitbestimmen. Dementsprechend herrschen auf Seiten der landwirtschaftlichen Praxis edukative, psychologische und organisatorische Fragen einer wirksamen landwirtschaftlichen Beratung vor, um den Landwirt für eine veränderte Bewirtschaftungs- und Düngungspraxis im Hinblick auf eine verringerte Nitratauswaschung zu gewinnen. Dies ist dann zu rechtfertigen, solange es nur um den Bereich auch betriebswirtschaftlich vorteilhafter Veränderungen geht. Allerdings sieht sich die Beratung hier zum Teil auch mit Glaubwürdigkeitsproblemen aufgrund deutlich höherer eigener Düngungsempfehlungen in der Vergangenheit konfrontiert. Eine enge Kopplung der Nitratdebatte besteht mit der Einkommenssituation der Landwirte, wenn die Praktikabilität von Maßnahmen der Problemlösung erörtert wird. Diese Einkommensbindung hat sachlich unnötigerweise, aber aus der Sicht der Agrarverbände und -politik begreiflich, zu einer verengten Diskussion möglicher Problemlösungen geführt. Mit der Beteiligung von Rechtswissenschaft und Agrarökonomie an der Nitratdebatte etwa seit den 80er Jahren hat ihre umwelt- und agrarpolitische Dimension verstärkte Aufmerksamkeit erlangt, ohne jedoch in jedem Fall politische Entscheidungen wesentlich zu beeinflussen. Trotz der weitgehenden Unabhängigkeit von Nitratdebatte und agrarpolitischer Reformdiskussion kommt ersterer - neben der Umsetzung von Naturschutzaufgaben (Ackerlandstreifen-, Biotopschutz-, Naturparkprogramme) - bei der Einbeziehung umweltpolitischer Aspekte in die Agrarpolitik eine gewisse Pilotfunktion zu.

¹³ Allerdings ist die Zahl substantieller Beiträge zum (landwirtschaftlichen) Stickstoffkreislauf auch nicht überwältigend und es sind noch eine Reihe von Wissenslücken vorhanden (vgl. Arrhenius 1977, Bach 1985, 1987, Royal Society 1983, Department of Environment 1986, BMELF 1987c).

Trotz der hier benannten mangelnden Betrachtung einer Reihe von Gesichtspunkten zeichnet sich die Darstellung und Behandlung des Nitratproblems durch kognitive Reichhaltigkeit und Vielfältigkeit aus, die selten eindeutige Kausalketten und verallgemeinerbare Wenn-dann-Beziehungen zulassen. Relativ eindeutig ist nur die Grundstruktur der Problemdefinition: Solange landwirtschaftliche Bodennutzung betrieben wird, kommt es zu einer unvermeidlichen, allerdings stark standortabhängigen Belastung der Wasserressourcen an der Erdoberfläche durch Nitratauswaschung, und hohe Nitratgehalte im Trinkwasser können speziell bei Säuglingen zur Methämoglobinämie führen. Auch über die grundsätzlichen Möglichkeiten der Problemlösung sowie über die Nachrangigkeit kompensatorischer Lösungsformen (vgl. Abbildung 4.42) besteht weitgehende Einigkeit. Aber wie das räumliche Ausmaß und die qualitativen und quantitativen Zusammenhänge der Nitratproblematik einzuschätzen, welche Verallgemeinerungen anerkannt und welche Problemlösungen vorzuziehen sind, wird kontrovers beurteilt.¹⁴

Auf zwei Ebenen ist an dieser Stelle auf potentielle Bruchstellen des hier konstatierten Basiskonsenses der Wissenschaft hinzuweisen, weil diese weitreichende Folgen für mögliche Ökologisierungsprozesse in der Landwirtschaft und agrarumweltpolitische Problemlösungen hätten:

1. Eine Verschiebung oder Ausweitung des Nitratproblems in Richtung auf andere Problemlagen wie Eutrophierung, synergistische Effekte oder Belastungen der Atmosphäre würde die bisherigen wissenschaftlichen Resultate zwar nicht obsolet, aber zunehmend irrelevant werden lassen können.
2. Im Falle einer grundsätzlichen Infragestellung des auch in der Ökologie vorherrschenden naturwissenschaftlichen Paradigmas durch alternative Erklärungsmodelle, wie sie etwa teilweise im biologisch-dynamischen Landbau verwandt werden¹⁵, könnten grundsätzlich die auf der Basis dieses Paradigmas entwickelten Begrifflichkeiten und Problemlösungen als inadäquat in Frage gestellt werden.

¹⁴ Wissenschaftliche Untersuchungen haben hier ebensoviel neue Unsicherheiten und Kontingenzen eröffnet wie sie Sicherheiten und Eindeutigkeiten geschaffen haben.

¹⁵ Dann wäre z.B. Nitrat nicht in jedem Fall Nitrat, machte mineralische und organische Düngung einen Unterschied und spielten andere Qualitätskriterien und Naturkonzepte eine Rolle.

Wenn aber die bislang in der Nitratforschung erarbeiteten kognitiven Grundlagen hinterfragt werden sollten, dann könnten die bisher in der Nitratdebatte grundsätzlich anerkannten Experten sich dem Vorwurf ungerechtfertigter Prämissenunterstellungen ausgesetzt sehen und rasch einen Glaubwürdigkeitsverlust erleiden, wie er aus der Energiedebatte bekannt ist. Dies hätte zweifellos Konsequenzen für die gesellschaftlich realisierbaren Wege einer Ökologisierung der Agrarpolitik und einer Lösung des Nitratproblems. Da zur Zeit nach meiner Einschätzung auf der Ebene der Nitratproblematik nicht mit einem solchen Paradigawechsel zu rechnen ist, wird seine Möglichkeit in dieser Untersuchung nicht weiter berücksichtigt.

Nach den bisherigen Ausführungen weist die Nitratdebatte dagegen primär eine deutlich polare Struktur entlang der folgenden vier Konfliktlinien auf:

1. gesundheitliche Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit einer Trinkwasser-Nitratbelastung von über 50 mg/l
2. Ursächlichkeit des Düngeverhaltens der Landwirte und der Güllewirtschaft für die Nitratbelastung des Grundwassers
3. präventive versus korrektive Maßnahmen zur Minderung der Nitratbelastung (Düngungsbeschränkungen und veränderte landwirtschaftliche Praxis oder wasserwirtschaftliche und -technische Maßnahmen)
4. Kostenübernahme bei den Maßnahmen nach dem Verursacher- (Landwirtschaft), Gemeinlast- (Staat) oder Nutznießerprinzip (Wasserverbraucher).

Diese Konfliktlinien spiegeln auch die Interessenlagen der in Nitratdebatte und -politik involvierten Gruppen und Institutionen wider, insbesondere der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft. Zugleich wird deutlich, daß - zumindest auf der Ebene der Themenselektion - die Durchschlagskraft ökologisch-gesundheitlicher Argumente entlang dieser vier Dimensionen von entscheidender Bedeutung für umweltpolitischen Terraingewinn ist.

Wesentlich für die gesellschaftspolitische Tragweite und Einordnung der Nitratdebatte ist die aus diesen Strukturmerkmalen ableitbare Schlußfolgerung,

daß es sich bei ihr primär um einen Interessenkonflikt und bestenfalls sekundär um einen grundsätzlichen Wertekonflikt handelt. Die an der Debatte hauptsächlich beteiligten Akteure unterscheiden sich auf der (abstrakten) Ebene generalisierter Werte nicht signifikant. Sie stimmen auch in der generellen Problemdefinition und den anzustrebenden Problemlösungen überein.¹⁶ Schließlich wird die zentrale Rolle der Wissenschaft bei der Problemanalyse anerkannt und werden diesbezügliche unzweideutige Ergebnisse akzeptiert.¹⁷ Als Wertkonflikt läßt sich die Nitratdebatte in der Auseinandersetzung zwischen konventionellem und ökologischem Landbau einordnen, weil sie hier stellvertretend für grundlegende Differenzen zwischen vorgeblich sanften, der Natur gemäßen und durch sie geprägten Landbau und vorgeblich auf technische Machbarkeit setzender Landwirtschaft steht. Hier sind die Gedankengebäude und Sprachweisen häufig prinzipiell verschieden, wie es z.B. in den völlig konträren Einschätzungen des Zusammenhangs von Mineraldüngung und Bodenfruchtbarkeit und -güte zum Ausdruck kommt (vgl. Preuschen 1984, Vetter 1984a; differenziert: Sauerbeck 1985, SRU 1985). Allerdings hat diese Auseinandersetzung zum einen in der Nitratdebatte keine zentrale Bedeutung erlangt und zeichnen sich andererseits begrenzt gewisse Annäherungen und die Abschwächung ideologischer Verfestigungen und Feindbilder ab, so daß der angesprochene Wertekonflikt auch zukünftig eine untergeordnete Rolle spielen dürfte. Wie die Politikanalyse (Kapitel 6) aufzeigt, waren seine manifesten politischen Auswirkungen gering.

5.2 Interessen und Argumente

Als zentrale Akteure in dem Interessenkonflikt um Nitrat lassen sich eindeutig Landwirtschaft und Wasserwirtschaft benennen¹⁸, insofern es für beide um partiell konkurrierende Nutzungen eines Gebietes geht, die sich im Zweifelsfall gegenseitig ausschließen. Allerdings trifft dies nur unter zwei Voraussetzungen zu:

¹⁶ Grundsätzlich bejahen auch die Vertreter der Landwirtschaft, daß diese wesentlich zur Problemlösung beitragen kann und sollte.

¹⁷ Es bleiben ja bei deren Interpretation noch genügend Möglichkeiten, den jeweiligen eigenen Standpunkt einfließen zu lassen.

¹⁸ Grundsätzlich wäre hier auch der Naturschutz als Akteur aufzuführen, der jedoch in der Vergangenheit keine maßgebliche Rolle gespielt hat.

1. Es besteht ein entsprechender Druck auf die Wasserwirtschaft, die Nitratkonzentration des Trinkwassers so zu begrenzen, daß sie gegebenenfalls kostenträchtige Maßnahmen in Angriff nehmen muß. Diese Bedingung erfüllt der neue Nitratgrenzwert der Trinkwasserverordnung (TV0).¹⁹
2. Für die Landwirtschaft sind dem Grundwasserschutz angemessene Bewirtschaftungsweisen gegebenenfalls mit zusätzlichen Kosten verbunden, die zu internalisieren sie nicht verpflichtet ist. Auch diese Voraussetzung ist unter den gegenwärtigen agrarpolitischen Randbedingungen erfüllt.²⁰

Beide Voraussetzungen unterstellen die Vorrangigkeit ökonomischer Interessenlagen. Sie erklären, warum Landwirtschaft und Wasserwirtschaft als zentrale Akteure in der Nitratdebatte einzustufen sind. Sie machen deutlich, inwiefern es zwischen beiden Akteuren durchaus begrenzt parallel laufende Interessen im Bereich der einkommenssteigernden Düngungs- und Bewirtschaftungsoptimierung gibt. Sie erklären die Zuspitzung der Nitratdiskussion auf die Frage der Kostenträgerschaft, weil im Falle der Überwälzbarkeit der Kosten bzw. des Ausgleichs von Einkommensverlusten das Interesse an landwirtschaftlichen Höchstserträgen oder der Widerstand gegen korrektive wasserwirtschaftliche bzw. -technische Problemlösungen in der Tendenz nachlassen. Schließlich wird deutlich, daß unter entsprechend veränderten Rahmenbedingungen (großzügige oder keine Nitratstandards, Internalisierung von Umweltkosten seitens der Landwirtschaft) zumindest in kapitalistischen Gesellschaften mit einem Abflauen der Nitratdebatte gerechnet werden kann. Das gilt umgekehrt auch, wenn über die oben (5.1) benannten Konfliktlinien eindeutig gesellschaftlich bindende Entscheidungen getroffen worden sind.

Mit dieser Betonung ökonomischer Interessenlagen wird nicht deren bruchlose Umsetzung in bestimmte Positionen und Argumentationsstrategien behauptet. Bekanntlich resultiert nur in Ausnahmefällen aus einer wirtschaftlichen Interessenlage eine eindeutige Handlungsstrategie auf konkreter Ebene. Darüber hinaus ist die Interessenlage der hier zunächst nur pauschal gekennzeichneten Akteure

¹⁹ Die korrekte offizielle Abkürzung lautet TrinkwV.

²⁰ Allerdings könnte § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG hier geltend gemacht werden, was jedoch erstmalig 1988 in Bielefeld von einem grünem Stadtdezentem getan wurde.

Landwirtschaft und Wasserwirtschaft intern keineswegs homogen. Der Viehhaltungsbetrieb mit Gülleüberschüssen hat andere Probleme als der Zuckerrübenanbauer. Und das kommunale Wasserversorgungsunternehmen, dessen Wassereinzugsgebiete sich mit den Anbaugebieten von Sonderkulturen in der Nachbargemeinde überlagern, befindet sich in einer anderen Situation als das WVU eben dieser Nachbargemeinde, dessen Einzugsgebiete in einer Wald- oder Getreideanbauregion liegen. Schließlich sind im Zusammenspiel von unterschiedlichem Problembewußtsein und einer mehr oder weniger großen kognitiven Offenheit von örtlich spezifischer Problemsituation und -schärfe ganz verschiedenartige Reaktionsweisen und Argumentationsmuster möglich.

Dennoch lassen sich die Argumentationsmuster, wie sie in der Nitratdebatte auftreten, vielfach entlang der gegensätzlichen ökonomischen Interessenlagen von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft rekonstruieren. Neben diesen beiden in sich zu differenzierenden Akteuren, werden analoge Positionen vorwiegend von Agrarbehörden, Düngemittelindustrie und teilweise von den Agrarwissenschaften einerseits, von Umwelt- und Wasserbehörden, Umweltverbänden und Umweltforschern andererseits vorgetragen. Gesundheitsbehörden und medizinische Forschung als weitere Beteiligte an der Nitratdebatte vertreten teils ähnliche, teils abgewandelte Argumentationsweisen wie die Wasserwirtschaft. Ihre Interessen sind weniger zentral betroffen, solange die Einhaltung des Nitratgrenzwerts gewährleistet ist; von daher brauchen sie weniger Partei zu ergreifen. Sicherlich bevorzugen sie eine präventive Problemlösung auf Landwirtschaftsseite, aber im Zweifelsfall müssen sie sich an die betroffenen Wasserwerke halten. Es kommt auch nicht ganz von ungefähr, daß die Vertreter des Gesundheitswesens außer in der Diskussion um Nitratstandards weniger prononciert auftreten und zunehmend weniger im Vordergrund stehen.²¹

Die Rekonstruktion der gegenläufigen Argumentationsstrategien ergibt - nicht unerwartet - Diskrepanzen zwischen beiden Seiten auf fast allen Ebenen, wobei allerdings Veränderungen über die Zeit festzustellen sind: in der Konstruktion von Fakten²² und der Beweislastverteilung, in der Interpretation von Fakten,

²¹ Mit Abschluß der Grenzwertdiskussion hatten sie ihren Part auch weitgehend beendet.

²² Bekanntlich sind Fakten immer auch theoriegeladene Konstruktionen und nicht einfach durch die Außenwelt objektiv vorgegeben (Ravetz 1971, Stegmüller 1973, Wynne 1983).

in der Präferenz für substantielle, prozedurale und distributive Problemlösungen (siehe Abbildung 4.42), in der Zulässigkeit von Verallgemeinerungen und der Einordnung konkreter Einzelfälle, in der Gewichtung, Relativierung oder Ausblendung von Befunden und in Ursachen- und Schuldzuschreibungen. Nicht untypisch ist darüber hinaus das sich zeitweise Festbeißen in Nebenkontroversen, um dadurch zu Geländegewinnen in der Nitratkontroverse zu gelangen. Neben der interessengeleiteten Weckung von Assoziationen, der Verknüpfung von Themen und Selektion von Argumenten läßt sich sowohl der Aufbau neuer Streitfronten beobachten, wenn eine Seite in einer Frage eine Schlacht verloren hat, als auch das Wiedereinbringen alter, überholter Argumente und Konfliktpunkte, die längst überwunden geglaubt waren.²³ Schließlich ist es nicht uninteressant, festzuhalten, welche durchaus schlagkräftigen Argumente von der einen oder anderen Seite so gut wie gar nicht in die Nitratdebatte eingebracht wurden.

Daß beide Seiten deskriptive und normative Aussagen für ihre Zwecke miteinander verknüpfen, ist Kennzeichen jeder politisch bedeutsamen Kontroverse und braucht deshalb nicht besonders hervorgehoben zu werden. Interessant ist jedoch, daß Argumentationsstrategien nach dem Prinzip von "divide et impera" eine vergleichsweise untergeordnete Rolle spielen, obwohl sie sich von der jeweiligen Situation her häufig anbieten.²⁴ In Tabelle 5.1 sind für die benannten Aspekte jeweils Beispiele für von eher Wasserwirtschafts- oder eher Landwirtschaftsinteressen entsprechenden Argumenten und Gegenargumenten aufgeführt. Durch diese Hervorhebung von Pro- und Contra-Positionen werden ebenso vorhandene Differenzierungen und Veränderungen in diesen Positionen sowie Übereinstimmungen unterbelichtet.

²³ So behauptete jüngst noch ein Vertreter des Bayerischen Bauernverbandes, daß die hohe Wasserentnahme in der Nähe von Ballungszentren die Hauptursache für das Nitratproblem sei, denn die Pflanzen könnten dem Wasser kein Nitrat entziehen, da ihnen das Wasser entzogen würde (laut einer Lokalzeitung im Spessart vom 16.3.1989).

²⁴ Dies mag auch daran liegen, daß solche Argumentationsstrategien einerseits immer auch kontraproduktiv im Sinne einer ungewollten zusätzlichen Solidarisierung wirken können und sie andererseits "Schwarzer-Peter-Spiele" der Verantwortungsentlastung fördern können.

Tabelle 5.1: Wasser- und landwirtschaftliche Positionen und Argumente zum Nitratproblem

Argumentationsfigur und Themenstellung	Wasserwirtschaftliche Position	Landwirtschaftliche Position
<p>Konstruktion von Fakten</p> <p>Ursachen hoher Nitratwerte im Grundwasser</p> <p>Krebsrisiko von Nitrat</p>	<p>Der Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser ist auf die Formen der Landbewirtschaftung zurückzuführen.</p> <p>Hohe Nitratgehalte im Trinkwasser können krebszerzeugend wirken.</p>	<p>Hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind auf kommunale Abwässer und Deponien, auf verstärkte Stickstoffeinträge aus der Luft (Emissionen von Industrie und Verkehr), auf hohe natürliche Mineralisationsraten im Boden und auf falsche landwirtschaftliche Praxis zurückzuführen.</p> <p>Die Auswertung bisher durchgeführter wissenschaftlicher Untersuchungen läßt keinen Zusammenhang zwischen Trinkwasser-Nitratgehalten und (Magen-)Krebsinzidenzen erkennen.</p>
<p>Interpretation von Fakten</p> <p>räumlicher Umfang des Nitratproblems</p> <p>Nitratstoß durch Grünlandumbruch</p> <p>hohe Nitratbelastung durch intensive Landwirtschaft</p> <p>Zeitverschiebung zwischen Nitrateintrag und Anstieg der Nitratgehalte im Rohwasser</p> <p>Gülle: Abfall oder Düngung?</p> <p>Gesundheitsrisiken und Grenzwert</p>	<p>Bei der Nitratbelastung des Grundwassers handelt es sich längerfristig um ein überregionales, mehr oder minder flächendeckendes Problem</p> <p>Die modernen Formen der Tierhaltung machen Maisanbau vorteilhaft und führen zum Grünlandumbruch.</p> <p>Bei Unvereinbarkeit von intensiver Landwirtschaft und unbelastetem Grundwasser, sind der Landwirtschaft die notwendigen Beschränkungen aufzulegen.</p> <p>Aufgrund der langen Latenzphasen ist es höchste Zeit, den hohen, teils exzessiven Stickstoffdüngereinsatz zu stoppen.</p> <p>Bei den heute vorherrschenden Formen der (agroindustriellen) Tierproduktion handelt es sich bei Gülleausbringung in erster Linie um Abfallbeseitigung, die zu unterbinden ist.</p> <p>Da ein erhöhtes Krebsrisiko durch Nitrat im Trinkwasser nicht ausgeschlossen werden kann, ist aus Gründen der Vorsorge der Nitratstandard möglichst niedrig anzusetzen und der EG-Richtwert von 25 mg/l weitestgehend einzuhalten.</p>	<p>Das Nitratproblem ist ein lokales Problem, wo der Anbau von Sonderkulturen auf durchlässigen Böden vorherrscht und einige Landwirte aus Unwissen überdüngen.</p> <p>Die Zunahme der Grundwasserförderung in landwirtschaftlichen Gebieten führte zu einer Absenkung des Grundwasserspiegel, der den Landwirte nur die Möglichkeit des Grünlandumbruchs lieB.</p> <p>Bei Unvereinbarkeit von intensiver Landwirtschaft und unbelastetem Grundwasser sind Landwirtschaft und Trinkwassergewinnung räumlich zu trennen.</p> <p>Da die Landwirtschaft den Anstieg der Nitratkonzentrationen selbst durch Sofortmaßnahmen aufgrund der vielfach langen Wirkungsverzögerungen nicht verhindern kann, sind wasserwirtschaftliche und -technische Maßnahmen vorrangig.</p> <p>Gülleausbringung - richtig durchgeführt - stellt eine wertvolle Form der Pflanzendüngung dar und ist durch die landwirtschaftliche Beratung entsprechend zu fördern.</p> <p>Da Gesundheitsrisiken von Trinkwasser mit Nitratwerten von unter 100 mg/l nicht nachgewiesen wurden, ist die Einhaltung der alten WHO-Empfehlungen von 100 mg/l gesundheitspolitisch ausreichend.</p>
<p>Präferenzen in der Problemlösung</p> <p>- substantiell</p> <p>- prozedural</p>	<p>Die Vorrangigkeit präventiver Maßnahmen verlangt die Lösung des Nitratproblems auf Seiten der Landwirtschaft. Maßnahmen auf Seiten der Wasserwirtschaft sind nur als zusätzliche kurzfristige Notmaßnahmen anzusehen.</p> <p>Neben vermehrter landwirtschaftlicher Beratung sind in Problemgebieten sanktionsbewehrte Auflagen für die Landwirtschaft unumgänglich, weil der Erfolg der Beratung nicht gesichert ist und häufig zu wünschen übrig läßt und weil eine freiwillige Befolgung notwendiger, aber einkommensmindernder Maßnahmen nicht erwartet werden kann.</p>	<p>Die Gleichrangigkeit der Versorgung mit Nahrungsmitteln und mit Trinkwasser macht die fallweise Abwägung erforderlich, welche Problemlösungen angemessen sind. Insofern die wassertechnische Nitratentfernung als Stand der Technik angesehen werden kann, sind die Wasserwerke verpflichtet, diese bei Bedarf auch einzusetzen.</p> <p>Informations- und Beratungsmaßnahmen gebührt der absolute Vorrang. Behördliche Auflagen können zum einen den jeweils standortspezifischen Bedingungen nicht gerecht werden. Zum anderen kann nicht hinter jedem Bauern ein Polizist stehen. Sanktionen für die Nichterhaltung von sachlich oft fragwürdigen Auflagen verhindern gerade die Kooperation und Mitwirkung der Landwirte, auf die jede Agrarumweltpolitik angewiesen ist.</p>

Argumentationsfigur und Themenstellung	Wasserwirtschaftliche Position	Landwirtschaftliche Position
- distributiv	Als Verursacher der Nitratbelastung des Trinkwassers hat die Landwirtschaft die Kosten für die Lösung dieses Problems zu tragen. Wird eine Belastung der Landwirtschaft aus übergeordneten agrarsozialpolitischen Gründen für nicht zumutbar gehalten, hat die Gesellschaft als ganze, d.h. der Staat, die Kosten zu tragen.	Die Landwirtschaft ist zur Mitwirkung an der Lösung des Nitratproblems bereit. Dies darf jedoch nicht zu einer (einseitigen) Belastung landwirtschaftlicher Einkommen führen. Wenn die Wasserwirtschaft überall Trinkwassergqualität ihrer Wasserlieferungen für erforderlich hält, obgleich nur 5 % hiervon als Trinkwasser dienen, muß sie die notwendigen Kosten auch übernehmen. Es kann nicht angehen, daß die Landwirtschaft Einkommenseinbußen hinnehmen muß, damit entfernte städtische Ballungsgebieten mit enormen Wassermengen versorgt werden, wenn dort zugleich aufgrund industrieller Verschmutzungen keine ausreichende Wasserversorgung mehr möglich ist und Einsparmöglichkeiten im Wasserverbrauch nicht realisiert werden.
Zulässigkeit von Verallgemeinerungen Die Landwirtschaft generell als Ursache steigender Nitratwerte Vielschichtigkeit der Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge Einordnung konkreter Einzelfälle	Die moderne Landwirtschaft mit ihrer Ausreizung der letzten Ertragspotentiale führt zu einem kontinuierlichen Anstieg des Nitratgehalts im Grundwasser. Bei entsprechender Untersuchungsanlage lassen sich in vielen Fällen durchaus eindeutige Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftungs- und Düngungsweise einzelner Landwirte und der Entwicklung des Nitratgehalts im Grundwasser festmachen. Die bekanntgewordenen und untersuchten Fälle hoher Nitratgehalte bei einer Reihe von Wasserwerken belegen den (engen) Zusammenhang von intensiver Landbewirtschaftung und Nitratwaschung.	Bei den untersuchten Fällen handelt es sich meist um Extremsituationen, die nicht flächendeckend verallgemeinert werden dürfen. Soweit Probleme der Nitratwaschung die Landwirtschaft betreffen, stammen sie kaum vom Mineraldünger, sondern höchstens von der Gülleausbringung. Die Ursachen der Nitratwaschung ins Grundwasser sind äußerst vielschichtig, so daß eindeutige Rückschlüsse steigender Nitratkonzentration auf das Düngeverhalten einzelner Landwirte nicht möglich sind. Die unterschiedlichen Nitratwerte in Brunnenanlagen bei vergleichbaren landwirtschaftlichen Nutzungsformen belegen die zentrale Rolle natürlicher Einflußfaktoren wie Nitterung, Klima, Boden etc. für die Nitratwaschung ins Grundwasser.
Gewichtung und Relativierung von Befunden Wichtigkeit des Nitratproblems Nitratproblem im Vergleich N _{min} -Methode Rolle der Düngung Denitrifikation im Untergrund	Bei dem Nitratproblem handelt es sich um eine Zeitbombe im Untergrund. Die Nitratbelastung des Grundwassers ist das zweitbedeutendste Umweltproblem der Landwirtschaft. Die N _{min} -Methode ist ein Instrument, das der Landwirtschaft im allgemeinen die gleichzeitige pflanzenbedarfsgerechte und grundwasserschonende Düngung ermöglicht. Der Düngung kommt zentrale Bedeutung für das Ausmaß der Nitratwaschung zu, zumal sie die einzige Regelgröße darstellt, mit der die Landwirtschaft direkten Einfluß auf das Nährstoffangebot im Boden ausüben kann. Andauernde hohe Nitratwaschung kann zur Erschöpfung der Denitrifikationskapazität des Untergrundes und zu Nitratdurchbrüchen führen.	Bei der Nitratwaschung ins Grundwasser handelt es sich um ein typisch lokales Problem. Sowohl ein Vergleich mit dem Gefährdungspotential anderer Schadstoffe im Rohwasser als auch im Vergleich mit anderen, in der menschlichen Nahrungsaufnahme liegenden Gesundheitsrisiken, ist das Nitratproblem von ganz sekundärer Wichtigkeit und wird in der öffentlichen Diskussion überbewertet. Die N _{min} -Methode ist für die landwirtschaftliche Praxis aufgrund ihrer Aufwendigkeit bzw. der Ungenauigkeit von Nitrat Schnelltests sowie aufgrund der stets verschiedenen Standortverhältnisse nur begrenzt geeignet. Die aktuelle Düngungspraxis ist eine eher zweitrangige Einflußgröße für die Nitratwaschung. Außerdem ist der an einigen Orten beobachtete Anstieg des Nitratgehalts im Grundwasser häufig nicht auf intensiven Pflanzenbau, sondern auf Grünlandumbruch oder außerlandwirtschaftliche Nitratquellen zurückzuführen. Organische und anorganische Denitrifikation im Untergrund und Grundwasserleiter sorgen im allgemeinen dafür, daß es selbst bei höheren Nitrateinträgen zu keiner Belastung der Trinkwassergewinnung kommt.

Argumentationsfigur und Themenstellung	Wasserwirtschaftliche Position	Landwirtschaftliche Position
<p>Kostengünstige Problemlösung</p> <p>Nebenerwerbslandwirte</p> <p>Opportunitätskosten landwirtschaftlicher Maßnahmen</p>	<p>Grundwasserschonende Bewirtschaftungsweisen der Landwirtschaft stellen die volkswirtschaftlich kostengünstigere Lösung des Nitratproblems dar.</p> <p>Da besonders Nebenerwerbslandwirte überdüngen und die Beratung sie nicht erreicht, sind behördliche Auflagen unvermeidbar, um hier für ausreichenden Grundwasserschutz zu sorgen.</p> <p>Es besteht durchaus die Möglichkeit, durch ein geeignetes Programmpaket die Nitratauswaschung ins Grundwasser weitgehend zu mindern. Dies wird einiges kosten, aber das muß Grundwasserschutz der Gesellschaft wert sein.</p> <p>Die Kosten der Vermeidung von Grundwasserbelastungen hat der Landwirt als Verursacher zu tragen. Unter agrarsozialen Gesichtspunkten können staatliche Ausgleichszahlungen bei Nachweis der Bedürftigkeit im Einzelfall gewährt werden.</p>	<p>Wasserwirtschaftliche Maßnahmen stellen neben der Nitratinminimierung in den einzelnen Haushalten die volkswirtschaftlich vorzuziehende Lösung des Nitratproblems dar.</p> <p>Eine pauschale Diskreditierung der Nebenerwerbswirte ist unangebracht und basiert nicht auf repräsentativen und die jeweilige Situation berücksichtigenden Untersuchungen. Die landwirtschaftliche Beratung sollte sich in Problemgebieten verstärkt um die Aufklärung der Nebenerwerbslandwirte bemühen, was ihren eigenen Interessen entspricht.</p> <p>Auch wenn präventive Maßnahmen im Prinzip vorzuziehen sind, so legen die notwendige Standortspezifität und die mangelnde Kontrollierbarkeit landwirtschaftlicher Maßnahmen doch die Vorrangigkeit wasserwirtschaftlicher oder wassertechnischer Problemlösungen unter Opportunitätsaspekten nahe.</p> <p>Da weitere Einkommenseinbußen der Landwirtschaft nicht zuzumuten sind, muß sie für Bewirtschaftungsauflagen Ausgleichszahlungen erhalten, wenn in der Sache Grundwasserschutz auch umgesetzt werden soll.</p>
<p>Ausblendung von Befunden</p>	<p>Die öffentliche Trinkwasserversorgung sollte entsprechend der Nachfrage ausreichende Mengen von Wasser in Trinkwasserqualität (DIN 2000) zur Verfügung stellen. Das Grundwasser darf grundsätzlich nicht mit Fremdstoffen belastet werden (Ausblendung der Frage nach der Notwendigkeit des derzeitigen Wasserverbrauchs und den Möglichkeiten, ihn zu reduzieren). In den Einzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen müssen andere Formen der Gewässernutzung zurückstehen und Gewässerbelastungen unterbleiben. (Ausblendung der Frage, ob die Aufnahme der Trinkwasserförderung in bereits bestehenden landwirtschaftlichen Intensivgebieten notwendig und sinnvoll ist).</p>	<p>Das Krebsrisiko von Nitrat via Nitrosaminbildung ist bei normalen Trinkwasser-Nitratgehalten völlig offen und nicht belegt. (Ausblendung der nachgewiesenen Methämoglobinengefahr).</p> <p>Laut einiger Studien sind die Kosten der Wasseraufbereitung in einer Reihe von Fällen geringer als die Einkommensverluste der Landwirtschaft durch Bewirtschaftungsbeschränkungen. (Ausblendung der volkswirtschaftlichen Gesamtkosten und möglicher anderweitiger Umweltschäden der Nitratauswaschung).</p> <p>Der begrenzte Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser ist ökologisch und gesundheitlich von untergeordneter Bedeutung, zumal es sich um eine überall in der Natur vorkommende Substanz handelt (Ausblendung weiterer Umwelteffekte erhöhten Nitratreintrags durch die Landwirtschaft wie die Eutrophierung von Böden und Gewässern).</p>
<p>Ursachen- und Schuldzuschreibungen</p>	<p>(Intensive) Landwirtschaft ist ohne Zweifel die Hauptursache des Problems der Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser.</p>	<p>Für die Verunreinigung der natürlichen Wasserressourcen sind viele Gruppen verantwortlich. Siedlungsabwässer und undichte Deponien sowie vermehrte Stickoxidemissionen in die Luft tragen genauso zur Nitratbelastung des Grundwassers bei. Ausnahme-situationen und einzelne Mißstände dürfen nicht in Regelfälle umgezählt werden. Wenn agrarpolitische Vorgaben der Landwirtschaft bestimmte Bewirtschaftungsformen aufzwingen, wenn die landwirtschaftliche Beratung bislang hohe Stickstoffdüngergaben empfohlen hat und wenn Wasserschutzgebiete nicht rechtzeitig ausgewiesen werden, sind nicht die einzelnen Landwirte hauptverantwortlich für das Nitratproblem und sind ihnen von daher keine Einkommensverluste zuzumuten. Schließlich tragen die Wasserwerke durch ihre hohen Wasserentnahmemengen zu erhöhten Nitratgehalten im Rohwasser bei, indem die dabei entstehenden Saugdrücke die natürliche Geschwindigkeit des Sicker- und Grundwassers erhöhen, so daß die Denitrifikationsprozesse im Untergrund weniger wirksam wirken können.</p>

Argumentationsfigur und Themenstellung	Wasserwirtschaftliche Position	Landwirtschaftliche Position
Nebenkontroversen Verursacherprinzip	Rechtlich ist die Landwirtschaft als Verursacher des Nitratproblems anzusehen.	Es ist eine Frage der gesellschaftlich-normativen Willensbildung und Entscheidung, wer im ökonomischen und rechtlichen Sinne als Verursacher des Nitratproblems eingestuft wird.
Erlaubnispflichtigkeit der Düngung	Nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG ist die N-Düngung zumindest in Problemregionen erlaubnispflichtig.	Aus § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG läßt sich keine Erlaubnispflichtigkeit der Düngung ableiten.
Haftungsrechtliche Konsequenzen	§ 22 WHG begründet eine (gesamtschuldnerische) Gefährdungshaftung von Landwirten bei Nitrat- auswaschungen ins Grundwasser gegenüber der öffentlichen Trinkwasserversorgung.	§ 22 WHG hat keine haftungsrechtlichen Konsequenzen für den ordnungsgemäß wirtschaftenden Landwirt, weil die Düngung nicht als Gewässer- benutzung einzustufen ist oder keine adäquate Kausalität vorliegt oder kein Schaden eingetreten ist oder der Gesamtschuldner nicht feststellbar ist.
Ordnungsgemäße Düngung	Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung und Düngung führt zu keiner Beeinträchtigung des Grundwassers.	Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung und Düngung wird durch die landwirtschaftliche Praxis und deren Fortentwicklung bestimmt, wobei beträchtliche standortspezifische Variationen möglich sind.
Nitratwaschung durch N-Düngung	Stickstoffimmobilisierung bewirkt in den meisten Fällen nur eine vorübergehende Festlegung von Mineralstickstoff im Boden. Auch wenn der ausgewaschene Stickstoff überwiegend aus der Mineralisation des N-Pools stammt, was nur unter besonderen Bedingungen zu erwarten ist (pflanzenbedarfsgerechte gestaffelte Düngung mit Ammoniumdünger und niedrige Auswaschungsraten), so trägt die Düngung indirekt durch Anreicherung des N-Pools zur Nitratwaschung bei.	Lysimeterversuche mit 15 N-markierten Düngern belegen, daß die N-Düngung an vielen Standorten kaum an der Nitratwaschung ins Grundwasser beteiligt ist.
Lysimeterversuche	Die Aussagekraft von (vergangenen) Lysimeter- versuchen ist durch Lysimeterfehler und durch ihre Begrenzung in Bodentiefe und Raum sehr eingeschränkt.	Die durch Lysimeterversuche gewonnenen langen Zeitreihen über Nitratwaschung und -transport im Untergrund belegen eindeutig den entscheidende Einfluß von (natürlichen) Faktoren und die zweitrangige Bedeutung der mineralischen Düngung.
mineralischer versus organischer N-Dünger als Nitratquelle	Insbesondere bei Sonderkulturen ist die mineralische Stickstoffdüngung für hohe Nitratwerte im Grundwasser verantwortlich. Die auf kurzfristige Gewinnmaximierung ausgerichtete moderne Landwirtschaft ist auf den Einsatz unnatürlicher Substanzen, der Agrochemie angewiesen, der in Verbindung mit nicht naturgerechter Bodenbewirtschaftung u.a. zu hoher Nitratwaschung führt.	Die im Gegensatz zum Mineraldünger nur wenig steuerbare Mineralisierungsrate und -zeitpunkt beim Aufbringen von organischem Dünger und beim Leguminosenanbau führen hier zu unkontrollierter Nitratwaschung. "Ohne Mineraldüngung müßte heute nicht nur ein Drittel, sondern schon die gesamte Menschheit hungern." (Buchner/Sturm 1985).
Themenverknüpfung und Argumentselektion	Sauberes, von Schadstoffen aus Industrie und Landwirtschaft freies Grundwasser ist Voraussetzung für ein gesundes Trinkwasser. Übermäßige Stickstoffdüngung kann letztlich zu zusätzlicher Krebsbildung führen. Ausgleichszahlungen an die Landwirtschaft für grundwasserschonende Landbewirtschaftung stellen eine Belohnung für Umweltverschmutzung dar. Nicht nur beim Trinkwasser, sondern auch in anderen Lebensmitteln ist der Nitratgehalt zu minimieren.	Die Überwachung ordnungsgemäßer Landwirtschaft bedingt polizeistaatliche Methoden, die nicht nur überflüssig, sondern auch unvereinbar mit unserem Demokratieverständnis sind. Ein Verzicht auf bedarfsgerechte Düngung aus Gründen des Grundwasserschutzes macht unter den gegenwärtigen agrarpolitischen Bedingungen den Ausgleich von dadurch bedingten Einkommenseinbußen unbedingt notwendig. Wenn die Landwirtschaft bereit ist, Klärschlamm aus der kommunalen Abwasserreinigung abzunehmen, kann sie auch die unbürokratische und standortangepaßte Handhabung der Gülleausbringung erwarten.

Argumentationsfigur und Themenstellung	Wasserwirtschaftliche Position	Landwirtschaftliche Position
	<p>Eine angemessene Gesundheitsvorsorge und präventive Umweltpolitik verlangen die staatliche Verfügung und Überwachung von Bewirtschaftungsauflagen in der Landwirtschaft als Verursacher des eine Zeitbombe darstellenden Nitratproblems, die den Wasserverbraucher nicht auch noch belasten dürfen.</p>	<p>Angeichts der äußerst geringen Nitratmengen im Trinkwasser und der gar nicht sicheren und von Kofaktoren abhängigen gesundheitlichen Gefährdung durch Nitrat im Trinkwasser können die Landwirtschaft und die Wasserwirtschaft durch geeignete Maßnahmen und auf der Basis freiwilliger Kooperation lokal auftretende erhöhte Nitratwerte so in den Griff bekommen, daß die Interessen einer modernen Landwirtschaft mit den Erfordernissen einer gesicherten Wasserversorgung in Einklang stehen, selbst wenn die Denitrifikation im Untergrund einmal nicht ausreichen sollte.</p>
<p>Argumente des "Teile und herrsche"</p>	<p>Ordnungsgemäß, pflanzenbedarfsberecht und umweltbewußt düngende Landwirte sollten sich nicht durch weniger verantwortungsbewußt düngende Landwirte ein Image des Umweltverschmutzers anhängen lassen. Die Hauptschwierigkeit bei der Lösung des Nitratproblems ist in der Abfallbeseitigung der Gülle aus Gülleüberschußbetrieben zu sehen, während eine grundwasserschonende Mineraldüngung sich aus dem Eigeninteresse von Pflanzenbauern an Kostensenkungen leichter realisieren läßt.</p>	<p>Die unzureichende Ausweisung von Wasserschutzgebieten durch die Wasserbehörden hat manchen Wasserwerken vermeidbare Belastungen ihres Rohwassers mit Schadstoffen beschert. In besonders ungünstigen Fällen (Kleines Wasserwerk in landwirtschaftlichem Intensivgebiet auf durchlässigen Böden) stellt die Fernwasserversorgung die beste Lösung dar. Überzogene Grenzwertfestsetzungen aufgrund vager gesundheitlicher Verdachtsmomente zwingen die Wasserversorgungsunternehmen zu teuren und überflüssigen Investitionen der Wasseraufbereitung.</p>
<p>Vergessene Argumente</p>	<p>Die enorme Spannweite von N₂-Gehalten auf vergleichbaren, ja benachbarten Schlägen unter vergleichbaren Verhältnissen beweist, daß eine grundwasserschonende Düngungspraxis ohne Einkommenseinbußen keineswegs vorherrscht, aber in den meisten Fällen durchaus möglich ist.</p> <p>In einer marktwirtschaftlich orientierten Agrarproduktion würden die Produktpreise und Preisrelationen zu einer gewissen Deintensivierung und damit häufig zu einer geringen N-Düngung führen. Bei einer Internalisierung ökologischer Folgekosten würde sich das Nitratproblem außer an speziellen Standorten über den Markt und Wettbewerb lösen.</p>	<p>Der Beitrag des Trinkwassers zum Nitrosaminvorkommen im menschlichen Körper ist nach derzeitigem Wissen eher gering im Vergleich zu anderen Nitrosaminquellen, so daß deren Begrenzung effizienter wäre und vorrangig zu sein hätte.</p>

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Diese Vereinfachungen sind im Interesse der klaren Herausarbeitung der (bewußten oder faktischen) Interessenbezogenheit vieler Argumentationslinien in der Nitratdebatte angemessen.²⁵ Allerdings handelt es sich bei den hier prototypisch skizzierten Pro- und Contra-Positionen keineswegs um eine das Niveau der öffentlichen Diskussion überwiegend unzulässig vereinfachende und unterschreitende Präsentation oder gar Persiflage von Argumenten²⁶, während die akademi-

²⁵ Dies bedeutet nicht, daß eine bestimmte Argumentationslinie nicht auch von Vertretern der jeweils anderen Seite übernommen und vorgetragen werden kann. Gerade in der mehr wissenschaftsorientierten Sphäre gibt es durchaus solche Beispiele, die auch von Lernprozessen und einem besseren Verständnis der anderen Seite zeugen.

²⁶ Dies sei durch einige, im wesentlichen aus Rohmann/Sontheimer (1985: 3 ff.) entnommene Zitate belegt.

W. Kampe 1981 (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer): "Es gibt aber nach derzeitiger Kenntnis keinen hinreichenden Grund, wegen unbewiesener Gesundheitsrisiken auf eine optimale Stickstoffdüngung zu verzichten."

Fachverband Stickstoffindustrie e.V. 1982: "Die Reaktionskette 'Nitrat-Nitrit-Nitrosamine' ist lediglich eine im wissenschaftlichen Bereich diskutierte Möglichkeit. Sie wurde bisher im physiologischen Geschehen weder nachgewiesen noch gibt es hinreichende Anhaltspunkte für ihre Wahrscheinlichkeit."

H.-J. Bertram 1983 (Deutscher Bauernverband, Bonn): "Die wirklichen Ursachen des Nitratgehalts im Rohwasser der Einzugsbereiche einzelner Wasserwerke sind bis auf wenige Ausnahmen weitgehend unerforscht. In Einzelfällen bestehen Zusammenhänge zwischen Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung und Nitratgehalt des Grundwassers."

W. Koch 1986 (Hessischer Bauernverband): "Was den Nitratgehalt im Wasser angeht, so meint Professor Dr. Vetter, daß der steigende Wasserverbrauch zu einem Anstieg der Nitratgehalte im Trinkwasser im Laufe der Jahrzehnte beigetragen haben könne."

E. Welte/F. Timmermann 1982 (Agrarwissenschaftler): "Die Kritik an vorschleunigen Verallgemeinerungen zielt darauf ab, ein der Wirklichkeit entsprechendes Bild von *allen* an der Verunreinigung der natürlichen Wasserressourcen Beteiligten zu fordern und nicht die Landwirtschaft, die der Nahrungssicherung unseres Volkes dient, zu Unrecht in ein Zwielicht zu setzen, das im wesentlichen darauf basiert, Ausnahmesituationen und Mißstände in Regelfälle umzumünzen, um den Eindruck zu erwecken, die Landwirtschaft sei der Hauptbeteiligte an der Gewässerunreinigung."

B. Dost 1984 (Zeitschrift "Eltern"): "Der von der EG auf 50 mg pro Liter festgesetzte Grenzwert wird in der Bundesrepublik immer noch nicht eingehalten, weil sonst zu viele Wasserwerke schließen müßten. Selbst diese 50 mg/l sind für Erwachsene bedenklich und für Babys sogar lebensgefährlich. Für Babys sind höchstens 10 mg Nitrat pro Liter zulässig."

Zeitung Rheinpfalz vom 22.02.1982 (dpa-Meldung): "Nitrat im Trinkwasser (...) In einem Protestschreiben erklärte der Vorsitzende der Wählergemeinschaft Helge Goetz, daß die Grenzwerte für Nitratanreicherung bei 90 mg/l lägen. Pro Jahr sterben nach seinen Worten in der Bundesrepublik 500 Kinder an Nitratvergiftungen. Die Dunkelziffer sei jedoch höher."

C. Dobler 1983 (Arbeitsgemeinschaft Baden-Württ. Bauernverbände): "Wer die

sche Nitratforschung und -diskussion zweifelsohne differenzierter ist. Im zeitlichen Verlauf der Nitratdebatte verändern sich die vorherrschenden Argumentationsmuster der beiden Hauptakteure unter dem Einfluß unzweideutiger wissenschaftlicher Erkenntnisse durchaus. Dabei lassen sich in der Frühphase teilweise bemerkenswerte Parallelen feststellen.

Die Entwicklung der von landwirtschaftlichen Interessen geprägten Argumentation läßt sich als allmählicher Rückzug und Defensivkampf mit Gegenoffensiven auf erfolgversprechendem Terrain interpretieren: zuerst Leugnung der (nachgewiesenen) Existenz des Problems; Verweis auf andere Quellen, Ursachen und komplexe Zusammenhänge; Begrenzung auf Extremsituationen und "schwarze Schafe"; Verweise auf Eingebundenheit der landwirtschaftlichen Produktionsweise in äußere Zwänge; Behauptung der Lösbarkeit des Problems und der Mitwirkung der Landwirtschaft einerseits und Betonung der Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Maßnahmen einschließlich der räumlichen Funktionsdifferenzierung andererseits; schließlich die Forderung nach Ausgleichszahlungen und nach möglichst freiwilliger eigenverantwortlicher Beteiligung der Landwirtschaft an der Problemlösung.

Landwirtschaft über das Preissystem und die Förderpolitik zur Intensität gezwungen hat, muß auch bei der Lösung der dabei entstandenen Probleme, also auch beim Problem der Nitratbelastung im Grundwasser, an der Beseitigung mithelfen. (...) Es kann der Landwirtschaft nicht zugemutet werden, mit Rücksicht auf eine eventuell mögliche Nitratauswaschung von einem wissenschaftliche abgesicherten Optimum an notwendiger Düngung abzugehen."

D. Fritz 1983 (Lehrstuhl für Gemüsebau der TU München-Weihenstephan): "Es wäre besser, die traditionellen und klimatisch begünstigten Gebiete des intensiven Gemüsebaus von der Trinkwassergewinnung auszunehmen."

W. Pluge 1986 (BGW): "Die Einführung eines Wasserpfennigs würde gegen das Verursacherprinzip verstoßen, das konstituierender Bestandteil des Umweltschadens und zugleich moralisches Prinzip ist. Derjenige, der etwas verursacht, trägt die Verantwortung für die Konsequenzen. Die Absurdität einer Ausgleichszahlung läßt sich an einfachen Beispielen verdeutlichen."

R. Kretzschmar 1984 (Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Universität Kiel): "Wer möchte wohl wirksame Entscheidungen zuungunsten der Landwirtschaft treffen; wer Entschädigungen für Ertragsverzichte einzelner Landwirte zahlen; wer die Verantwortung für nachlassende Bodenfruchtbarkeit tragen; wer eine ordnungsgemäße Düngung und Güllewirtschaft kontrollieren; wer wird einer staatlichen Anbauplanung, -genehmigung und einer angepaßten Düngerkontingentierung das Wort reden? An diesen Fragen scheitert in erster Linie die Sanierung des landwirtschaftlichen und gesellschaftlichen Nitratproblems. (...) Da ein binäres Wasserversorgungssystem aus Kostengründen keine Realisierungschancen haben wird, sollte die Nitratminimierung in die einzelnen Haushalte verlegt werden."

Demgegenüber stellt sich die Entwicklung der von wasserwirtschaftlichen Interessen geleiteten Argumentation als zunehmend offensiver, aggressiver und auf wirksame Lösungswege hin orientiert dar: anfangs Nichtwahrnehmung und Herunterspielen des Nitratproblems; Identifizierung der Landwirtschaft als zentraler Verursacher und Betonung der Notwendigkeit präventiver Problemlösungen; Versuch der vermehrten Diskussion mit und der Überzeugung der Landwirtschaft und Unterstützung entsprechender landwirtschaftlicher Beratung; Forderung nach (härteren) Auflagen und entsprechende Interpretation des Verursacherprinzips; schließlich Kompromißbereitschaft in substantieller und distributiver Hinsicht (auch wasserwirtschaftliche und -technische Maßnahmen, begrenzte Hinnahme von Ausgleichszahlungen an Landwirte).

Diese Entwicklung in den Argumentationsmustern der Nitratdebatte erklärt sich zum Teil aus den Ergebnissen nitratrelevanter Politikspiele (vgl. Kapitel 6), die zu entsprechenden Veränderungen in den Strategien der beteiligten Akteure führten.

5.3 Dynamik und Entwicklung der Nitratdebatte

Die Nitratdebatte hat sich erst allmählich als solche herausgebildet und besteht in mehrfacher Hinsicht aus mehr oder weniger miteinander gekoppelten Teildebatten:

- o auf lokaler, regionaler, nationaler und supranationaler Ebene,
- o in Wissenschaft, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Politik und Verwaltung, Medien und Öffentlichkeit und
- o insbesondere innerhalb der Wissenschaft in agrarwissenschaftlicher, bodenkundlicher, wasserbezogener, medizinischer und sozialwissenschaftlicher (rechtswissenschaftlicher, wirtschaftswissenschaftlicher, agrarsoziologischer) Forschung und Disputation.

Diese Teildebatten haben je eigene Schwerpunkte und Fragestellungen und orientieren sich an den sozial und institutionell je spezifischen diskursleitenden Selektions-, Argumentations- und Ablaufkriterien mit je unterschiedlichen Be-

zugsrahmen für das Nitratproblem.²⁷ Von Wichtigkeit für die Analyse der Nitratpolitik erscheinen dabei vor allem folgende Merkmale.

Insgesamt hat die Überlappung von und der Informationsaustausch zwischen den verschiedenen Teildebatten im Laufe der Zeit zugenommen und dadurch sowohl das Verständnis für benachbarte Fragestellungen als auch für übergeordnete Problemsichten verbessert. Öffentliche und politische Debatten folgen der wissenschaftlichen in bezug auf die vorgetragenen Sachargumente mit einer gewissen Zeitverzögerung. Was in Expertenkreisen längst akzeptiert ist, mag in öffentlichen Veranstaltungen und Hearings noch immer kontrovers diskutiert und in Frage gestellt werden.²⁸ Die wissenschaftlichen Fachdebatten beeinflussen die öffentliche und (verbands-)politische Diskussion hauptsächlich durch die Sicherwirkung ihrer Ergebnisse. Zugleich definieren sie neue Problemstellungen und -verknüpfungen (z.B. die Erklärung der Sulfatzunahme im Grundwasser durch Denitrifikationsprozesse in sulfidhaltigem Untergrund), die dann Forschungskapazität binden und zusätzliche Forschungsgelder erfordern (z.B. die Entwicklung von Aufbereitungstechnologien, die Untersuchung der Denitrifikationskapazität des Untergrunds, die Analyse der biologischen Halbwertszeit spezifischer Nitrosamine). Umgekehrt haben die problem- und lösungsbezogenen Sichtweisen der "Praxis" entsprechende Fragestellungen in die Wissenschaft eingeschleust und die vermehrte und problembezogene Kooperation verschiedener Disziplinen und Forschungszweige mit angeregt und gefördert, bisweilen aber auch Polarisierungs- und Politisierungsprozesse bei den beteiligten Wissenschaftlern initiiert und unterstützt. Trotz dieser Wechselwirkungen und der Zunahme intermediärer Veranstaltungen (vgl. bereits DLG 1983, DVGW 1984a) verliefen und ver-

²⁷ Diese Teildebatten können hier nicht näher untersucht werden. Um nur ein Beispiel anzudeuten: In der rechtswissenschaftlichen Nitratdiskussion geht es vorwiegend um die Anwendung bzw. Anwendbarkeit allgemeiner Rechtsbegriffe und rechtlicher Argumentationsfiguren einerseits und bestehender bzw. in der Diskussion befindlicher rechtlicher Regelungen andererseits auf die Nitratfrage, wobei naturwissenschaftliche Erkenntnisse in rechtsförmige Argumente übersetzt werden müssen und die Entwicklungen der agrarumweltpolitischen Szenerie zu berücksichtigen sind (vgl. Conrad/Gitschel 1988, Weyreuther 1987).

²⁸ Während etwa Agrarwissenschaftler die zentrale Rolle der Landwirtschaft für die Nitrat auswaschung nicht mehr bestritten, betonte die Agrarlobby noch immer die große Bedeutung von Siedlungsabwässern und natürlichen Nitratgehalten.

laufen Fachdebatte und öffentliche Diskussion um das Nitratproblem überwiegend in ihren jeweiligen institutionalisierten Diskursforen.

Dies gilt überwiegend auch für die bürokratische Nitratdiskussion der Vergangenheit, die das Nitratproblem und diesbezügliche Erkenntnisse in konkrete Politik umsetzen und kleinarbeiten muß (vgl. Brüggemann et al. 1986, Conrad 1988e). Dabei spielen Nitratstandards eine zentrale Rolle, auf deren Angemessenheit, Rechtfertigung, Änderung, Praktikabilität und politische Durchsetzbarkeit sich die Diskussion vielfach konzentriert. Insbesondere der neue Nitratgrenzwert des Trinkwassers hat maßgeblich den Verlauf der gesamten Nitratdebatte seit 1980 beeinflusst.

Die öffentliche Diskussion hat bestenfalls indirekte Auswirkungen auf konkrete Entscheidungen zum Nitratproblem, läßt jedoch die Artikulation gänzlich unterschiedlicher Sichtweisen und beliebiger Argumente am ehesten zu. Dementsprechend bemühen sich die Teilnehmer an der Nitratdebatte im öffentlichen Raum vor allem darum, durch ihre strategisch angelegte Mitwirkung ihre Ausgangsposition in den entscheidungsrelevanten Gremien und Bargainingprozessen zu verbessern. Politisch und ökonomisch schwächere Akteure wie z.B. Umweltverbände versuchen häufig in besonderem Maße, sich zumindest in der öffentlichen Diskussion Gehör zu verschaffen. In der Folge sind Klarheit und Stringenz in der öffentlichen Diskussion vielfach gering, Polarisierungen hingegen häufig.

Lokale Nitratdebatten zeichnen sich nicht nur öfters durch ihre relative Heftigkeit und begrenzte Dauer aus; sie haben in der Vergangenheit sowohl die überörtliche Verwaltung als auch die landwirtschaftliche und wasserwirtschaftlich Verbandspolitik wesentlich beeinflusst, indem sie beiden erst die Wahrnehmung des und die Beschäftigung mit dem Nitratproblem aufgedrängt haben (vgl. Brüggemann et al. 1986). Je weiter dagegen Verwaltung und Verbände von der konkreten sachbezogenen Nitratproblematik entfernt sind, desto mehr scheint es ihnen um rein formale und weniger um substantielle Problemlösungen zu gehen.²⁹ So fand die sachlich-inhaltliche Auseinandersetzung mit dem Nitratproblem viel

²⁹ So insistiert die EG-Kommission auf die rechtliche Übernahme der Trinkwasser-Richtlinie in nationales Recht, interessiert sich aber nicht mehr dafür, ob dieses auch sachlich wirksam vollzogen wird (Interview Merkel, Interview Hässelbarth). Allerdings hat sich dieser Druck der EG-Kommission seit etwa 1988 im Zuge der erhöhten Politikrelevanz von Umweltfragen verstärkt und auf die Bereitstellung entsprechender Meßdaten ausgeweitet.

stärker auf Länder- als auf Bundesebene statt. Nicht nur auf wissenschaftlicher, sondern auch auf wirtschaftlicher und politischer Ebene haben sich Informationsaustausch und handlungsorientierte Diskussion zunehmend auch supranational etabliert (vgl. DVGW 1987, IPEE 1989).

Im Lichte der bisherigen Ausführungen ergibt sich für die Entwicklung der Nitratdebatte und deren Dynamik folgendes Bild. Es handelte sich bis in die zweite Hälfte der 70er Jahre um eine überwiegend wissenschaftliche Fachdebatte, die ihrerseits wiederum bis Ende der 60er Jahre lediglich von einigen wissenschaftlichen "Außensternern" getragen wurde, insofern die untersuchten Fragestellungen - abgesehen vom Methämoglobinämieproblem - nicht im Mittelpunkt wissenschaftlicher Erörterung standen.³⁰ Landwirtschafts-, Wasser- und Gesundheitsbehörden waren nur in Einzelfällen und mehr oder weniger begrenzt in diese frühen Diskussionen involviert. Während sich Landwirtschaft und Stickstoffindustrie seit Beginn der 70er Jahre vermehrt an der sich ausdehnenden Nitratdebatte beteiligten und Forschungsvorhaben mitfinanzierten (vgl. Welte/ Timmermann 1982), gilt dies für die Wasserwirtschaft, von Ausnahmen abgesehen, erst seit Beginn der 80er Jahre.³¹ Dies mag damit zusammenhängen, daß Fragen der effizienten Stickstoffdüngung und der Bodenbearbeitung schon lange Gegenstand landwirtschaftlicher Forschung, Beratung und Praxis sind, während der Nitratparameter für die meisten Wasserversorgungsunternehmen im Vergleich zu anderen Qualitätsparametern des Trinkwassers eine allenfalls zweitrangige Bedeutung besaß. Die in Abschnitt 5.1 aufgezeigten historischen Diskussionsstränge, die von den Behörden eingebrachte handlungs- und lösungsorientierte Problemperspektive, die nach dem theoretischen und methodischen Stand der Forschung (verfügbare Erkenntnisse, Analyseverfahren und Meßinstrumente) wissenschaftlich interessanten und erfolgversprechenden Untersuchungsobjekte und -fragen sowie schließlich die Eigendynamik einer einmal in Gang gesetzten Forschungsrichtung mögen zusammen die eindeutige Dominanz der Schiene Stickstoffdüngung-Trinkwasser-Gesundheit in der Nitratdebatte erklären. Die Nitratdebat-

³⁰ Dies stellt insofern eine gewisse Überzeichnung dar, als das Nitratproblem auch in Kreisen der Landwirtschaft nur von einigen Fachleuten rezipiert wurde, während Verbandsvertreter und die meisten Landwirte gleichfalls nicht vor Anfang der 80er Jahre damit befaßt waren.

³¹ So untersuchten denn auch viele Arbeiten in den 70er und 80er Jahren erneut Zusammenhänge zwischen Stickstoffdüngung und Nitratauswaschung, ohne näher auf die bereits vorliegenden frühen Untersuchungen zurückzugreifen (Interview Schwille).

te ist bis heute eine wissenschaftlich geprägte und geführte geblieben, auch wenn die Diskussion und Auseinandersetzung in und zwischen Behörden, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft seit ca. 1983 zumindest quantitativ überwiegen dürften und die öffentliche Diskussion ebenfalls zugenommen hat. Einzelne lokale Nitratdiskussionen hat es schon früh - etwa ab Anfang der 70er Jahre - gegeben, die auf die Nitratforschung bisweilen belebend gewirkt haben. Demgegenüber leiten sich lokale Nitratkontroversen in den 80er Jahren mehr oder weniger aus der allgemeinen Nitratdebatte her. Umweltverbände haben das Nitratthema im allgemeinen eher spät, etwa seit Beginn der 80er Jahre entdeckt und aufgegriffen, dann jedoch zu seiner verstärkten und dauerhaften öffentlichen Diskussion wesentlich beigetragen.³² In der Agrar-Umwelt-Diskussion spielt die Nitratproblematik eine gleichbleibend wichtige und prototypische Rolle.

Während in der Frühphase der Nitratdebatte die Beantwortung grundsätzlicher Fragen und das Verständnis prinzipieller Zusammenhänge wie Ursachen hoher Nitratwerte im Grundwasser oder Gesundheitsgefahren von Nitrat im Vordergrund standen, geht es in der Nitratforschung inzwischen vor allem um die Analyse detaillierter Wechselwirkungen und Variablenkontrolle. Dabei hinkt die öffentliche Diskussion erwartungsgemäß hinter der wissenschaftlichen nach. Im Rahmen dieser Entwicklung verschoben sich die Schwerpunkte der Debatte von Methämoglobinämie auf N-Nitrosoverbindungen, von Rohwasserdaten auf Denitrifikationsprozesse im Untergrund und von Mineraldüngung versus organische Düngung auf verbesserte und verfeinerte Düngungs- und Bewirtschaftungsmethoden, außerdem insgesamt von Gesundheitsfragen zu Grundwasserschutz und umweltverträglicher Landwirtschaft, von Nitratauswaschung zu Stickstoffemissionen im allgemeinen und von Problemanalyse zu Problembehandlung und -lösung.

Politische Brisanz und Handlungsdruck ging von der Nitratdebatte durch das eher zufällige Zusammentreffen von drei Einflußfaktoren aus:

1. In einer Reihe von Wasserwerken wurde vor allem in jüngerer Zeit ein stetiger Anstieg des Nitratgehalts in Wassergewinnungsanlagen in landwirtschaft-

³² Einzelne Vertreter der Umweltbewegung haben allerdings schon in den 70er Jahren auf die Nitratbelastung des Trinkwasser hingewiesen, die noch schlafende Wasserwirtschaft vehement kritisiert und damit zu deren späteren Aktivwerden beigetragen.

lich intensiv genutzten Gebiete beobachtet, der in einer Reihe von Fällen zur Schließung von Brunnen führte.

2. An solchen lokalen Ereignissen entzündete sich in einigen Gemeinden eine öffentliche Diskussion, die durch die Medien ansatzweise sachlich (Landwirtschaft als Grundwasserverschmutzer) und räumlich (Zeitbombe Nitrat auch in anderen Regionen) generalisiert wurde.
3. Aber erst die erforderliche praktische Umsetzung der EG-Trinkwasserrichtlinie von 1980, die unter anderem eine Herabsetzung des Nitratgrenzwerts im Trinkwasser von 90 auf 50 mg/l verlangte, erzeugte einen politischen Handlungsbedarf. Zugleich verschärfte sich der Interessenkonflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft.

Verliefen bis in die 70er Jahre hinein sowohl die wissenschaftliche und die politisch-bürokratische Diskussion als auch die verschiedenen Diskussionsstränge (Düngung, Wasserbelastung, Gesundheitsrisiken etc.) weitgehend entkoppelt, so zeichnet sich die Nitratdebatte in letzter Zeit durch eine zunehmend integrierte und sich allmählich erweiternde, Gewässereutrophierung, synergistische Effekte und verschiedene Formen der Stickstoffemissionen einbeziehende Problemperspektive aus, in der trotz kontroverser Auffassungen auch der verbesserte Wissensstand und mehr fachlicher Konsens in der Position der Beteiligten zum Ausdruck kommt. Die wachsende Differenziertheit und Detailliertheit der Nitratdebatte trugen jedoch nur begrenzt dazu bei, ihre Polarisierungsmomente zu verringern, die in den unterschiedlichen sozioökonomischen Interessenlagen der beteiligten Akteure verankert sind. Allenfalls kam es zu einer Verlagerung der Konfliktpunkte in den Bereich des politischen und wirtschaftlichen Umgangs mit dem Nitratproblem, entsprechend der Schwerpunktverlagerung der öffentlichen Diskussion. Diese Entwicklung wird anhand des Verlaufs der Nitratkontroverse in bezug auf die aufgeführten vier zentralen Konfliktlinien (5.1) deutlich.

1. Die Gesundheitsgefährdung eines Trinkwasser-Nitratgehalts von 50 bis 100 mg/l bleibt umstritten und ist auch beim derzeitigen Stand der medizinischen Forschung offen. Sie wird, etwa in Großbritannien, eher als vernachlässigbar angesehen. Dieser Diskussionspunkt hat jedoch mit der gesetz-

lich bindenden Verabschiedung der EG-Trinkwasser-Richtlinie 1980 an Bedeutung verloren; denn politisch relevant ist nun erst einmal die Einhaltung des neuen Grenzwerts von 50 mg/l unabhängig von seiner gesundheitlichen Bedeutsamkeit.³³ Die Auseinandersetzungen betreffen nunmehr die rechtliche Zulässigkeit der auf Zeitgewinn und Ausnahmeregelungen spielenden Behörden, die bezeichnenderweise von der Wasser- und Gesundheitsseite angesprochen werden, denn sie und nicht etwa die Agrarbehörden sind nun zunächst einmal für die Einhaltung des Grenzwerts verantwortlich und damit politisch angreifbar.

2. Die ursächliche Rolle der Landwirtschaft bei der Grundwassernitratbelastung wird generell zusehends weniger bestritten. Dafür wird die Notwendigkeit sachlicher und räumlicher Differenzierung aufgrund der Vielzahl von im Einzelfall ganz unterschiedlich wirksamen intervenierenden Einflußfaktoren (Bodentyp, Bodenbedeckung, Niederschläge, Denitrifikationskapazität des Untergrunds und Grundwasserleiters, dessen Fließgeschwindigkeit, Brunnentiefe, Wasserentnahmemengen im Einzugsgebiet etc.) hervorgehoben, die den rechtlich erforderlichen Nachweis eines konstitutiven Zusammenhangs im Einzelfall zumindest sehr erschweren sollte.
3. Während verbal der Vorrang präventiver Maßnahmen von den meisten Beteiligten betont wird, scheinen trotz einer Reihe von angelaufenen Maßnahmen im Agrarbereich bis hin zur Gülleverordnung sowohl aus sachlichen Gründen - präventive Maßnahmen würden vielerorts erst in Jahren oder Jahrzehnten wirksam - als auch aus politisch-bürokratischen Gründen - die derzeitigen rechtlichen wie machtmäßigen Verhältnisse erlauben sanktionierbare (staatliche) Maßnahmen weit eher bei der Wasserversorgung - korrektive wasserwirtschaftliche und -technische Maßnahmen (Wassermischung, Bohren tieferer Brunnen, Denitrifizierungsanlagen) das Hauptgewicht zu erlangen.
4. Aber auch bei Maßnahmen auf der Landwirtschaftsseite, geschweige denn auf der Wasserseite, sollen deren für viele Landwirte wirtschaftlich nicht tragbare Kosten aus agrarsozialpolitischen Gründen nicht von diesen, sondern eher vom Wasserverbraucher getragen werden. Hier, beim nervus rerum,

³³ Damit ist auch die Übersetzungsleistung der EG-Expertengruppen gekennzeichnet, nämlich die Umwandlung einer medizinischen Sachfrage in eine bürokratisch und politisch bedeutsame Norm (vgl. Kromarek 1986).

haben sich trotz Zuspitzung der Kontroverse die Akteure der Wasserversorgung und des Gewässerschutzes bislang nicht durchsetzen können trotz oder gerade wegen der angenommenen Dringlichkeit solcher Maßnahmen.

Insgesamt wird entlang der benannten vier thematischen Konfliktlinien deutlich, daß das Vordringen einer ökologisch-gesundheitlich orientierten Argumentation umso geringer ist, je mehr der Kernbereich agrarischer Interessen betroffen ist. Es kann jedoch nicht von einer ausgesprochenen Asymmetrie in der Positionsstärke und der politischen Durchschlagskraft der Argumente der Protagonisten der Nitratdebatte gesprochen werden. Vertreter der Landwirtschaft, der Wasserwirtschaft und des Gesundheitswesens können ihre Argumente mit dem politischen und wirtschaftlichen Gewicht dieser Sektoren im Rücken vortragen, so daß von daher keine wesentliche Benachteiligung einer Seite zu befürchten ist. In der öffentlichen Nitratdiskussion befindet sich die Landwirtschaft dabei inzwischen vorwiegend in der Defensive.

Mit dem aus dem neuen Nitratgrenzwert von 50 mg/l resultierenden Handlungsdruck und mit dem hohen gesellschaftlichen Wert von Gesundheit als normativem Bezugspunkt von Trinkwasserversorgung und mittlerweile auch der Agrarproduktion sind die Voraussetzungen für das Andauern der Nitratdebatte via institutioneller und sozialer Verankerung, gesellschaftlicher Relevanz und inhaltlicher Stabilisierung³⁴ durchaus gegeben. Bei allen Veränderungen im einzelnen ist das Grundmuster der Nitratkontroverse entlang der Schiene Stickstoffdüngung-Trinkwasser-Gesundheit relativ unverändert geblieben, auch wenn einige Aussagen nicht mehr gemacht werden können, ohne für alle Beteiligten sichtbar hinter den inzwischen erreichten Wissensstand zurückzufallen. Auch die vorsichtige Ausweitung der Debatte auf die Gefährdung und Erhaltung des Selbstreinigungspotentials des Grundwasserleiters ändert hieran nichts wesentliches. Ihre Öffnung für und Verlagerung auf andere bislang weniger erörterte (ökologische) Auswirkungen des Stickstoffeintrags der Landwirtschaft (Eutrophierung, Ammoniakemissionen, synergistische Effekte, Problemverlagerungen, globaler Stickstoffkreislauf) ist bislang erst in Ansätzen erkennbar und bleibt der Zukunft überlassen.

³⁴ Vgl. zu diesen Begriffen Kapitel 3.

Zusammenfassend läßt sich für die Nitratdebatte eine Entwicklung entlang der folgenden Dimensionen konstatieren:

- o von grundsätzlichen Fragen nach Ursache-Wirkungszusammenhängen zu speziellen (standortspezifischen) Detailanalysen und Differenzierungen,
- o von Nitrat auswaschung und -wasserbelastung zu komplexeren und allgemeineren Folgeproblemen landwirtschaftlicher Stickstoffeinträge,
- o von der Problemanalyse zur Problembehandlung,
- o von der wissenschaftlichen Fachdebatte zur öffentlichen Diskussion
- o und auch vom Reden zum Handeln, damit die Ebene des reinen Debattierens und Analysierens transzendierend.

Über die durch die Nitratdebatte in Gang gesetzten Lernprozesse der Akteure und ihre Strukturierungsleistungen in der Agrarumweltdiskussion und -politik hat sie über die reine Nitratproblematik hinaus sicherlich Auswirkungen gehabt. Dies läßt sich am Beispiel der sich jüngst in den Vordergrund schiebenden Diskussion um die Belastung des Grundwassers durch Pestizide aufzeigen. Zum einen dürfte es der Landwirtschaft hier wesentlich schwerer fallen, ihre Rolle durch den Verweis auf andere Quellen und komplexe Umsetzungsprozesse im Boden herunterzuspielen, weil Pestizide nicht natürlich vorkommen. Zum anderen verdeutlicht die baden-württembergische Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (SchALVO) von Ende 1987, wie das am Beispiel der Stickstoffdüngung entwickelte Regulierungsmuster analog auf den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln übertragen wird (vgl. Abschnitt 6.4.5).

Im Gegensatz zur generellen Agrar-Umwelt-Diskussion handelt es sich bei der Nitratdebatte im wesentlichen um einen Interessen- und kaum um einen Wertkonflikt. Dies erleichtert pragmatische Kompromisse und Lösungen des Nitratproblems, selbst wenn in deren Konstruktion und Interpretation teils differierende Ökonomiebegriffe und Vorstellungen über Wirtschafts- und Sozialstruktur und politische Entscheidungsformen eingehen (vgl. Kitschelt 1984). Der bisher weiterhin vorherrschende Umgang mit dem Nitratproblem in den hierfür normalerweise vorgesehenen (quasi-)politischen und bürokratischen Kanälen trotz verstärkter öffentlicher Diskussion bestätigt diese Einschätzung, ohne damit bereits seine gesellschaftlich akzeptable "Lösung" zu gewährleisten. Die Rekonstruktion solcher nitratrelevanten Politikprozesse steht im Mittelpunkt des folgenden Kapitels.

6. Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland

Der Begriff "Nitratpolitik" wird in dieser Arbeit als analytischer Terminus benutzt für verschiedene, bisweilen auch koordinierte Bemühungen zur Behandlung und Lösung des Nitratproblems jenseits von Einzelpersonen und Kleingruppen. Im Gegensatz zur Nitratdebatte kann von einer spezifischen Nitratpolitik in der BRD bisher nicht gesprochen werden. Was sich jedoch empirisch plausibel festmachen läßt, das sind verschiedene, teils locker verknüpfte nitratrelevante Politikstränge. Die Darstellung von deren Struktur und Entwicklung steht im Zentrum dieses Kapitels (Abschnitt 6.4), nachdem zunächst ein Überblick über die vopolitischen Frühphasen (Abschnitt 6.1) und die Entwicklung der Nitratpolitik in den 70er und 80er Jahren insgesamt (Abschnitte 6.2 und 6.3) gegeben wird. Die dann folgenden Abschnitte befassen sich bereits etwas systematischer mit der Nitratpolitik in bezug auf die involvierten Akteure (Abschnitt 6.5), die mögliche Herausbildung eines eigenen Politikfeldes (Abschnitt 6.6) und ihre bisherigen agrarumweltpolitisch bedeutsamen Auswirkungen (Abschnitt 6.7). Dem lokalen Umgang mit dem Nitratproblem, der Nitratpolitik vor Ort ist ein eigenes Kapitel gewidmet.

6.1 Erste Weichenstellungen: die 50er und 60er Jahre

In den 50er und 60er Jahren, in denen Nitrat so gut wie kein politisches Thema war, fanden zugleich die grundlegenden Weichenstellungen statt, die einerseits für die Entstehung des Nitratproblems wesentlich mitverantwortlich sind und andererseits die Formen seiner politischen Behandlung präjudizierten. Dabei werden sinnvollerweise drei Ebenen unterschieden:

1. die nitratrelevanten Folgewirkungen von Entwicklungen und politischen Entscheidungen in anderen Bereichen, im wesentlichen Agrarpolitik, Wasserpolitik und Raumordnung;
2. die Entwicklung von generellen Politikmustern im Bereich von Umwelt- und Gesundheitsschutz, die den Rahmen für (spätere) spezifische Formen der Regelung des Nitratproblems abgeben;

3. direkt auf Stickstoff und Nitrat bezogene Aktivitäten, die Umfang und Lösungsmuster des Nitratproblems mitkonstituieren.

ad 1

Die zweifellos wichtigste Einflußgröße für die Entstehung des Nitratproblems war und ist die Entwicklung der Landwirtschaft und die diese gestaltende Agrarpolitik. Die in den Abschnitten 3 und 4.2 angesprochenen Umweltauswirkungen moderner Landwirtschaft stellen im allgemeinen unbeabsichtigte Nebenwirkungen einer Entwicklung dar, der es vor allem um die Steigerung von Agrarproduktion und Produktivität zwecks ausreichender und gesicherter (Selbst-)Versorgung mit Nahrungsmitteln zu günstigen Preisen bei gleichzeitiger Sicherung der landwirtschaftlichen Einkommen ging. Diese Orientierung der Landwirtschaft, die als solche durchaus historische Tradition hat, führte - im Gegensatz zu einer Reihe anderer eher eintretender Umweltprobleme wie Bodenerosion oder Ausräumung von Landschaften¹ - allerdings erst dann zu problematischen Nitratauswaschungsraten, als die menschlichen Eingriffe auch hier Größenordnungen und Intensitäten erreichten, die natürlich vorkommende Stoffwechselprozesse des Stickstoffkreislaufs maßgeblich veränderten. Dies war, von wenigen lokalen Ausnahmen abgesehen, erst seit den 60er und 70er Jahren der Fall, verbunden mit dem Anstieg der Stickstoffdüngung auf Mengen von 100 kg N/ha und mehr, aber auch aufgrund verstärkter Bodenbearbeitung, der Ausweitung von Monokulturen, vereinfachten Fruchtfolgen und problematischen Fruchtfolgegliedern wie Mais, vermehrten Grünlandumbruchs, vermehrter Beregnung in Sonderkulturen, der mangelnder Berücksichtigung von Standortfaktoren, des regionalen Anstiegs von Viehdichten und der Einführung der Güllewirtschaft. Wesentlich erscheinen für den Umgang mit den Umweltproblemen der Landwirtschaft nicht nur die physischen Folgen einer mit Ökonomisierung bezeichneten Entwicklungsrichtung der Landwirtschaft, sondern auch die damit verbundene Grundhaltung von Landwirten,

¹ Landwirtschaft wirkt im allgemeinen nicht naturerhaltend, sondern stets verändernd und zum Teil immer auch schädigend (Arnold 1983). Mittelalterliche Landwirtschaft war vielfach Raubbau an der Natur. Die heute als althergebrachte, ökologisch ausgeglichene eingestufte bäuerliche Landwirtschaft herrschte zwischen ca. 1700 und 1950 vor. Auch hier waren deren unbestreitbar vorhandene positive Umwelteffekte unbeabsichtigtes Nebenprodukt einer Veränderung und Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktionsweise, die in erster Linie Produktions- und Produktivitätssteigerungen ermöglichen sollte (vgl. Hampicke 1987).

Beratern sowie Agrarpolitikern.² Entscheidend ist die völlige oder weitgehende Ausblendung von Umweltgesichtspunkten in der Agrarpolitik, als die wesentlichen Entscheidungen für die Entwicklungsrichtung der bundesdeutschen Landwirtschaft in den 50er und 60er Jahren getroffen wurden (vgl. Arnold 1981, Kluge 1989, Priebe 1985, Trede/Filter 1983).

Dieser Tatbestand kommt ebenso auf EG-Ebene zum Tragen, wo bei der Gründung der EWG zwar 1958 wesentliche Ziele der gemeinsamen Agrarpolitik in den Römischen Verträgen (Artikel 39) festgelegt wurden (EG-Kommission 1958), von Umweltschutz aber erst 1973 im ersten Aktionsprogramm der EG für den Umweltschutz (EG-Kommission 1973) die Rede war³; seine vertragliche Verankerung erfolgte dann 1987 im European Single Act. Die strukturelle Unterprivilegierung des Umweltschutzes kommt dann nicht nur auf konzeptioneller Ebene zum Ausdruck, sondern ebenso in bezug auf seine finanzielle und personelle Ausstattung (vgl. von Meyer 1983), seine rechtlichen und administrativen Zugriffs- und Durchsetzungsmöglichkeiten und die nicht vorhandene Internalisierung von Umweltkosten.⁴ Allein das schlichte Faktum, daß Umweltpolitik im Agrarsektor, als sie sich in ersten Ansätzen gut 20 Jahre nach der Grundlegung der Agrarpolitik in den 50er Jahren (vgl. das Landwirtschaftsgesetz von 1955) herausbildete, auf fest etablierte Politikstrukturen und -routinen stieß, minderte zumindest ihre kurzfristigen Durchsetzungs- und Erfolgschancen beträcht-

² Auch Nahrungsmittelindustrie und Banken, die zunehmenden Einfluß auf die Landwirtschaft ausüben (z.B. über Vertragslandwirtschaft und Kreditvergabe), agieren nicht im Sinne fahrlässiger Umweltverschmutzer, sondern Umweltschutz stellt bei ihnen schlicht kein Entscheidungskriterium dar (vgl. Feyerabend 1985, Pohl 1982, Schreiber 1985).

³ Insofern die Agrarpolitik auf EG-Ebene entscheidend mitgestaltet wird, ist die weitgehende Ausblendung von Umweltanliegen in der GAP bis in die 80er Jahre hinein von ausschlaggebender Bedeutung.

⁴ Um nur einige Hinweise zu geben, seien die unterschiedliche finanzielle und personelle Ausstattung von Umweltschutz und Agrarpolitik auf EG-Ebene, die fehlenden Daten und die fehlende Datenzugriffsmöglichkeit auf Betriebsebene, die Sonderbehandlung der Landwirtschaft in einer Reihe umweltrechtlicher Regulierungen und die unterschiedlichen Mitwirkungsrechte von Agrarbehörden an die Landwirtschaft betreffender Umweltplanung und -gesetzgebung gegenüber denjenigen der Umweltbehörden an (umweltrelevanter) Agrarplanung und Agrarmarktgestaltung genannt.

lich.⁵ Demgegenüber hat etwa die Agrarsozialpolitik zur Sicherung landwirtschaftlicher Einkommen von Anfang an eine fest verankerte Stellung im Gesamtgefüge der Agrarpolitik eingenommen, auch wenn damit nicht die erfolgreiche Durchsetzung all ihrer Anliegen verbunden war (vgl. BMELF 1979, Hagedorn 1982, Jarre 1984, Pfleiderer 1981)

Gegenüber dieser Ausblendung des Umweltschutzes in der Agrarpolitik nehmen sich die für das Nitratproblem bedeutsamen Folgen der spezifischen agrarpolitischen Maßnahmen im Rahmen der vorherrschenden bürokratischen Agrarpolitik im Vergleich zu einer fiktiven Agrarpolitik des freien Marktes (vgl. Conrad 1988a, 1988b) bereits weniger wichtig aus. Die Agrarmarktordnungen mit administrierten Preisen und Garantiemengen haben sicherlich zu höheren Intensitäten, einfacheren Fruchtfolgen und der Erhaltung der Landwirtschaft in benachteiligten Gebieten beigetragen, womit in der Tendenz höhere und mehr Flächen betreffende Stickstoffdüngergaben verbunden sind. Allerdings wären die Auswirkungen niedrigerer Produktpreise und einer veränderten Produktpalette auf die Düngungsintensität und damit auf die Grundwasserbelastung in den bewirtschafteten Gebieten eher gering (vgl. de Haen 1985b, Henrichsmeyer et al. 1984, Finck/Haase 1987, Tampe 1988a, Weinschenck/Gebhard 1985). Die Auswirkungen der Agrarstrukturpolitik, die erst seit den 60er Jahren eine Rolle spielt, betreffen im wesentlichen die Flurbereinigung mit all ihren ökologisch bedenklichen Umwelteffekten⁶ und die Begünstigung von Investitionen etwa für die Mechanisierung der Bodenbewirtschaftung und der Viehhaltung.⁷ Damit trägt die Agrarstrukturpolitik indirekt auch zur Erhöhung des Risikos der Nitratauswaschung bei; diese steht jedoch nicht im Vordergrund.

⁵ Dies ist kein Sonderfall der Landwirtschaft, sondern gilt für alle Branchen der Volkswirtschaft. Es wird damit auch kein Vorwurf an die seinerzeit diese Weichenstellungen treffenden Akteure erhoben, sondern es geht um die Herausarbeitung der faktischen Konsequenzen dieser Entscheidungen.

⁶ Zum Beispiel die Ausräumung und Einebnung von Landschaften, die Vergrößerung der Schläge, die Drainage von Feuchtgebieten, die Begradigung und Kanalisierung natürlicher Wasserläufe und die Asphaltierung von Feld- und Waldwegen.

⁷ Grundsätzlich kann die Agrarstrukturpolitik bei entsprechender Gestaltung der Förderbedingungen auch umweltschonend wirken (vgl. die entsprechenden Vorschläge in SRU 1985 und § 19 der Effizienzverordnung der EG (757/85/EWG, 1760/87/EWG) im Rahmen des Bergbauernprogramms).

Zusammenfassend kann für den Bereich der Agrarpolitik festgehalten werden, daß die mehr oder weniger durchgängige Ausblendung von Umweltschutzgesichtspunkten bei fast allen Akteuren in den 50er und 60er Jahren, aber auch noch später für die Entstehung des Nitratproblems zentral ist.⁸ Hingegen ist der *diesbezügliche* Einfluß der spezifischen Ausprägungen der Agrarpolitik weniger bedeutsam, wenn als Referenzfall eine Landwirtschaft unter freien Marktbedingungen und geringer Politikintervention angenommen wird.

Die hier geschilderten landwirtschaftlichen und agrarpolitischen Weichenstellungen und Entwicklungspfade der 50er und 60er Jahre werden in den 70er und teils auch in den 80er Jahren durchaus weiterverfolgt⁹, auch wenn allmählich die Beachtung anderer, z.B. umweltpolitischer Belange eine zunehmende Rolle spielt. Agrarpolitisch und langfristig sind aber gerade diese frühen Weichenstellungen von Bedeutung, insofern sie die Richtung der zukünftigen Entwicklung präjudizierten. Pointiert formuliert führten die grundlegenden Weichenstellungen der 50er und 60er Jahre zu gestiegenen Nitratausträgen in der Landwirtschaft der 70er und 80er Jahre, die sich in erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser in den 80er und 90er Jahren niederschlagen.¹⁰

⁸ Diese Aussage unterstellt, daß bei angemessener Berücksichtigung von Umweltbelangen manche agrarpolitischen Entscheidungen anders ausgefallen wären, was nicht gesichert, aber zur Verdeutlichung der ausschlaggebenden Rolle der Entwicklung der spezifischen Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft für die Verbreitung des Nitratproblems plausibel anzunehmen ist.

⁹ Das Schlagwort des Wachsens oder Weichens etwa setzte sich Anfang der 70er Jahre durch, als Ertl den Mansholt-Plan in abgeschwächter Form in die bundesdeutsche Agrarpolitik umsetzte (Kluge 1986, 1989). So erhöhte sich der Einsatz von N-Dünger zwischen 1970 und 1980 um ca. 40 %, derjenige von Pflanzenbehandlungsmitteln sogar um etwa 70 %, stagniert aber seitdem in beiden Fällen, wobei allerdings die inzwischen teilweise verbesserte, ertragssteigernde Ausnutzung der eingesetzten Agrochemikalien zu berücksichtigen ist. Die Flurbereinigung wird unvermindert fortgesetzt, jedoch in Einzelfällen umweltverträglich modifiziert. Die Konzentrationstendenz zur flächenunabhängigen agroindustriellen Tierhaltung hält an. Von daher sind die nitratrelevanten Auswirkungen der Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktionsweise in den 70er und 80er Jahren zweifellos gravierender als diejenigen der 50er und 60er Jahre, zumal der Stickstoffeintrag anfangs häufig noch zur bodenbiologisch durchaus erwünschten Auffüllung des N-Pools in bisweilen ausgelaugten Böden beitrug und insofern weniger zur Nitratbelastung des Grundwassers führt.

¹⁰ Verzögernd wirkt auch der Tatbestand, daß der Anstieg der N-Düngung je ha teils zunächst der Anreicherung des N-Pools zugute kam.

Auf wasserpolitischer Seite sind vor allem zwei miteinander zusammenhängende Entwicklungslinien für die Herausbildung des Nitratproblems in seiner heutigen Form von Wichtigkeit: die quantitative Ausdehnung des Trinkwasserverbrauchs und der Auf- und Ausbau von Wasserfernversorgung und Verbundsystemen, der im allgemeinen mit einer Zentralisierung der Trinkwasserversorgung, der Gründung regionaler Zweckverbände und der Auflösung vieler kleiner kommunaler Wasserversorgungsunternehmen einherging. Ähnlich wie im Agrarsektor schlugen diese Entwicklungen erst in den 70er Jahren voll durch¹¹ und stagnieren in den 80er Jahren. Ebenso spielten ökologische Erwägungen in bezug auf die Grundwassernutzung kaum eine Rolle: Die hohe Wasserqualität des Grundwassers wurde gerade positiv vorausgesetzt¹², und problematische Folgewirkungen hoher lokaler Grundwasserentnahmeraten (Absenkung des Grundwasserspiegels) und hohen Wasserverbrauchs (Abwasserbelastung) wurden kaum gesehen.¹³ Für die Nitratbelastung des Trinkwassers hatte diese Entwicklung zu Wasserverbundsystemen und der Wasserfernversorgung von Ballungsgebieten wie Stuttgarts vom Bodensee, Hannovers und Bremens vom Harz, Frankfurts vom Vogelsberg, von der Rhön und vom Hessischen Ried zwiespältige Folgen. Einerseits wurden lokale unter Umständen belastete Brunnen, deren Nitratgehalte teils gar nicht bekannt waren und auch nicht interessierten, aus übergeordneten Gründen geschlossen (vgl. Bruckmeier 1987b), so daß das Nitratproblem nebenbei und implizit im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Planungen "ex ante" gelöst wurde, ehe es überhaupt auftreten und wahrgenommen werden konnte. Zusätzlich erleichtern die Verbundsysteme die Wassermischung, wenn bestimmte Grenzwerte wie derjenige des Nitrats in einzelnen Wassergewinnungsanlagen einmal überschritten werden sollten, ohne daß dieser Gesichtspunkt, zumindest was Nitrat anbelangt, bei der Verlegung dieser Verbundleitungen im Vordergrund stand.¹⁴ Andererseits trägt die Verlagerung

¹¹ Die vorlaufenden wasserwirtschaftlichen Planungen und wasserrechtlichen Absprachen und Genehmigungen benötigten Jahre.

¹² Aus hygienischen Gründen war die Ausweisung von Wasserschutzgebieten bereits nach dem Wasserhaushaltsgesetz von 1957 möglich. Auflagen und Beschränkungen betrafen deshalb jedoch im wesentlichen nur die Schutzzonen I und II (50-Tage-Linie).

¹³ Hier befindet sich die Bundesrepublik auch in einer relativ günstigen Lage, die solche Annahmen rechtfertigt. Lokal kam es jedoch durchaus zu Problemen und auch wasserpolitischen Kontroversen wie im Hessischen Ried und im Vogelsberg-Gebiet (vgl. Hanisch 1983).

¹⁴ Erst seit 1976 war die öffentliche Trinkwasserversorgung zur Einhaltung eines Nitratgrenzwerts von 90 mg/l überhaupt verpflichtet.

und Ausweitung der Trinkwassergewinnung für Ballungsgebiete in ländliche Regionen - sei es aus Gründen des Wassermangels bzw. des hohen Wasserbedarfs, sei es aus Gründen der industriellen Gewässerbelastung in den Ballungsgebieten selbst - zu einer möglichen Verschärfung von Interessenkonflikten zwischen Landwirtschaft (aber auch Naturschutz) und Trinkwasserversorgung bei.¹⁵ Aus der Sicht der Landwirtschaft ist es nicht einsehbar, warum sie sich mit gar noch entschädigungslos hinzunehmenden Bewirtschaftungseinschränkungen abfinden soll, nur damit die weit entfernten städtischen Regionen ihren enormen Wasserdurst in verschwenderischer Weise stillen können und sich nicht um die Beseitigung der oft viel stärkeren Verschmutzung ihrer eigenen Gewässer kümmern müssen.¹⁶ Ob es zu diesem Interessenkonflikt kommen muß, hängt von jeweiligen lokalen landwirtschaftlichen, hydrogeologischen und Bodenverhältnissen ab.¹⁷

Generell ist aufgrund der skizzierten agrar- und wasserpolitischen Weichenstellungen dann mit (zeitlich verzögerten) verschärften und weit verbreiteten nitratbezogenen Auseinandersetzungen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zu rechnen, wenn das Ausmaß beider Entwicklungsrichtungen nicht mehr kompatibel bleibt und sich räumlich deutlich überlagert, wenn also die verstärkte Nitratauswaschung durch intensive Landbewirtschaftung und veränderte Bewirtschaftungsweisen einerseits zu einem mehr oder minder flächendeckenden Phänomen werden und die Trinkwassergewinnung sich andererseits zur Deckung des noch steigenden Bedarfs¹⁸ just in eben diesen Intensivregionen befindet und ausbreitet. Dann dürften die Fälle hoher Nitratbelastungen des Grundwassers in Wassereinzugsbereichen auch bei fehlender Überdüngung und kostenneutralen Änderungen der Wirtschaftsweise nicht auf lokale Phänomene beschränkt bleiben, wie dies im wesentlichen bis heute (1987) gilt. Ungünstige Segregationsbedin-

¹⁵ Dies schließt nicht aus, daß in einer Reihe von Fällen Landwirte die mit einer Absenkung des Grundwasserspiegels verbundene Entwässerung von Böden unter Meliorationsgesichtspunkten ausdrücklich begrüßt und unterstützt haben.

¹⁶ Entsprechend gestiegen ist der Widerstand gegen die und die Verfahrensdauer der Ausweisung neuer Wasserschutzgebiete.

¹⁷ Speziell die allerdings seltene Erschließung neuer Trinkwasserquellen in bereits bestehenden landwirtschaftlichen Intensiv- und Sonderkulturgebieten wird damit zum Problem.

¹⁸ Dazu trug die öffentliche Trinkwasserversorgung durch entsprechende Tarifgestaltung und andere verbrauchsfördernde Maßnahmen übrigens selbst mit bei.

gungen für Landwirtschaft und Wasserwirtschaft stellen quasi eine notwendige, aber nicht hinreichende Voraussetzung für die Herausbildung eines Konfliktfeldes dar; erst wenn die Nitratbelastung des Trinkwassers für die Wasserwirtschaft, freiwillig oder erzwungen, als ein Problem angesehen wird, für dessen Beseitigung Kosten entstehen, die nicht von dritter Seite übernommen werden, erscheinen diesbezügliche Auseinandersetzungen kaum vermeidbar.

Damit gerät die Raumordnung und -entwicklung als Determinante erhöhter Nitrat- auswaschungen ins Blickfeld. Auch die räumliche Entwicklung von Produktions-, Siedlungs- und Verkehrsstruktur erfolgte und erfolgt noch weitgehend ohne die Berücksichtigung ökologischer Belange.¹⁹ Die vielfach problematischen ökologischen Folgewirkungen der realen räumlichen Entwicklung, die generell auf eine Funktionalisierung des Raumes, die Konzentration dispositiver Funktionen in den Metropolen und die Herausbildung und den Wandel unterschiedlicher inter- und intraregionaler Disparitäten hinausläuft (vgl. Fischer/Brugger 1985, Friedrichs 1983, Funk 1977), insbesondere durch die Zersiedlung des Raums, die räumliche Verdichtung und die Ausweitung des Transports von Stoff- und Energiemengen, das Wachstum von Verkehr und Verkehrsnetzen etc. sind inzwischen durchaus bekannt und werden in der (Fach-)Öffentlichkeit auch breit diskutiert. Für die Nitratbelastung des Grundwassers erscheinen folgende Momente der Raumentwicklung von Bedeutung: die Konzentration des Gemüseanbaus und von Gärtnereien im Nahbereich dichtbesiedelter Gebiete, die Verdrängung der Landwirtschaft aus Gunstlagen durch urbane Expansion und industrielle Ansiedlungen²⁰ und die Reduktion der Möglichkeiten der Trinkwassergewinnung aus dem Grundwasser in Ballungsgebieten. Der der Raumentwicklung als solcher zuzurechnende Anstieg des Wasserbedarfs und der regionalen Konzentration der Viehhaltung dürfte hingegen gegenüber anderen Determinanten dieses Anstiegs relativ gering sein. Die benannten drei Momente tragen in der Tendenz bei entsprechenden Boden- und Nutzungsverhältnissen zu höheren Nitratgehalten des Trinkwassers bei. Gemüseanbau und Gärtnereien benötigen hohe N-Düngergaben und viel-

¹⁹ Entsprechend konstatieren auch Fürst et al. (1986) ungenutzte Handlungsspielräume für eine bessere Verzahnung von Raumordnungs- und Umweltpolitik.

²⁰ So werden auch heute noch 125 ha pro Tag zubetoniert (vgl. BMBau 1986, Bölsche 1983, Tesdorpf 1984).

fach Beregnung²¹, so daß die räumliche Konzentration dieser Sonderkulturen lokal zu hohen und mehr oder minder flächendeckenden Nitratauswaschungen führen kann, denen auch keine ausreichenden Verdünnungseffekte im Grundwasserleiter durch geringe Nitrateinträge aus anders genutzten Nachbarflächen gegenüberstehen. Muß die stadtnahe Landwirtschaft nun infolge von Neuansiedlungen, hinter denen in jedem Fall eine höhere Zahlungskraft je Hektar steht, in ungünstigere Lagen und dabei häufig auch auf durchlässigere Böden ausweichen, wird die Nitratbelastung des Grundwassers ansteigen. Weicht aus Gründen von innerstädtischen Grundwasser- und Oberflächenwasserbelastungen und steigenden Wasserbedarfs die Trinkwasserversorgung gleichfalls in diese Umlandgebiete aus (vgl. Kampe 1982), so wird sie sich leicht hohen und zunehmenden Nitratwerten des Rohwassers gegenübersehen.²²

Ebenso wie bei den erwähnten agrar- und wasserpolitischen Weichenstellungen muß betont werden, daß die nitratrelevanten Auswirkungen solcher raumordnerischer Entwicklungstendenzen oft erst viel später zum Tragen kommen. Darüber hinaus wurde der Einfluß der *Raumplanung* und *Regionalpolitik* nicht eigens angesprochen, weil diese - zumindest in der Vergangenheit - überwiegend faktische Entwicklungslinien nur nachvollzog, in etwas geordnete Bahnen lenkte und gravierende Negativauswirkungen abzufedern und zu kompensieren suchte (vgl. Bruder/Ellwein 1980, Conrad 1987f, Scharpf/Schnabel 1980).

ad 2

Während die Umweltrelevanz von Entwicklungen in Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Raumordnung und den diesbezüglichen Politikbereichen in den 50er und 60er Jahren kaum gesehen und thematisiert wurde, kann von einer eigenständigen Umweltpolitik in dieser Zeit praktisch nicht gesprochen werden. Demgegenüber hat die Gesundheitspolitik bereits eine lange Tradition, deren Regulierungsmuster, Organisationsformen und Eingriffskompetenzen sich auch in be-

²¹ Beregnung erhöht in der Praxis häufig die Nitratauswaschung, auch wenn sie grundsätzlich pflanzenbedarfs- und bodengerecht erfolgen kann und als Ertragsberegnung diese senken kann (vgl. Isermann 1987).

²² Über solche Zusammenhänge von Raumordnung und Nitratbelastung liegen meines Wissens keine systematischen Untersuchungen vor.

zug auf den Umgang mit dem Nitratproblem auswirken.²³ Auf der Ebene der Rechtssetzung ist für den hier interessierenden Bereich des Agrarumweltrechts für die 50er Jahre nur die Verabschiedung des WHG 1957 zu vermelden, das den grundlegenden Rahmen für die Gewässerschutzpolitik bildet, die Landwirtschaft aber noch kaum tangiert, von der möglichen Ausweisung von Wasserschutzgebieten abgesehen. In den 60er Jahren verabschiedeten die Länder ihre Landeswassergesetze, und es traten das Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) und die Verordnung über die Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln (PflSchPrüfVO) in Kraft. In den Bereichen des Lebensmittelrechts, der Tierproduktion, des Naturschutzes und des Chemikalienrechts wurden bis auf das Bundesseuchengesetz noch keinerlei gesetzliche Regelungen verabschiedet.

Neben der vermehrten Ausweisung von Wasserschutzgebieten in den 60er und 70er Jahren, die jedoch - außer in Schutzzone I - mit keinen Düngungsbeschränkungen verbunden war²⁴, sind erste Bemühungen um den Erlass einer Trinkwasserverordnung, parallel zur Entwicklung der Trinkwasser-Standards der WHO zu verzeichnen, die jedoch vor allem aufgrund der Blockade der Bundesländer erst 1975 zum Erfolg führten.

Insgesamt sind somit für den Bereich der Umweltpolitik von 1950 bis 1970 nur wenige Aktivitäten festzuhalten, die auf den Umgang mit dem Nitratproblem Einfluß haben könnten, ganz im Gegensatz zu den anderen relevanten Politikbereichen. Analoges trifft für die "nichtpolitischen" Akteure zu, die auf die Formen der Landbewirtschaftung und der Trinkwassergewinnung Einfluß nehmen. Abgesehen von wenigen lokalen Ausnahmen sehen die Wasserversorgungsunternehmen für das Grundwasser keine Verschmutzungsprobleme. Für Banken, Versicherungen, Agrochemie, Nahrungsmittelwirtschaft und Officialberatung, die das Verhalten der Landwirte zumindest mittelbar (und durchaus umweltwirksam) beeinflussen, war - in Übereinstimmung mit dem gesamtgesellschaftlichen Diskussionsstand - Umweltschutz noch kein Thema. Dies gilt für Banken, Versicherungen und Nah-

²³ Exemplarisch seien erwähnt das Reichsseuchengesetz von 1900, die dritte Durchführungsverordnung zum Gesetz über die Vereinheitlichung des Gesundheitswesens von 1935, die Begrenzung der Zuständigkeit der Gesundheitsbehörden auf das Trinkwasser ab Haushalt oder die Erteilung von befristeten Ausnahmegenehmigungen durch den Amtsarzt bei gleichzeitiger Information der Verbraucher.

²⁴ Auch die entsprechenden DVGW-Richtlinien W 101 und W 102 von 1975 beinhalten solche noch nicht.

rungsmittelwirtschaft (einschließlich der Vertragslandwirtschaft mehr oder weniger bis heute (vgl. Pohl 1982, Schreiber 1985), da ökologische Gesichtspunkte bei ihren Interessenlagen und Zielsetzungen im allgemeinen keine Rolle spielen²⁵, während für die Agrochemie und die landwirtschaftliche Beratung hier seit den späten 70er Jahren allmähliche Veränderungen zu beobachten sind.

ad 3

Direkt betrafen das Nitratproblem in den 50er und 60er Jahren folgende Aktivitäten:

- o die Düngungsempfehlungen und die Bemühungen um Düngungs- und Ertragsoptimierung seitens der landwirtschaftlichen Beratung und der Düngemittelindustrie;
- o die Untersuchungen zur Methämoglobinämie in Verbindung mit der Trinkwasser-Nitratbelastung und die entsprechenden Empfehlungen zu Nitratgrenzwerten;
- o die Untersuchung und Schließung von einigen lokalen Brunnen mit hohen Nitratwerten;
- o die von einigen wenigen Wissenschaftlern durchgeführte Nitratforschung (vgl. Abschnitt 5.1).

Düngungsempfehlungen der landwirtschaftlichen Beratung haben in der Vergangenheit zweifellos zur Erhöhung der Nitratauswaschung beigetragen. Dabei liegen die Empfehlungen seitens der Düngemittelindustrie im allgemeinen nicht über denjenigen der Officialberatung und - soweit vorhanden - der verarbeitenden Industrie (Zuckerfabriken, Gemüseverarbeiter, Mühlen etc.).

Wie aus Tabelle 6.1 hervorgeht, erreichten die Düngungsempfehlungen für Sonderkulturen ihren Höhepunkt in den 70er Jahren und gehen seitdem etwas zurück. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß sich durch die Kombination der Stickstoffdüngung mit dem Einsatz von Halmverkürzern und Fungiziden nicht nur die Produktionsfunktion, sondern auch die optimale spezielle Intensität der N-Düngung zu höheren Werten hin verschiebt (vgl. Abbildung 6.1).²⁶

²⁵ Gewisse Einschränkungen sind für die Nahrungsmittelindustrie zu machen. Vgl. das Beispiel Migros in Schreiber (1985).

²⁶ Diese Aussage betrifft allerdings primär den im Hinblick auf die Nitratauswaschung relativ problemlosen Getreideanbau. Außerdem führen solche Produktionsoptimierungen in der Regel zu einem höheren Ertrag je kg N-Düngung und damit zu einer besseren Ausnutzung des N-Angebots durch die Kulturpflanzen.

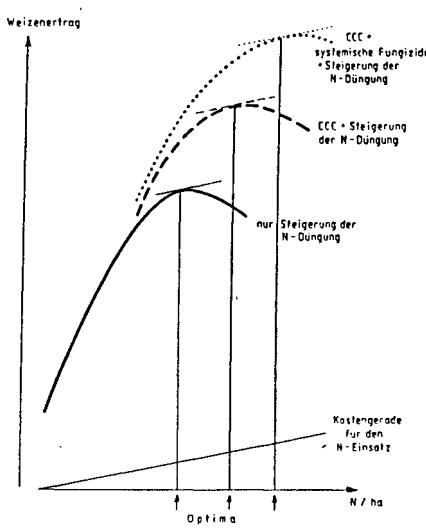
Tabelle 6.1: Entwicklung der Stickstoff-Düngemittellempfehlungen in kg/ha N der deutschen Düngemittelindustrie zu ausgewählten Kulturen

	1950	1970	1974	1980	1983	1987	1989*
Weizen	50- 70	80-150	120-180	80-180	120-200	100-210	120-220
Zuckerrüben	120-160	140-200	140-200	140-200	140-220	160-250	100-180
Frühkartoffeln		140-180	140-180		150-200	150-200	
Spargel		160-240	160-240	90-180	150-200	80-120	80-120
Weinbau normale Böden		100-210		80-140			60-120
Weinbau skelettreiche Böden		180-260	120-200				60-120

* mit Einbeziehung der N_{min}-Methode nach mdl. Auskunft des Fachverbandes Stickstoffindustrie für 1989

Quellen: Fachverband Stickstoffindustrie (Hr.), Düngungsratschläge für den Bauernhof, verschiedene Auflagen;
Rührstick-Stoff AG, Faustzahlen für die Landwirtschaft, verschiedene Auflagen

Abbildung 6.1: Auswirkungen eines zunehmenden Einsatzes von Halmverkürzern und Pestiziden auf die optimale spezielle Intensität bei Weizen



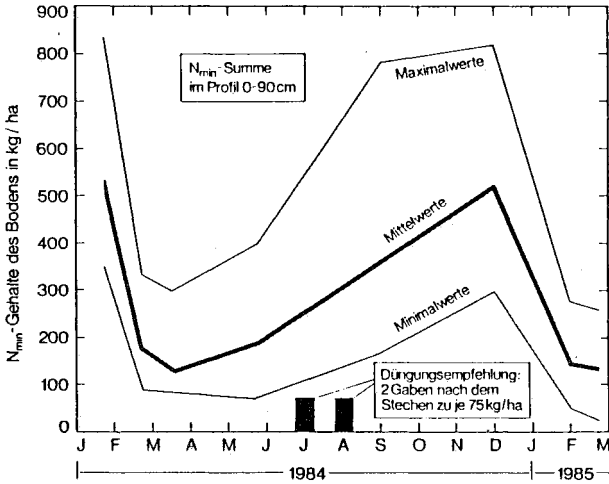
Quelle: Kling/Steinhauser 1986.

Die Übernahme der Düngungsempfehlungen in die landwirtschaftliche Praxis erfolgt meist mit einer gewissen Zeitverzögerung; teilweise werden sie aber auch, speziell in von Nebenerwerbslandwirten betriebenen lukrativen Sonderkulturen wie Spargel- und Tabakanbau, wenig beachtet, was Extremdüngungen zur Folge haben kann (vgl. Abbildung 6.2).

Neben der Ertragsoptimierung, die in der Tendenz aufgrund der angesprochenen Kombinationswirkungen von Produktionsfaktoren zu höheren N-Düngergaben führt²⁷, geht es in der landwirtschaftlichen Beratung auch um effizienteren

²⁷ Dies hängt natürlich von den jeweiligen Produkten ab. So hat die Umstellung auf die Bezahlung nach Zuckergehalt zu geringeren betriebswirtschaftlich optimalen speziellen Intensitäten im Zuckerrübenanbau geführt.

Abbildung 6.2: Düngeempfehlungen im Spargelanbau und N_{min} -Gehalte des Bodens in einem Wassereinzugsgebiet in Baden-Württemberg



Quelle: Rohmann/Sontheimer 1985: 185.

Düngemittleinsatz.²⁸ Dieser wirkt in der Tendenz auswaschungsmindernd durch Minimierung der Stickstoffverluste mit Hilfe pflanzenbedarfsgerechter Düngung und Ausbringungstechniken. Festzuhalten ist, daß die heute als zu hoch angesehenen Düngungsempfehlungen sich erst in den 70er Jahren in der Praxis durchsetzten und daß die agrarwissenschaftliche Düngungsforschung eine längere Tradition hinsichtlich der Minimierung von Stickstoffverlusten besitzt und zum verbesserten Wissen über pflanzenbedarfsgerechte Düngung bereits in den 60er Jahren beigetragen hat.

In den 50er und 60er Jahren spielte die Forschung und Diskussion über Methämoglobinämie gesundheitspolitisch eine gewisse Rolle und schlug sich in zunächst recht niedrigen Empfehlungen für den Nitratgrenzwert nieder (vgl. Czeratzki

²⁸ Dies gilt auch für die Industrieberatung, obwohl hier Interessenkonflikte zwischen möglichst hohen (kurzfristigen) Verkaufszahlen und effizientem Düngemittleinsatz bestehen.

1973, Sattelmacher 1962, WHO 1970). Die Empfehlung des BGA betrug laut Sattelmacher 40 mg/l²⁹ und lag damit deutlich unter dem 1975 mit der TVO verabschiedeten Standard von 90 mg/l.³⁰ Seit etwa Mitte der 60er Jahre wurden in der BRD keine Fälle von Methämoglobinämie mehr beobachtet³¹, während ein solcher Tatbestand vorher infolge fehlender Meldepflicht nicht wissenschaftlich gesichert ist.

In einer Reihe von Trinkwasserbrunnen in landwirtschaftlichen Gebieten wurden hohe Nitratkonzentrationen festgestellt, die auch Werte bis zu mehreren hundert mg/l erreichten (vgl. Terhaag/Eyer 1958, Schwille 1962, 1969, von Wistinghausen 1971), wobei es in einigen Fällen zur Schließung einzelner Brunnen kam. Erkannt wurde auch bereits die besondere Gefährdung und Nitratbelastung von meist flachgründigen Privatbrunnen. Zugleich wurden Möglichkeiten und Nachteile einer wassertechnischen Nitratentfernung durch Ionenaustauscher oder biologische Denitrifikation bei der Trinkwasserversorgung andiskutiert (Terhaag/Eyer 1958), und erste Versuchsanlagen erstellt (Sturm/Bibo 1965).³² Schließlich war auch klar, daß das vorhandene rechtliche Instrumentarium kaum ausreichen würde, um in nitratbelasteten Wassereinzugsgebieten eine landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise zu erzwingen, die zu keinen relevanten Nitrateinträgen ins Grundwasser führt (Jung 1956).

In den 50er und 60er Jahren fielen auch die ersten vermehrten wissenschaftlichen Untersuchungen der Nitratproblematik (Quellen und Ursachen des Nitrateintrags, Höhe der Rohwasserbelastungen, Methämoglobinämieentstehung, Korrelationen zwischen Trinkwasser-Nitratgehalten und Methämoglobinämie), ohne allerdings über die spezifische Fachöffentlichkeit hinaus auf große Resonanz zu stoßen. Bis auf die medizinischen Arbeiten zur Methämoglobinämie handelte es

²⁹ Trotz mehrfacher Bemühungen war mir im Rahmen dieser Untersuchung die Rekonstruktion der Entstehung und Höhe dieser Empfehlung nicht möglich.

³⁰ In der Diskussion und manchen Entwürfen der TVO von 1976 wurde auch ein Grenzwert von 50 mg/l vorgeschlagen, entsprechend den WHO-Empfehlungen für Industrieländer.

³¹ Dies gilt auch im Hinblick auf die Urteile des BGH und des OLG Hamm 1983, die Verurteilung einer Hausbesitzerin wegen unterlassener Untersuchung ihres Trinkwassers betreffend (BGA 1986).

³² Die Nitratelimination durch Ionenaustauscher wurde damals bereits von Brauereien durchgeführt (Sturm/Bibo 1965).

sich in der Praxis mehr oder minder um Randthemen der jeweiligen wissenschaftlichen Disziplinen.

Das grundsätzliche Muster der Nitratdebatte war somit bereits in den 50er und 60er Jahren angelegt und die Struktur des Nitratproblems erkannt.³³ Daß in dieser Zeit teilweise bedeutend höhere Nitratwerte in Trinkwasserbrunnen festgestellt wurden als heute, widerspricht nicht der Hypothese eines allmählichen Anstiegs der Nitratbelastung des Grundwassers. Aus diesen hochbelasteten Brunnen wird heute im allgemeinen kein Trinkwasser mehr gewonnen. Wasserentnahme aus tieferen Grundwasserstockwerken und Wasserverbundsysteme spielen heute eine wesentlich größere Rolle.

Die Nitratdiskussion jener Zeit beschränkte sich im wesentlichen auf die Wissenschaft und die direkt betroffenen Bereiche der medizinischen Versorgung und der Verwaltung sowie einige betroffene Wasserwerke. Nitrat war kein politisches Thema und es kam auch noch zu keinen lokalen öffentlichen Kontroversen, aus denen heraus sich eine breitere öffentliche Diskussion hätte entwickeln können. Die erste lokale halböffentliche Auseinandersetzung, auf die wir bei unseren lokalen Fallstudien gestoßen sind, fand 1969 in Müllheim im Markgräflerland statt, als sich Bauern und Winzer zu Unrecht angegriffen fühlten. Aber auch hier entbrannte eine breitere öffentliche Debatte erst 1978 (vgl. Brügge-
mann et al. 1986). Die in diesem Abschnitt geschilderten agrar- und wasserpolitischen Weichenstellungen und die Fixierung der Grundmuster der Nitratdebatte in Expertenzirkeln gingen somit einher mit der Abwesenheit genuiner Umweltpolitik und der Bedeutungslosigkeit von Nitrat als politischem oder gar öffentlichem Thema.

³³ Dies läßt sich durch entsprechende Zitate aus der damaligen Literatur recht gut belegen. Als gerichtsbekannte Ausnahme ist nur der in den offiziellen Broschüren stets unerwähnt bleibende Fall aus Lemgo festzuhalten, der dazu führte, daß eine Hausbesitzerin wegen der Blausucherkrankung eines Säuglings mit bleibenden Hirnschäden verurteilt wurde, weil sie es versäumt hatte, das Trinkwasser aus ihrem Privatbrunnen auf seinen Nitratgehalt untersuchen zu lassen (OLG Hamm, AZ 10 U 78/83).

6.2 Abgeschottete Politikarenen: Die 70er Jahre

Die Fortdauer sowie die vielfach erst in den 70er Jahren zum Tragen kommenden Auswirkungen der agrar-, wasser- und raumordnungspolitischen Determinanten des Nitratproblems werden in diesem Abschnitt nicht nochmals eigens thematisiert. Erwähnt sei lediglich, daß die Probleme der landwirtschaftlichen Überproduktion und die Sättigungstendenzen im Trinkwasserverbrauch durchaus bereits von einigen Personen erkannt und publizistisch und politisch vertreten wurden. Diese Sachverhalte sind deshalb von Bedeutung, weil sie heute zentrale Rahmenbedingungen für politisch durchsetzbare Lösungen des Nitratproblems darstellen.

Im Vordergrund stehen aber Entwicklungen auf zwei Ebenen:

1. die Herausbildung von Umweltpolitik und Ökologiebewegung,
2. die politisch relevante Dynamik von nitratbezogenen Aktivitäten in relativ abgeschotteten Arenen.

ad 1

Spätestens seit Anfang der 70er Jahre sind Umweltverschmutzung und Umweltschutz zum politischen Dauerthema geworden. Das politische System reagierte darauf und trug auch selbst zu dieser Entwicklung bei (z.B. Regierungserklärung 1969, Sofortprogramm der Bundesregierung zum Umweltschutz 1970, Umweltprogramm 1971, Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen 1971/1972, Errichtung des Umweltbundesamtes 1974). Die unter dem Begriff der Ökologiebewegung zusammengefaßten vielfältigen, weniger in etablierten Institutionen kanalisierten Aktivitäten, insbesondere Umwelthanliegen thematisierende und vertretende Bürgerinitiativen, entwickelten sich parallel zu der sich formierenden Umweltpolitik. Sie übten auch politischen Druck aus und gaben Anstöße für konkrete umweltbezogene Maßnahmen, waren aber nicht entscheidend für die Politisierung des Umweltproblems um 1970 (Küppers et al. 1978). Naturschutz und Umweltschutz haben in der Bundesrepublik auch im politisch-administrativen Bereich eine lange, bis ins 19. Jahrhundert zurückreichende Tradition (vgl. Treppl 1987). Es war in erster Linie eine spezifische Bedingungskonstellation (einflußreiche populärwissenschaftliche Schriften (Carson 1963, Ehrlich/Ehrlich 1972, Meadows et al. 1972), Betonung des Umweltthemas in den

Medien, Eignung für die sozialliberale Reformpolitik, Rezeption der US-amerikanischen Umweltdiskussion), die um 1970 zu einer veränderten und vereinheitlichten Sicht und Definition von vorab durchaus bekannten Teilproblemen und zu einer Politisierung des Umweltproblems führte (vgl. Küppers et al. 1978).

In den 70er Jahren wurden wesentliche Grundlagen für die heute vorfindlichen Formen der Umweltpolitik gelegt. So wurden eine Reihe von Umweltgesetzen erlassen bzw. bestehende Gesetze entsprechend novelliert und zugleich die (konkurrierende) Gesetzgebungszuständigkeit des Bundes in bezug auf Umweltangelegenheiten erweitert. Zu nennen sind hier an für den Bereich Landwirtschaft und Umwelt bedeutsamen Regelungen: das DDT-Gesetz, das Tierschutzgesetz, das Bundesimmissionsschutzgesetz, das Naturschutzgesetz, das Abfallbeseitigungsgesetz, die Trinkwasserverordnung und die Novellierung des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes und des Wasserhaushaltsgesetzes. Tabelle 6.2 gibt einen Gesamtüberblick über die chronologische Entwicklung der Regelungen im Bereich des Agrarumweltrechtes.

Festgehalten werden sollen folgende, als Rahmenbedingungen für die Nitratpolitik bedeutsame Aspekte der Entwicklung der Umweltpolitik:

Obwohl die Tradition des Umweltschutzes gerade auch im Bereich der Landwirtschaft beheimatet ist (Stichworte Bodenerosion, Agrochemikalien, Lebensmittelmüllrückstände) - neben dem technischen und hygienischen Umweltschutz im industriell-urbanen Bereich -, spielte der Agrarsektor in der sich herausbildenden Umweltpolitik eine eher untergeordnete Rolle. Die Aufmerksamkeit konzentrierte sich zunächst auf industrielle Emissionen in Luft und Wasser, auf Verkehrsemissionen, auf kommunale Abwässer und Abfälle und auf Lärmschutz. Abgesehen von Diskussionen über die Auswirkungen von Bioziden, gerieten Umweltprobleme der Landwirtschaft erst gegen Ende der 70er Jahre vermehrt in die öffentliche Diskussion.³⁴ Das BNatG von 1976 nimmt die Landwirtschaft mit den Landwirtschaftsklauseln der §§ 1 und 8 de facto aus seinem Geltungsbereich heraus. Im BMELF wurde 1973 ein eigenes Referat für Naturschutz eingerichtet, das im Laufe der Zeit zu einer Abteilung heranwuchs. Dennoch spielte der Naturschutz im BMELF gegenüber den Interessen der agrarischen Klientel stets eine untergeord-

³⁴ Vgl. etwa die Titelgeschichte des SPIEGEL 44/1978 "Vergiften uns die Bauern?"

Tabelle 6.2: Zeittafel Agrarumweltrecht

Jahr	Naturschutz	Düngung	Pflanzenschutz	Tierproduktion	Lebensmittelrecht
1957		WHG			
1960		Wassergesetz für Baden-Württemb. Landeswasserges. Rheinland-Pfalz Niedersächsisches Wassergesetz			
1962		Bremisches Wassergesetz Wassergesetz NRW			
1968			Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen		
1972		AbfG	Bienenschutzverordnung DDT-Gesetz	TierSchG	
1973	BayNatSchG LandespflegeG Rheinland-Pfalz PflegeG Schleswig-Holstein				
1974				BlmSchG TA-Luft	LMBG
1975	NatSchG Baden-Württemberg LandschaftsG NRW			Tierkörperbeseitigungsgesetz FutMG	TrinkwasserVO
1976	BNatSchG	AbwAG		AMG	
1977		DÜMG DÜMVO			
1979	NatSchGBln BremNatSchG Saarl. NatSchG				
1980	HeNatSchG	ChemG	Pflanzenschutz-AnwendungsVO		
1981	Hamb. NatSchG Niede. NatSchG				FutMVO
1982		Novelle AbfG	PHmVO		PHmVO
1983		Gülle-Erlass Niedersachsen Gülle-VO NRW			DiätVO
1984		Novelle WHG	Novelle PflSchG	Novelle TierSchG	Novelle TVO
1986	BundesartenschutzVO	Novelle AbwAG	Novelle Pflanzenschutz-Anwend. VO		
1987		Novelle AbfG SchALVO Baden-Württemberg	Pflanzenschutz-Sachkunde-VO		
1989	Gesetz zur Förderung der bäuerlichen Landwirtschaft	Novelle DÜMG Gülle-VO Schleswig-Holstein Gülle-VO Bremen	Novelle PflanzenschutzmittelVO		
1990 und später	Novelle BNatSchG	Gülle-VO Niedersachsen			
		Novelle DÜMVO			

nete Rolle und mußte im Konfliktfall zurückstehen, bis er 1986 in das neu eingerichtete BMU einging. Insgesamt hat es die Agrarlobby - besser noch als die Industrie - bis dato gut verstanden, die Landwirtschaft von der Umsetzung von Umweltregulierungen zu verschonen. Von einer Agrarumweltpolitik kann in den 70er Jahren jedenfalls noch nicht gesprochen werden.

Akzeptiert man die Auffassung, daß die "technologische Aufrüstung" industriekapitalistischer Produktionsweisen die Hauptursache der gegenwärtigen Umweltkrise ist (Commoner 1971), und stellt man nicht politisch - im Gegensatz zur bloß akademischen Diskussion (Meadows et al. 1972) - das technisch-wirtschaftliche Wachstumsmodell (westlicher) Industriegesellschaften in Frage, dann

"sind die verschiedenen Aufgaben des Umweltschutzes und der Umweltforschung für jede entwickelte Industrienation klar vorgeschrieben: (1) Technischer Umweltschutz, von Abwehrmaßnahmen über die Verringerung der Emissionsmengen bis zur Entwicklung neuer, umweltfreundlicher Technologien. (2) Medizinisch-hygienischer Umweltschutz, von der unmittelbaren Therapie über die präventive zur Erstellung von Orientierungsdaten. (3) Ökologischer Umweltschutz, von der Erhebung der tatsächlichen Belastung der Umwelt über die Erforschung von Belastbarkeitsgrenzen zu Funktions- und Kausalanalysen in den verschiedensten Mikrobereichen, schließlich zu Ökosystemanalysen höherer Komplexität." (Küppers et al. 1978: 38)

Ob Umweltschutz dabei letztlich auf das Niveau technokratischer Symptombekämpfung beschränkt bleibt (Jänicke 1979) oder auf eine ökologisch angepaßte Superindustrialisierung hinausläuft (Huber 1982), ist vorläufig offen. Daß aber zunächst die erste Variante in der Praxis - wie kaum anders zu erwarten - dominierte, läßt sich nur schwer bezweifeln. Präventive Umweltpolitik (vgl. Simonis 1988) ist noch weitgehend reines Gedankenspiel.

Dies hängt auch damit zusammen, daß sich Umweltpolitik praktisch zwangsläufig erst einmal überwiegend nur als Politik des peripheren Eingriffs (Doran et al. 1974) etablieren konnte. Dementsprechend schwächt die strukturelle Unterprivilegierung des Umweltschutzes seine politische und ökonomische Durchsetzbarkeit. Erstens benachteiligen die bestehenden rechtlichen, wirtschaftlichen, organisatorischen, personellen, informationellen und administrativ-prozessualen Rahmenbedingungen Umweltschutzanliegen im allgemeinen (vgl. exemplarisch Mayntz et al. 1978, Jänicke 1979, Keck 1988, Senig 1985). Zweitens schlagen die bestehenden Machtverhältnisse und Interessenlagen der Akteure im Politik-

prozeß meist ebenfalls zu ungunsten von Umweltschutzinteressen aus³⁵ (vgl. z.B. Jänicke 1978, Tsuru/Weidner 1985). Drittens bestehen im Verlauf des Politikzyklus - von Problemwahrnehmung und -definition über Programmformulierung und Entscheidungsfindung bis zu Vollzug und Überwachung - vielfältige Möglichkeiten, eingangs klar und deutlich anvisierte Umweltschutzanliegen zu verwässern und zu unterlaufen³⁶ (vgl. z.B. verschiedene Beiträge in Mayntz 1980, 1983).

Weitergehende (agrар-)umweltpolitische Maßnahmen müssen somit auch auf Veränderungen von institutionell verankerten Struktur- und Handlungsmustern, von Macht- und Interessenlagen im Agrarsektor abzielen, sollen sie nicht papierne Forderungen bleiben. Es wird zu prüfen sein, inwiefern die Nitratpolitik diesen Mustern der Umweltpolitik entspricht oder auch darüber hinausweist.

Trotz dieser eher skeptischen Einordnung von Umweltpolitik läßt es sich nicht belegen, daß deren Herausbildung primär legitimatorischen Charakter gehabt hat. Bei der Politisierung des Umweltproblems wurden in der Öffentlichkeit weder manifeste Konfliktlagen thematisiert, noch stellten aktuelle Umweltgefährdungen einen auslösenden Effekt für die Diskussion dar. In der Verwaltung bestand offenbar vielmehr der Eindruck, das Umweltprogramm müsse auch in geeigneter Form in der Öffentlichkeit verkauft werden.³⁷ Die Politisierung des Um-

³⁵ Umweltschützer verfügen häufig über keine mobilisierbaren oder wirksamen Sanktionspotentiale. Für die Durchsetzung des Allgemeininteresses Umweltschutz fehlen vielfach die hierfür notwendigen durchsetzungsfähigen Partialinteressen. Selbst wenn diese vorhanden sind, wie z.B. hinsichtlich des Gewässerschutzes die Interessen der Wasserversorgungsunternehmen, erweisen sie sich leicht als weniger schlagkräftig als diejenigen der Landwirtschaft.

³⁶ Die diesbezüglichen Beispiele in der Umweltpolitik sind Legion. Mit am bekanntesten sind das Entschärfen von Gesetzesvorlagen, Ausnahmeregelungen, falsch konzipierte Meßverfahren, interessengeladene technische Normierungen in den Ausführungsbestimmungen oder vielfältige Vollzugs- und Überwachungsdefizite.

³⁷ "Daß der Umweltschutz zumindest auch von der Regierung selbst zum politischen 'issue' gemacht wurde und die Massenmedien zu diesem Zweck in Dienst genommen wurden, darauf deutet ein Vorgang im Innenministerium hin. Im Januar 1971 bat der damalige Ministerialrat Menke-Glückert, einer der 'Motoren' bei der Erstellung des Umweltprogramms im BMI, den Staatssekretär Hartkopf um Zustimmung zur Abhaltung von regelmäßigen Gesprächen mit einem ausgewählten Kreis von Journalisten über spezifische Themen des Umweltschutzes. Außerdem sollte einer Serie von Fernsehspots 'Freundliche Umwelt'

weltproblems erfaßte den politisch-administrativen Bereich, die Öffentlichkeit und die Wissenschaft in etwa zur gleichen Zeit (Küppers et al. 1978: 125).

Zweifellos spielte und spielt die symbolpolitische Dimension in der Umweltpolitik eine wesentliche Rolle, aber Umweltpolitik läßt sich schon in den 70er Jahren nicht auf Legitimationsbeschaffung reduzieren. Die Eigendynamik des Umweltschutzes und die dem Umweltsektor zuzurechnenden vested interests waren alsbald zu stark, um bloße Alibifunktion zu übernehmen.³⁸

Die Ökologiebewegung hat sich Umweltproblemen der Landwirtschaft erst relativ spät zugewandt, wenn man von der gelegentlichen Thematisierung der Verbreitung und des Rückstandes von Pestiziden absieht. Kernenergie, Chemieproduktion, Verkehrswesen und Stadtplanung standen als umweltverschmutzende Bereiche weit mehr im Vordergrund der ökologischen Debatte. Erst in den 80er Jahren greift die Umweltbewegung das Thema Landwirtschaft und Umwelt vermehrt auf (vgl. BUND 1984), wobei ihre Position zusehends von der kleinbäuerlichen Agraropposition beeinflußt wird.

Hält man sich diese charakteristischen Merkmale der Umweltpolitik vor Augen, so läßt sich in bezug auf die politische Behandlung des Nitratproblems folgendes vermuten: Es wird als die Landwirtschaft tangierendes Problem politisch eher spät angegangen; korrektive Problemlösungen auf der Wasserseite dominieren zumindest zu Beginn; der Kern der Agrarpolitik wird von der Nitratfrage nicht berührt; es geht durchaus um eine substantielle und nicht bloß symbolische Lösung des Problems; die Ökologiebewegung spielt weder bei der Problemwahrnehmung noch bei der Problemlösung eine wichtige Rolle. Daß diese Vermutungen weitgehend zutreffen, wird noch zu zeigen sein und war Ende der 70er Jahre noch keineswegs sicher.

produziert werden. Als Begründung für diese Aktion gab Menke-Glückert an, daß das Umweltprogramm 'flankierende Hilfe durch gezielte Öffentlichkeitsarbeit' brauche (interne Unterlage)." (Küppers et al. 1978: 116)

³⁸ Am ehesten traf dies bis in die jüngste Zeit für den Agrarbereich zu, eben weil dort genuine Umweltinteressen noch kaum verankert waren. Dementsprechend war z.B. bis 1987 auch hausintern im BMELF klar, daß es sich bei der Natur- und Umweltschutzrhetorik vieler ministerieller Verlautbarungen um Etikettenschwindel handelte.

ad 2

Lag gegen Ende der 60er Jahre bereits das Grundmuster der Nitratproblematik und -debatte im wesentlichen fest, so bildeten sich in den 70er Jahren die wichtigen Diskussions- und Politikstränge heraus, die die Formen der politischen Problembearbeitung determinierten. Da diese Politikstränge in Abschnitt 6.4 im einzelnen dargestellt werden, sind sie hier lediglich als solche benannt. Generell standen Forschung und Datenerhebung in den 70er Jahren weiterhin im Vordergrund nitratbezogener Aktivitäten. Von administrativer Bedeutung sind im wesentlichen nur die auf verschiedenen Ebenen stattfindenden Beratungs- und Aushandlungsprozesse zur Festlegung des Nitratstandards im Trinkwasser.

Aus agrarwissenschaftlicher Sicht wurde in der Düngungsforschung die Frage der Nitratauswaschung u.a. im Rahmen des von der VDLUFA koordinierten und vom BMFT und Fachverband der Düngemittelindustrie finanzierten Forschungsvorhabens "Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächengewässer aus Boden und Düngung" (Welte/Timmermann 1982) aufgegriffen (1972-1978).^{39 40} Im Bereich der medizinischen Forschung kam es zu einer deutlichen Schwerpunktverlagerung von Untersuchungen der Methämoglobinämie zu solchen der Nitrosaminbildung und ihres Krebsrisikos. Die zwei Forschungsschwerpunkte der DFG über Nitrat-Nitrit-Nitrosamine in Gewässern und Nahrungsmitteln erbrachten in einem Zeitraum von 10 Jahren (1972-1982) den Hauptertrag der Nitratforschung in den 70er Jahren. Darüber hinaus bewirkten sie als im wesentlichen einziges institutionalisiertes Diskussionsforum eine Verbesserung des Gedanken- und Informationsaustausches. Auch auf der Wasserseite wurden innerhalb und außerhalb des DFG-Schwerpunktprogramms einige Forschungsvorhaben durchgeführt (vgl. Darimont 1983a, Obermann 1982, Sontheimer et al. 1982). Die Wasserwirtschaft insgesamt zögerte jedoch trotz Schließung einiger Wasserwerke wegen erhöhter Nitratge-

³⁹ Umweltpolitisch handelte es sich um eine frühzeitige Gegenoffensive und ein Ablenkungsmanöver seitens der Landwirtschaft und der Düngemittelindustrie. So lautet die auf Stickstoff- und Phosphateinträge bezogene Quintessenz von Vetter im Vorwort des Forschungsberichts: "Welte und Timmermann machen deutlich, daß die bessere Reinigung kommunaler Abwässer der wichtigste Weg zur Herabsetzung der Gewässerverschmutzung ist."

⁴⁰ Selbstverständlich gab es eine Reihe weiterer Untersuchungen der Agrarseite zum Thema der Nitratauswaschung. So förderte z.B. der Forschungsring des Deutschen Weinbaus Forschungen zur Nitratbelastung von Boden und Grundwasser im Weinbau.

halte, sich des Problems der Trinkwasser-Nitratbelastung ernsthaft anzunehmen.⁴¹ Zum einen war seine gesundheitliche Relevanz fraglich, zum anderen sah sie die Landwirtschaft als Verursacher als für die Problemlösung verantwortlich an. Seit 1978 förderte das BMFT die Entwicklung von wassertechnischen Aufbereitungsverfahren der Nitratentfernung im Rahmen eines entsprechenden Förderungsprogramms. Der Projekträger, das Kernforschungszentrum Karlsruhe, hatte allerdings bis Anfang der 80er Jahre aus den genannten Gründen Schwierigkeiten, Wasserversorgungsunternehmen zur Durchführung solcher bezuschußter Entwicklungen und Demonstrationsvorhaben zu motivieren. Auf Forschungsseite sei schließlich noch die Inangriffnahme des Atlas zur Trinkwasserqualität auf der Grundlage der BIBIDAT-Datei ab 1974 seitens des BGA (WaBoLu) erwähnt (Aurand et al. 1980, 1982).

Gesundheitspolitisch ist für die 70er Jahre die Verabschiedung der TVO in 1975 von Bedeutung mit einem Nitratgrenzwert von 90 mg/l, nachdem die Länder, u.a. aus Gründen der Zuständigkeitsverteilung, diese jahrelang blockiert hatten. 1979 empfahl das BGA die Herabsetzung des Grenzwerts auf 50 mg/l. Parallel dazu wurde von 1973 bis 1980 die EG-Trinkwasser-Richtlinie erarbeitet, die für Nitrat einen Richtwert von 25 mg/l und einen Grenzwert von 50 mg/l vorsieht. Auch in die DIN-Norm 2000 (zentrale Trinkwasserversorgung) fand der Nitratgrenzwert von 50 mg/l als implizite Empfehlung des Säuglingschutzes vor Methämoglobinämie 1973 Eingang.⁴²

Seit Mitte der 70er Jahre gab es im BMI Bestrebungen für den Erlaß einer bundeseinheitlichen Überdüngungsverordnung auf der Grundlage des AbFG, die jedoch 1979 am Widerstand der Bundesländer endgültig scheiterten. Auf Länderebene geschah in den 70er Jahren noch wenig, sieht man von ersten Umweltberichten⁴³

⁴¹ Grundsätzlich war das Problem den Wasserversorgungsunternehmen spätestens seit Mitte der 70er Jahre bekannt. So führte die DVGW-Landesgruppe Nordrhein-Westfalen 1975 eine Umfrage durch, bei der von 148 Wasserwerken 25 Werke einen Nitratgehalt von mehr als 50 mg/l meldeten und davon 13 einen Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebietes vermuteten (Obermann/Bundermann 1982).

⁴² Der entsprechende Passus in Abschnitt 3.4.6 lautet: "Ein Nitrat-Ionengehalt von 50 mg/l im Trinkwasser kann unter gewissen Umständen bei Säuglingen (vorwiegend innerhalb der ersten drei Lebensmonate), deren Nahrung mit solchem Trinkwasser zubereitet wird, zur Blausucht (Methämoglobinämie) führen."

und der Verabschiedung von Landeswasser-, -naturschutz- und -landschaftspflegegesetzen ab.⁴⁴ Auf lokaler Ebene kam es zu ersten öffentlichen Kontroversen um das Nitratproblem. Soweit es in den Medien auf überregionaler Ebene registriert wurde, war es völlig in allgemeine Artikel zum Thema Landwirtschaft und Umwelt eingebunden.

Insgesamt bildete sich in den 70er Jahren auf sozialer und institutioneller Ebene die "Schlachtordnung" der öffentlichen Nitratkontroverse in den 80er Jahren heraus. Zugleich wurde mit der Verdichtung und Ausbreitung der allgemeinen Ökologiediskussion und der "Ausdifferenzierung" von umweltbezogenen Regelungen, Behörden und Finanzmitteln der erforderliche Rahmen für die politische Relevanz einer solchen Kontroverse geschaffen. Damit war der Knoten geschnürt, an dessen Lösung sich das politisch-administrative System in der Folgezeit abarbeiten sollte.

Charakteristisch für die 70er Jahre ist, gerade auch im Gegensatz zu den 80er Jahren, daß das Nitratproblem zwar einerseits - auf allgemeiner Ebene - überwiegend als integraler Bestandteil des generellen Themas Landwirtschaft und Umwelt gesehen wurde, daß es jedoch andererseits - auf konkreter Ebene - vor allem in gänzlich separaten Bezugsrahmen und Paradigmen der jeweils mit ihm befaßten "communities" behandelt wurde, die hierüber wenig miteinander kommunizierten. Dies gilt sowohl im Hinblick auf eine weitgehende Abschottung zwischen den mit der Nitratproblematik befaßten sozialen Teilsystemen in Wissenschaft, Wirtschaft und Politik als auch im Hinblick auf fehlende Kontakte zwischen verschiedenen disziplinären bzw. organisatorischen Teilbereichen wie Agrarbereich, Wasserbereich und Medizin. Am ehesten funktionierte der Informationsaustausch und die Kommunikation noch auf wissenschaftlicher Ebene zwischen den Disziplinen, speziell im Rahmen des erwähnten DFG-Schwerpunktes, auch wenn die beteiligten Wissenschaftler das Nitratproblem in ihren jeweils

⁴³ So thematisiert der Umweltbericht 1979 der Hessischen Landesregierung erstmals die Grundwasserbelastung durch Mineräldünger.

⁴⁴ Die Errichtung eines bayerischen Ministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen bereits 1971 belegt zwar, daß in Bayern relativ früh und stärker auf die Politisierung der Umweltproblematik reagiert wurde. Für die Behandlung des Nitratproblems zeichnete sich Bayern dann aber durch im Vergleich mit anderen Bundesländern erhöhte Kompetenzstreitigkeiten und Koordinationsprobleme zwischen den beteiligten Behörden aus (vgl. Hafenecker 1989).

eigenen disziplinären Paradigmen untersuchten. Da diese disziplinorientierte bzw. themenbezogene Zuordnung mit wechselseitiger Kompetenzzuerkennung verbunden war und die vested interests der beteiligten Wissenschaftler bei genügenden Forschungsmitteln sich nicht auf die Fachgebiete anderer erstreckten, brauchten die Forscher die Bemühungen der fördernden DFG um vermehrten Diskussionsaustausch nicht abzuwehren. Begrenzt funktionierte auch der Informationsaustausch innerhalb von Teilbereichen wie zwischen medizinischer Forschung und Gesundheitsverwaltung, zwischen Wasserforschung und Wasserwirtschaft oder zwischen Agrarforschung und landwirtschaftlicher Beratung. Aber eine breite Diffusion der neueren Erkenntnisse etwa bis hin zu den einzelnen Landwirten war in den 70er Jahren noch ebensowenig gegeben wie die wechselseitige Information über Forschungsstrategien und Behördenaktivitäten.

So war z.B. die Erarbeitung der EG-Trinkwasser-Richtlinie eine behördeninterne Angelegenheit, in die weder die medizinische Forschung noch die Wasserwirtschaft - letztere bis auf zwei Stellungnahmen - involviert waren und bei der die Mitwirkung fachlich kompetenter Behördenvertreter keineswegs gesichert war.⁴⁵ Am wenigsten kann von einer Kommunikation zwischen den verschiedenen Teilbereichen auf Behörden- und Wirtschaftsebene in den 70er Jahren gesprochen werden, was das Nitratproblem angeht, besser von Nichtkommunikation. Solange dieses Problem weder als gravierend noch als politisch brisant betrachtet wurde, bestand hierfür auch kaum Grund. Zusammenfassend können somit die 70er Jahre als eine Periode der gesteigerten Wahrnehmung und Definition des Nitratproblems in weitgehend voneinander abgeschotteten Politikerebenen angesehen werden.⁴⁶

⁴⁵ So ist für die Bundesrepublik zunächst ein Vertreter des Wirtschaftsministeriums ressortmäßig für die Verhandlungsführung in den politischen Gremien auf EG-Ebene zuständig, der diese Aufgabe allerdings an einen Vertreter eines anderen Fachressorts abtreten kann.

⁴⁶ Mit dieser Einschätzung ist noch keine (negative) Bewertung verbunden. Bei grundsätzlich begrenzten Ressourcen und begrenzter Informationsverarbeitungskapazität ist eine solche gesellschaftliche "Strategie" bei als zweit-rangig betrachteten Problemen durchaus funktional.

6.3 Turbulenzen in den 80er Jahren: Nitrat als politisches Thema

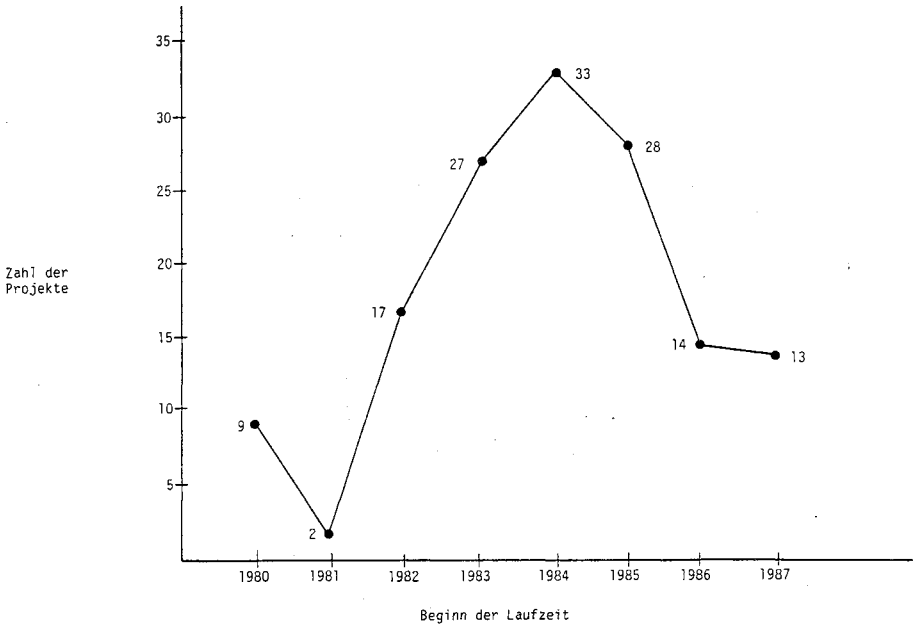
Die 80er Jahre brachten den Durchbruch des Nitratthemas als eigenständiges politisches issue. Diese den Regeln des issue attention cycle (Downs 1972, Luhmann 1971) folgende Entwicklung läßt sich nicht auf die Interessenartikulation spezifischer Parteien oder Verbände im politischen Raum reduzieren. "Entstehende politische Themen haben das eigentümliche Merkmal, weder von der Politik *gewählt* noch von identifizierbaren Akteuren *oktroziert* zu sein, sondern sich naturwüchsig und anonym zu 'ergeben.'" (Offe 1975: 160) Wesentliche Rahmenbedingungen sind sicherlich der parallel verlaufende Aufstieg der generellen Thematik Landwirtschaft und Umwelt als öffentliches Thema, so daß die Nitratfrage in einen allgemeineren Interpretationsrahmen einbettbar ist und zugleich die Rolle eines Prototyps und Vorreiters einnehmen kann, sowie die Verknüpfung der verschiedenen nitratbezogenen Diskussionsstränge und Teilaspekte zu einer Gesamthematik. Als Thema der öffentlichen Diskussion etabliert, übt das Nitratproblem einen gewissen Sog auf direkt und indirekt betroffene Bereiche und Gruppierungen aus, sich mit ihm zu befassen und Stellung zu beziehen, was umgekehrt zur weiteren Stabilisierung und Verstärkung der öffentlichen Diskussion beiträgt. Von diesem Zeitpunkt an kann sich die Politik - ob sie will oder nicht - der zumindest symbolischen Behandlung des Nitratproblems nicht mehr entziehen. Ob es dann auch zu substantiellen Problemlösungen durch Politik kommt, ist eine andere Frage.

Konkret läßt sich die Etablierung von Nitrat als ein eigenständiges politisches Thema daran festmachen, daß die Medien das Nitratproblem aufgreifen, Meldungen über (hohe) Nitratwerte überregionalen Nachrichtenwert erhalten und selbst Titelgeschichten über Nitrat hoffähig werden.⁴⁷ Die Zahl der Tagungen, Seminare und Veröffentlichungen, die sich überwiegend oder ausschließlich der Nitratfrage widmen, schwillt stark an.⁴⁸ Die Nitratforschung expandiert bis Mitte der 80er Jahre enorm (vgl. Abbildung 6.3), womit ein entsprechendes Anwachsen der Forschungsmittel auf eine Größenordnung von immerhin 10 Mio. DM jährlich einhergeht (Hünemann et al. 1987). Nitrat wird zum Gegenstand be-

⁴⁷ Eine oberflächliche Durchsicht von Presseartikeln bestätigt diese Einschätzung bis ca. 1987 bei steigender Tendenz.

⁴⁸ Ohne Anspruch auf Vollständigkeit seien an Tagungen aufgeführt: Selenka 1982 (Mainz 1979), Preussmann 1983 (Bonn 1982), DLG 1983 (Darmstadt 1982), Fritz et al. 1983 (Bonn 1983), VDLUFA 1985 (Karlsruhe 1984).

Abbildung 6.3: Anzahl begonnener Forschungsvorhaben zum Nitratproblem in der BRD in den 80er Jahren



Quelle: Hünemann et al. 1987.

hördlicher Erhebungen, Verlautbarungen und Programme und parlamentarischer Anfragen. Ökologiebewegung und Grüne entdecken das Nitratproblem (Bierter/von Kameke 1982, BBU 1983, Koch/Lahl 1982, Lahl/Zeschmar 1984b) und führen eigene Untersuchungen zu Nitratgehalten und Grenzwertüberschreitungen im Trink- und Mineralwasser durch (Natur 1987, Öko-Mitteilungen 1986, Öko-Test 1986, 1987). Sowohl in der landwirtschaftlichen Beratung als auch auf wasserfachlichen Aussprachetagen gewinnt das Nitratproblem breiten Raum, und die Entwicklung und Umsetzung konkreter (technischer) Problemlösungen (N_{\min} -Methode, Aufbereitungsverfahren) rückt zunehmend in den Vordergrund. Sowohl auf Bundes- als auch auf lokaler Ebene kommt es zu vermehrtem und partiell institutionalisier-

tem Informations- und Meinungsaustausch sowie begrenzter Kooperation zwischen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Behörden. In dem für die Agrar-Umwelt-Diskussion zentralen Sondergutachten "Umweltprobleme der Landwirtschaft" des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1985) nimmt die Nitratbelastung des Grundwassers einen wichtigen Platz ein, sowohl was die ökologische Bedeutung des Problems als auch was die konkreten Vorschläge für agrarumweltpolitische Maßnahmen anbetrifft. Bei aller Verbreitung und Bedeutungszunahme des Nitratproblems in der öffentlichen und fachöffentlichen Diskussion ist die Zahl der mehr oder weniger kontinuierlich damit befaßten Personen zwar gleichfalls gewachsen, aber noch überschaubar geblieben: Rund 200 Experten in Wissenschaft, Verwaltung, Industrie, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft treffen sich regelmäßig in diversen Gremien, Zirkeln und Seminaren, in denen über die neuesten Erkenntnisse und Entwicklungen berichtet wird und konkrete weitere Schritte vorbereitet werden.

Unterscheidet man hinsichtlich nitratrelevanter Politikprozesse in den 80er Jahren wiederum zwischen Einflüssen (a) anderer Politikbereiche - insbesondere der Agrarpolitik -, (b) der (Agrar-)Umweltpolitik und (c) spezifischer "Nitratpolitik", dann erscheinen folgende Entwicklungen bedeutsam:

Agrarpolitisch steht die Zuspitzung der Überschuß- und Finanzierungskrise des EG-Agrarmarktes im Vordergrund, die einerseits zur Vorherrschaft von kurzfristigem, symptomorientiertem Krisenmanagement führt, aber andererseits auch Umdeklarungsprozesse forciert und Überlegungen in Richtung Deintensivierung und Flächenstilllegung hoffähig werden läßt. Der durchschnittliche Verbrauch an N-Dünger je Hektar stagniert seit ca. 1980. Damit steigen die Chancen für Interessenkoppelungen agrar- und umweltpolitischer Provinienz, deren ökologische Wirksamkeit allerdings in jedem Einzelfall zu prüfen ist.⁴⁹ Auf wasserpolitischer Seite ist die Abschwächung der Tendenz zum Ausbau von Fernwasserversorgungssystemen und zur Konzentration der Trinkwasserversorgung in Großunternehmen zu vermelden. Zugleich stagniert der Verbrauch an Trinkwasser, so daß von der Mengenseite her keine weitere Verschärfung von Konfliktlagen mit anderen Wirtschaftsbereichen zu erwarten ist.

⁴⁹ So führte die Einführung der Milchkontingentierung infolge verringerten Milchkuhbedarfs zu vermehrtem Grünlandumbruch mit entsprechendem örtlichen Anstieg der Nitratauswaschung, sofern nicht geeignete Gegenmaßnahmen ergriffen wurden.

Umweltpolitisch ist die Politisierung des Bodenschutzes (vgl. BASF 1985, DLG 1984c, 1986, European Environmental Bureau 1985, Hübler 1985, Schröder 1984, Striegnitz 1984, VDLUFA 1985, Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung (Bundestagsdrucksache 1985), Bodenschutzkonzepte der Länder, Bund/Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz 1987) von Bedeutung, wobei im wesentlichen die Bereiche Mülldeponien und Altlasten sowie Landwirtschaft und dabei auch Nitrat angesprochen sind. Ebenso sind die verstärkten Aktivitäten im Bereich des Grundwasserschutzes zu nennen (vgl. AMK 1989, LAWA 1987b, 1989, Veh 1984b), die vor allem die Einrichtung von Grundwassergüte-Meßsystemen und die rechtliche Verankerung der flächendeckenden Vorrangigkeit des Grundwasserschutzes betreffen. Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang Auseinandersetzungen zwischen Wasserwirtschaft und staatlicher Wasserwirtschaftsverwaltung um Finanzierungsfragen und Meß- und Kontrollkompetenzen Anfang bis Mitte der 80er Jahre (vgl. Flinspach 1984)), die inzwischen weitgehend abgeflaut sind.⁵⁰ Schließlich ist noch die Übernahme der EG-Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung (85/33/EWG) in nationales Recht zu erwähnen (vgl. Bunge 1986, Cupei 1985, Hübler/Otto-Zimmermann 1989a, 1989b), die längerfristig durchaus auch im Agrarsektor eine Rolle spielen könnte.⁵¹

Generell nehmen in den 80er Jahren die Aktivitäten zu, die sich über bloße Lippenbekenntnisse hinaus um die Berücksichtigung umweltpolitischer Belange im Agrarsektor bemühen. Auch wenn das Ableugnen oder Verharmlosen von Umweltschädigungen der Landwirtschaft, "Haltet-den-Dieb"-Strategien, die Verwässerung und Entschärfung von umweltpolitischen Maßnahmen, die Abwehr jeglicher Belastungen durch Umweltauflagen, die Diffamierung von Kritikern und die Dominanz von Symbolpolitik die agrarumweltpolitische Arena weiterhin kennzeichnen, so ist doch die wachsende Anerkennung der Tatsache von durch die Landwirtschaft verursachten Umweltbelastungen seitens ihrer Vertreter zu konstatieren, und in längerfristiger Perspektive sollten die zu beobachtenden ersten Versuche agrarumweltpolitischer Maßnahmen in ihrem Stellenwert nicht unterschätzt werden.

⁵⁰ Die Wasserwirtschaft wehrte sich gegen eigene Rohwasseruntersuchungen der staatlichen Wasserbehörden und gegen die Kostenübernahme für zusätzliche Grund- und Rohwassermessungen. Wechselseitige Vorwürfe unzureichender Information, Beteiligung und Schutzmaßnahmen finden sich häufig.

⁵¹ Für die 80er Jahre ist sie zumindest in diesem, aber auch in anderen Bereichen noch weitgehend ohne praktische Bedeutung.

Zu nennen sind etwa

- o die verstärkte Diskussion von Umweltproblemen der Landwirtschaft und möglichen Lösungen auf allen Ebenen;
- o vermehrte Forschungsarbeiten zum Thema umweltverträglicher Landwirtschaft;
- o vermehrte Feldversuche umweltverträglicher Landwirtschaft (integrierter Landbau, Extensivierungsversuche, Maßreihen);
- o die vorsichtige Erweiterung der landwirtschaftlichen Beratung um Umweltgesichtspunkte;
- o die politische Diskutierbarkeit weitergehender agrarumweltpolitischer Vorschläge (Aktionsprogramm Ökologie, Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen);
- o die teilweise Reorientierung von Flurbereinigungsverfahren nach Gesichtspunkten des Naturschutzes, wenn auch vorwiegend beschränkt auf Vorzeigeverfahren;
- o die Verbreitung von sogenannten "Management Agreements" zwecks umweltschonender Landbewirtschaftung (Bewirtschaftungsaufgaben gegen Kompensationszahlungen im Rahmen von Ackerrandstreifen-, Feuchtwiesen-, Wiesenbrüter- oder Grünbracheprogrammen);
- o die Inangriffnahme der Neuausweisung von Naturschutz- und Wasserschutzgebieten;
- o gesetzgeberische und politikprogrammatische Aktivitäten im Bereich von Wasserrecht, Abfallrecht, Pflanzenschutz, Naturschutz und Bodenschutz (z.B. Novellierung von TVO, AbfG, WHG, PSchG, BNatG, Bodenschutzprogramm);
- o der Erlass von Gülleverordnung bzw. -erlass zwecks quantitativer und zeitlicher Begrenzung der Gülleausbringung, vor allem in Regionen mit intensiver Tierhaltung (Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen).

Klar ist allen Beteiligten, daß diese Schritte bei weitem nicht ausreichen, um die Umweltprobleme der Landwirtschaft aufzulösen. Abgesehen von vorerst recht begrenzter Implementation und ökologischer Wirksamkeit solcher (diskutierter) Maßnahmen und Programme handelt es sich eher um periphere, den Kern landwirtschaftlicher Produktionsformen weniger berührende Schritte, die insofern nur den berühmten Tropfen auf den heißen Stein darstellen, als sie von anderweitigen, weit durchschlagenderen agrarpolitischen Regelungen konterkariert werden.

An spezifischen nitratpolitischen Aktivitäten seien hier nur aufgezählt (vgl. Kapitel 6.4): die Verabschiedung und nationale Übernahme des Nitratstandards in der EG-Trinkwasser-Richtlinie 1980 bzw. der deutschen Novelle zur Trinkwasserverordnung 1986; die Verabschiedung von Flüssigmist-Richtlinie (Schleswig-Holstein 1983), Gülleerlaß (Niedersachsen 1983) und Gülleverordnung (Nordrhein-Westfalen 1984, Bremen 1989, Schleswig-Holstein 1989) zur Eindämmung von Nitratauswaschungen durch Gülleausbringung; die Förderung von Verbundforschungsprojekten zum Nitratproblem auf Bundes- und Länderebene (speziell Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen); die Novellierung von AbfG (1982, 1986) und WHG (1986) im Hinblick auf Gülleausbringung und Wasserschutzgebiete, die anstehenden Novellierungen der Landeswassergesetze mit Baden-Württemberg als Vorreiter (Wasserpfennig, Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung, Ökologieprogramm 1987); die Einrichtung des DVGW/LAWA Arbeitskreises Nitrat zur Erarbeitung einer DVGW-Richtlinie W 104 für Wasserschutzgebiete; die Förderung der Entwicklung von Aufbereitungsverfahren zur Nitratentfernung; der Ausbau und die Intensivierung der landwirtschaftlichen Beratung in bezug auf umweltchonendere Stickstoffdüngung und Bewirtschaftung in allen Flächen-Bundesländern.

Auch wenn sich die Mehrheit dieser nitratpolitischen Aktivitäten noch auf der Ebene der Programmformulierung befindet, deren Implementation dann in der Zukunft erst noch stattfinden muß, so ist doch unverkennbar, daß hier konkrete Maßnahmen und Lösungswege diskutiert und angepeilt werden, um das Nitratproblem auch auf substantieller Ebene zumindest längerfristig in den Griff zu bekommen. In der Sache dominieren bislang eindeutig wasserwirtschaftliche "Reparaturmaßnahmen" einerseits und Bemühungen um den Grundwasserschutz miteinbeziehende landwirtschaftliche Beratung andererseits. Ökonomische und rechtliche Regulierung von Stickstoffdüngung und Landbewirtschaftung zur Reduzierung des Nitrataustrags ins Grundwasser (z.B. Stickstoffabgabe, mengenmäßige und zeitliche Auflagen) werden zwar auch diskutiert, aber bislang nur in Sonderfällen praktiziert (einzelne Wasserschutzgebietsverordnungen, Gülleausbringung als Abfallbeseitigung). Eine Umorientierung der Agrarpolitik zwecks besseren Grundwasserschutzes wird trotz der Vorzüge einer solchen Strategie (vgl. Finck/Haase 1987) aufgrund verschwindend geringer Erfolgsaussichten gar nicht ernsthaft verfolgt (vgl. z.B. die Argumentation in SRU 1985: 362). In Tabelle 6.3 wird zusammenfassend eine mehrdimensionale qualitative Beurteilung

verschiedener derzeit diskutierter und praktizierter Regulierungsmöglichkeiten des Nitratproblems gegeben, auf die später (vgl. Kapitel 8.2 und 8.3) noch näher eingegangen wird.

Nicht zu unterschätzen ist die Initiativwirkung lokaler Nitratkontroversen zu Beginn der 80er Jahre auf die Entwicklung von nitratpolitischen Programmen der Bundesländer.⁵² Später trifft hingegen eher das Umgekehrte zu: Lokale Debatten bilden sich im Gefolge landespolitischer Aktivitäten heraus (vgl. Kapitel 7.4 sowie Bruckmeier 1988a).

Im Hinblick auf Verhalten und Strategien der wesentlichen Akteure in Nitratdebatte und -politik sind in den 80er Jahren einige bedeutsame Veränderungen zu verzeichnen. Auf Seiten der Landwirtschaft wird das Nitratproblem zunehmend als ein durch sie zumindest mitverursachtes und beeinflussbares anerkannt und die Bereitschaft zu Bewirtschaftungseinschränkungen - immer unter der Voraussetzung ausreichender Ausgleichszahlungen - signalisiert. Damit erhöhen sich die Chancen für eine präventive Problemlösung in sachlicher Hinsicht. Die Düngemittelindustrie schätzt das Ausmaß des insbesondere durch mineralische Düngung verursachten Nitratproblems als lokal begrenzt und lösbar ein und spielt es von daher eher herunter; infolge des verschärften weltweiten Wettbewerbs und enormen Preisdrucks durch steigende Importe ziehen sich die meisten bundesdeutschen Düngemittelhersteller jedoch zunehmend aus der Produktion zurück (vgl. DIE ZEIT Nr. 40 vom 25.9.1987). Auf Seiten der Wasserwirtschaft wird das Nitratproblem zusehends ernster genommen und die Unausweichlichkeit eigener Maßnahmen in vielen Fällen akzeptiert; sowohl die Konfliktbereitschaft als auch die (lokale) Kooperationsbereitschaft mit der Landwirtschaft sind gestiegen; damit einher geht ein Wandel in der Außendarstellung von der Vermittlung einer heilen Welt der Trinkwasserversorgung zur offensiven Einforderung eines verbesserten Gewässerschutzes.

⁵² So sind die im Ländervergleich frühen Aktivitäten Baden-Württembergs eindeutig auf die Nitratkontroverse im Markgräflerland zurückzuführen, die über das Regierungspräsidium Freiburg in das baden-württembergische Landwirtschaftsministerium hinein vermittelt wurde, das relativ rasch reagierte.

Tabelle 6.3: Qualitative Beurteilung verschiedener Regulierungsoptionen des Nitratproblems

Regulierungsoption	Rechtsverbindlichkeit	Marktkonformität	Politik-Konformität	Reichweite	sechl. Differenzierbarkeit	polit. Durchsetzbarkeit	prakt. Umsetzbarkeit	Überwachung-Kontrolle	Sanktionierbarkeit	Zuständigkeit	Kosten-zuschlagsprinzip	Nitrat-beeinflussungsansatz	ök. Effektivität	Effizienz	Problemlösbarkeit
Gülleverbot (§ 2,3 AbfG)	bedingt	ja	ja	flächen-deckend, nur Überdüngung durch Gülle etc.	gering	ja	bedingt	be-grenzt	im Prinzip ja	Land, kommunale Behörden	Verursachungsprinzip (V, Gemeinlastprinzip (G))	präventiv	be-grenzt	mittel	teilweise
Gülleerfaß (§ 5 AbfG)	bedingt	bedingt	ja	lokal, Überdüngung durch Gülle etc.	ja	ja	bedingt	be-grenzt	im Prinzip ja	Land, kommunale Behörden	V, G	präventiv	be-grenzt	gering	teilweise
Wasserschutzgebiete (§ 19 WHG)	ja	(ja)	ja	lokal	möglich	ja	bedingt (ja)	(ja)	ja	G, (V)	G, (V)	präventiv	lokal groß	mittel	gering
Erlaubnispflichtigkeit (mit Auflagen) (§§ 2, 3, 4, 5 WHG)	bedingt	(ja)	bedingt	regio-nal, lokal	möglich	fraglich	bedingt	bedingt	ja	V	V	präventiv	groß	mittel	gering
Gefährdungserfassung (§ 22 WHG)	bedingt	ja	bedingt	im Prinzip generell, praktisch lokal	-	fraglich	bedingt	-	ja	V	V	kom-pensatorisch	be-grenzt	gering	perspektiv-unabhängig, teilweise
Informations- u. Überwachungs-system Landwirtschaft (SFU 1985)	offen	bedingt	ja	flächen-deckend	ja	möglich	ja	ja	ja	G	G	präventiv	be-grenzt	gering	zu erwarten (hoher Weib-aufwand/Datenschutz)
Betriebspflichten (SRU 1985)	ja	ja	bedingt	flächen-deckend	gering	fraglich	bedingt	be-grenzt	im Prinzip ja	V	V	präventiv	im Prinzip groß	hoch	gering
Regeln umweltschonender Landwirtschaft (SRU 1985)	offen	ja	bedingt	flächen-deckend	möglich	(ja)	bedingt	be-grenzt	im Prinzip ja	V	V	präventiv	groß	hoch	gering (Gefahr der Bürokratisierung)
verbesserte wissenschaftliche Beratung	ja	(ja)	ja	flächen-deckend	ja	ja	ja	ja	freiwillig	Land-wirtschaftskammern	G	präventiv	gering	gering	gering
Düngung durch Lohnuntern.	(ja)	bedingt	ja	vermutl. lokal	ja	ja	be-grenzt	(ja)	freiwillig	(G)	(G)	präventiv	groß	(hoch)	offen

ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	ja	ja	ja	V (pau-schali-siert)	präven-tiv	be-grenzt	hoch	ja
(ja)	ja	ja	(ja)	be-grenzt	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	V	präven-tiv	be-grenzt	hoch	be-grenzt	hoch
ja	(ja)	ja	ja	be-grenzt	ja	bedingt	bedingt	bedingt	bedingt	bedingt	ja	(ja)	offen	V (G)	präven-tiv	groß	offen	gering ⁴
bedingt	fraglich	bedingt	möglich	möglich	(ja)	offen	offen	offen	offen	offen	bedingt	(ja)	EG, Bund	G	(präven-tiv)	im Prin-zip groß	offen	teilweise
ja	ja	bedingt	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	flächen-dek-kend	ja	(ja)	Länder	-	präven-tiv	be-grenzt	-	offen
bedingt	nein	bedingt	lokal	lokal	lokal	lokal	lokal	lokal	lokal	lokal	bedingt	ja	Nutz-nier-prinzip (N)	präven-tiv	im Prin-zip groß	mittel	ja ⁵	
ja	ja	ja	lokal ²	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein ³	nein ³	N	korrek-tiv	hoch (ge-sund-heitsbe-zogen)	hoch, solange lokal möglich	teilweise	
ja	ja	(ja)	lokal ²	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein ³	nein ³	N (V srit-tig)	korrek-tiv	hoch (ge-sund-heitsbe-zogen)	teuer	teilweise	
ja	ja	ja	lokal ²	möglich	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein ³	nein ³	N (V srit-tig)	korrek-tiv	mittel (im Prin-zip ge-sund-heitsbe-zogen)	teuer	ja	

1 Entkopplung von Agrarpreis- und Agrarsozialpolitik; Verringerung produktbezogener Agrarsubventionen

2 Bedeutet nicht, daß nicht an vielen Orten durchgeführt

3 Keine Verpflichtung zur Durchführung bestimmter Maßnahmen seitens der Wasserversorgungsunternehmen; die TVO ist natürlich zu beachten

4 Abhängig von der Freiwilligkeit; teilweise Verdrängung des Mineraldüngers

5 Möglicher Dominoeffekt im Kostenrechnungsprinzip

Quelle: eigene Zusammenstellung, Conrad 1988d.

Agrar-, Wasser- und Gesundheitsbehörden setzen sich gleichfalls vermehrt mit dem Nitratproblem auseinander und berücksichtigen es in ihren Ökologie- und Grundwasserschutzprogrammen. Auch hier ist ein Wechsel von bloßer Symbolpolitik und hinhaltender Abwiegung zu substantiellen (pragmatischen) Maßnahmen zu beobachten, allerdings mit beträchtlichen Unterschieden von Bundesland zu Bundesland⁵³ und von Behörde zu Behörde.

Der Durchbruch des Nitratproblems zum politischen Thema geschah nach einer jahrzehntelangen Latenzphase und war keineswegs zwingend notwendig. Die Anfang der 80er Jahre bestehenden Rahmenbedingungen erleichterten diese Entwicklung wesentlich. Gerade weil auf administrativer Ebene grundsätzlich die Möglichkeit der Regulierung und Problembearbeitung via TVO und Wasserschutzgebietsausweisung bereits gegeben war, sofern die zuständige Behörde das Nitratproblem als nicht sonderlich gravierend erachtete, bestand von Seiten der Verwaltung kein Anlaß, hier frühzeitig aktiv zu werden. Von daher ist es nicht überraschend, daß mit der breiten (fach-)öffentlichen Diskussion des Nitratproblems eine Reihe programmatischer Aktivitäten in Gang kam, aber auf der Ebene von Politikimplementation noch relativ wenig Ergebnisse zu verzeichnen sind. Die Turbulenzen um das und die - in umfassenderer Perspektive - wohl eher überproportionale Betonung des Nitratproblems in der Agrarumweltpolitik sind vor dem Hintergrund der öffentlichen Nitratdebatte verständlich; von einer koordinierten Vorgehensweise zu seiner Lösung kann kaum gesprochen werden, besser von einer Reihe von parallel laufenden Anstrengungen. Die politische Konjunktur des Nitratthemas entspricht dem typischen Verlaufsmuster von Themenzyklen in der öffentlichen Diskussion in westlichen Industriegesellschaften. Seinen Höhepunkt dürfte das Nitratthema inzwischen bereits überschritten haben.⁵⁴ Dies trifft jedoch nicht zu für weiter vermehrte lokale Debatten bei örtlichen Grenzwertüberschreitungen und behördlichen Sanierungsmaßnahmen.

Pestizidverunreinigungen und vielleicht Tierpharmaka könnten die Vorrangstellung in der Agrar-Umwelt-Diskussion gegen Ende der 80er Jahre übernehmen und damit zu einer Schwerpunktverlagerung in der sich allmählich entwickelnden

⁵³ Hier spielt natürlich die ungleiche "objektive" Betroffenheit der einzelnen Bundesländer eine Rolle.

⁵⁴ Die Beschlüsse der 2. Nordseeschutzkonferenz 1987 und eine Reihe von Medienberichten zum Nitratproblem seit 1988 legen allerdings eine eher zurückhaltendere Einschätzung nahe.

Agrarumweltpolitik beitragen. Ohnehin treten Nitratauswaschung und Pestizidverunreinigung häufig als "Zwillinge" in thematisch breiteren Veranstaltungen, insbesondere über Bodenschutz oder Gewässerschutz, auf. Vielleicht kann die Agrarumweltpolitik dabei aus den Erfahrungen der "Nitratpolitik" lernen und einige Fehler vermeiden. Mit dem Vollzug nitratbezogener Politikprogramme wird sie jedoch noch über Jahre, wenn nicht Jahrzehnte beschäftigt sein.

6.4 Die nitratrelevanten Politikstränge

6.4.1 Die Trinkwasserverordnung

Seit den "Grundsätzen für die Reinigung von Oberflächenwässern durch Sandfiltration" des Kaiserlichen Gesundheitsamtes um die Jahrhundertwende⁵⁵ sind die vielfältigen Bemühungen um rechtsverbindliche Normen für die Trinkwassergüte bis zur Verabschiedung der TVO 1975 nicht über bloße Empfehlungen und Leitlinien⁵⁶ hinausgekommen. Allerdings war die Überwachung der Wasserversorgungsanlagen seit 1900 (Reichsseuchengesetz) gesetzlich geregelt, zuletzt durch die dritte Durchführungsverordnung zum Gesetz über die Vereinheitlichung des Gesundheitswesens von 1935. Erst das Bundesseuchengesetz von 1961 enthielt in § 11 die Verordnungsermächtigung für den Erlass von Normen für gesundheitsgefährdende Substanzen.⁵⁷

In den 60er Jahren kam es auf zwei Ebenen zu Empfehlungen in bezug auf Nitratstandards für das Trinkwasser.

1. Die europäischen WHO-Empfehlungen, bei deren Erarbeitung von bundesdeutscher Seite Borneff mitwirkte, gaben für Nitrat einen Standard von 50 mg/l an und hielten 50 bis 100 mg/l für noch annehmbar (WHO 1970).

⁵⁵ Auslöser waren die Erfahrungen der Hamburger Cholera-Epidemie, bei der 1892 17.000 Menschen erkrankten (Schumacher 1987).

⁵⁶ Beispiele sind die 1941 erschienenen und mehrfach überarbeiteten "Leitsätze für die zentrale Trinkwasserversorgung" (DIN 2000) und die Hygienischen Richtlinien für die Trinkwasserversorgung aus dem Institut für Wasser und Lufthygiene von 1947.

⁵⁷ Die Verankerung im BSeuchG unterstreicht die damals vorherrschende Betonung der Rolle des Wassers bei der Verbreitung von Krankheitskeimen. Damit war zugleich die Begrenzung der Ermächtigung auf konkret gesundheitsgefährdende Parameter vorgegeben.

2. Als offiziöse Empfehlung des BGA konnte seit 1962 40 mg/l NO_3 gelten, insofern es sich bei der maßgeblichen Veröffentlichung von Sattelmacher (1962) um eine offiziell abgedeckte Schrift handelte (Interview Hässelbarth). (Die DIN-Norm 2000 erwähnte Nitrat bereits 1941 und nannte 50 mg/l in der Fassung von 1973.)

Um die gleiche Zeit erstellten Hässelbarth und Sattelmacher einen ersten Entwurf für die TVO, in dem 50 mg/l vorgeschlagen werden.⁵⁸

Der Erlass einer TVO wurde durch langwierige Verhandlungen und Interessenabstimmungen lange abgeblockt. Erst ein Lebensmittelskandal in einem süddeutschen Lebensmittelbetrieb, dessen Eigenwasserversorgung aufgrund mangelnder Vorsorgemaßnahmen durch Ratten mikrobiell verseucht war, ließ die ihre Kompetenzen hütenden Bundesländer ihren Widerstand gegen eine bundeseinheitliche TVO 1974 aufgeben. Auch die Wasserwirtschaft begegnete der TVO, nach der ab 1976 ein Nitratgrenzwert von 90 mg/l ($\triangleq 1.500 \text{ mmol}$) einzuhalten war, mit Skepsis, weil sie örtlich unnötige Verschärfungen in der Überwachung, zunehmenden Einfluß der Behörden und untragbare wirtschaftliche Belastungen für kleine WVUs befürchtete (Darimont 1984, Schmidt/Schwarz 1982, Segerling/Posch 1987). Diese Befürchtungen erwiesen sich als weitgehend unbegründet, da es infolge der meist extensiven Ausschöpfung der Möglichkeiten zur Herabsetzung der Untersuchungszahlen, des Untersuchungsumfanges und der Untersuchungshäufigkeit eher zu einer Verringerung der Routineuntersuchungen als zu einer Ausweitung der Untersuchungstätigkeit an den Untersuchungsämtern und -instituten gekommen ist (Althaus 1982).

Im Vorfeld der Verabschiedung der TVO wurde auch ein Nitratgrenzwert von 50 mg/l erörtert. Da bei den 12 Grenzwerten für chemische Stoffe hauptsächlich für Zink, Sulfat und Nitrat Überschreitungen festgestellt wurden (Segerling/Posch 1987), ist nicht auszuschließen, daß bei der Grenzwertfestsetzung für Nitrat auch wirtschaftliche Gesichtspunkte eine Rolle spielten, nachdem Anfang der 70er Jahre der obere WHO-Standard von 100 mg/l zur Vermeidung von Methämö-

⁵⁸ Das unterstreicht die maßgebliche Beteiligung von Mitarbeitern des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene bei der Festlegung der bundesdeutschen Trinkwasser-Qualitätsnormen. Das WaBoLu, dessen Vorgänger 1901 gegründet wurde, ist dem BGA angegliedert. Die Dienstaufsicht liegt beim BMJFFG, die Fachaufsicht aber beim BMU, früherer BMI.

globinämie in den maßgeblichen Kreisen für ausreichend gehalten wurde. Parallel zum Inkrafttreten der TVO änderte sich diese Einschätzung mit der zunehmenden Perzeption des Nitrosaminproblems allmählich. Wichtige Experten wie Borneff, Preussmann und Sontheimer vertraten (intern) zusehends die Auffassung, daß der Grenzwert von 90 mg/l auf Dauer nicht haltbar sei. Demgemäß empfahl das BGA 1979 eine Herabsetzung des Grenzwerts auf 50 mg/l. Diese Empfehlung des BGA kam jedoch in der ersten Novelle der TVO 1980 nicht zum Tragen, da diese infolge der eh anstehenden weiteren Novellierung zwecks Anpassung an die EG-Trinkwasser-Richtlinie keine speziellen Grenzwertveränderungen bei physikalisch-chemischen Parametern vorsah. Erst die Novellierung von 1986 schuf durch die Einbeziehung des Lebensmittelgesetzes die Ermächtigungsgrundlage für die Festlegung von Grenzwerten auch anderer, nicht direkt gesundheitsgefährdender Stoffe. Dies war eine wesentliche Voraussetzung für die Übernahme der EG-Trinkwasser-Richtlinie mit über 60 Parametern.

Die Entstehungsgeschichte dieser für die Entwicklung der Nitratpolitik zentralen EG-Richtlinie unter besonderer Berücksichtigung des Nitratparameters wird in Kromarek (1986) ausführlich beschrieben. An wesentlichen Gesichtspunkten sind festzuhalten:

1. Wiederum spielten Mitarbeiter des WaBoLu (Hässelbarth, Müller, Petri) als deutsche Delegierte in der 1973 eingesetzten Expertengruppe der EG eine wichtige Rolle.
2. Aufgrund diverser kontroverser Verhandlungspunkte benötigte der Umweltminister nach Entgegennahme des Vorschlags der Expertengruppe 1975 noch weitere fünf Jahre bis zur Veröffentlichung der Richtlinie 1980.^{59 60}
3. Dabei waren auf deutscher Seite die Gesundheitsbehörden im wesentlichen unter sich, wie überhaupt der für das Nitratproblem relevante Politikstrang Trinkwasserversorgung in der Vergangenheit überwiegend eine Angelegenheit

⁵⁹ Parallel und relativ unkoordiniert dazu wurden die EG-Richtlinien für Oberflächenwasser (75/440/EWG) und Grundwasser (80/68/EWG) erarbeitet.

⁶⁰ Die Bundesrepublik war auf Ratsebene durch Schumacher¹ vom BMJFG vertreten, an das das zunächst zuständige BMWi aus Gründen der Sachkompetenz die Vertretung delegiert hatte.

von BMJFG und BGA, ergänzt durch Stellungnahmen der für Gesundheit zuständigen Länderministerien und der Wasserwirtschaft war.

4. Auch wenn sich die bundesdeutsche Delegation in einer Reihe von Punkten gegen eine Lockerung von Vorschriften - zum Teil mit Erfolg - einsetzte (vgl. Kromarek 1986), lief ihre Position in anderen Punkten, die u.a. auch Nitrat betrafen, auf eine Abschwächung der Ratsvorschläge hinaus. So mag die erfolgreiche Durchsetzung der bereits in der TVO-Novelle von 1980 in § 11 verankerten Auffassung in bezug auf den erforderlichen Umfang von Kontrolluntersuchungen pragmatisch begründet sein, daß nämlich "angesichts der großen Zahl von Parametern nur eine sehr flexible Lösung in Betracht kommen kann, die es den mit den örtlichen Verhältnissen vertrauten Gesundheits- und Wasserfachleuten gestattet, diejenigen Parameter auszuwählen, die für die Herkunft des Wassers und seine Gefährdung durch Umwelteinflüsse relevant sind" (Schumacher 1987: 21). Diese Auffassung ist aber umweltpolitisch nicht unbedenklich, weil der damit gegebene Interpretationsspielraum der zuständigen Aufsichtsbehörde in der Praxis durchaus auch zu (ökonomisch oder personell begründeten) Kontrolldefiziten führen kann.⁶¹ Die Bundesrepublik sprach sich gegen die Festlegung von Richtzahlen auch in bezug auf Nitrat aus. Sie stimmte ihnen jedoch zu, da sie diese als relativ bedeutungslos einstufte. Während die zulässigen Höchstkonzentrationen der Richtlinie identisch mit dem Grenzwert der TVO und verbindlich seien⁶², stellten die Richtzahlen lediglich Idealwerte eines natürlichen Quellwassers dar, so daß die Bevölkerung gegenüber einem Mißbrauch dieser Richtzahlen zu immunisieren sei (Schumacher 1987: 20).

5. Die Stellungnahmen von Bundesrat und Bundestag sowie noch deutlicher von Industrie- und Wasserwirtschaftsverbänden fielen mehr oder minder eindeutig

⁶¹ Die Hauptbegründung lautete, daß die große Parameterzahl viele unerwünschte, eher gesundheitlich wenig relevante Stoffe umfaßt, deren Kontrolle nur unnötige Kosten verursacht und die Konzentration auf gesundheitlich wesentliche Substanzen erschwert. "Der Vorschlag (der EG-Kommission 1975) war so perfektionistisch - ohne ein wirkliches Mehr an Gesundheitsschutz -, daß er allein von der Personal- und Kostenseite her undurchführbar gewesen wäre." (Schumacher 1987: 17)

⁶² Demgegenüber legt die EG-Richtlinie in § 7 Abs. 3 eindeutig fest, daß sich die Mitgliedstaaten bei der Festlegung der nationalen Standards an den Richtzahlen orientieren sollen.

gegen den Kommissionsvorschlag aus und bezweifelten teils auch die rechtliche Zulässigkeit einer solchen EG-Richtlinie. Die vorgetragenen Argumente ähnelten denen gegen den Erlaß der TV0. Insgesamt führten die Stellungnahmen der Mitgliedsstaaten und Verbände durchaus zu einer Lockerung in den Bestimmungen der Richtlinie.⁶³

6. Nicht weiter beteiligt an den Konsultationen waren Bauernverbände und Agrochemie. Die EG-Generaldirektion VI (Landwirtschaft) sollte sich nur zu den Auswirkungen der Richtlinie auf die Lebensmittelgesetzgebung äußern. Daß speziell die Nitrat- und Pestizidstandards einer Trinkwasserrichtlinie beträchtliche Folgewirkungen für den Agrarsektor zeitigen könnten, wurde von der Agrarlobby offensichtlich noch nicht erkannt.
7. Der Nitratparameter hat insgesamt keine bedeutungsschwere Rolle in den Verhandlungen gespielt. Man eingte sich relativ schnell und ohne große Kompromisse auf die Werte, wobei auf die WHO-Norm als Referenzstandard Bezug genommen wurde (Kromarek 1986: 51). Dabei spielte das Nitrosaminproblem in den Beratungen keine Rolle. Die bundesdeutsche Delegation versuchte vor dem Hintergrund der bestehenden TV0, die Nitratstandards abzuschwächen (100 mg/l als zulässige Höchstkonzentration), ohne sich jedoch hierauf zu versteifen (Kromarek 1986). Erfolgreich war sie aber mit dem Vorstoß, den ursprünglich vorgesehenen Nitratgrenzwert für abgepacktes Trinkwasser für Säuglinge von zunächst 15, dann 25 mg/l ganz zu streichen⁶⁴, nachdem dieser Komplex der Wasserverwendung in der Säuglingsnahrung schon Streitgegenstand in der parallel diskutierten Mineralwasser-Richtlinie (80/777/EWG) war. Von allen Ländern scheint Großbritannien den größten Weitblick gehabt zu haben, was die praktischen Vollzugsprobleme des Nitratgrenzwerts anbetrifft. Die übrigen Verhandlungspartner sahen offenbar keinen Anlaß, eine zukünftige Verschlimmerung des Nitratproblems in Rechnung zu stellen.

⁶³ Siehe den Vergleich zwischen Entwurf 1975 und verabschiedeter Fassung 1980 bei Darimont 1984.

⁶⁴ Interessanterweise wurde in der Novelle der TV0 von 1980 in § 3 festgelegt, daß zur Säuglingsnahrung empfohlenes abgepacktes Trinkwasser nicht mehr als 10 mg/l NO₃ enthalten darf. Dieser Passus wurde 1984 in die Mineral- und Tafelwasser-Verordnung übertragen.

Mit der Veröffentlichung der EG-Trinkwasser-Richtlinie waren deren Bestimmungen innerhalb von zwei Jahren in nationales Recht zu übernehmen und binnen fünf Jahren administrativ umzusetzen. Kaum ein EG-Land hielt sich jedoch an diese rechtsverbindlichen Vorschriften. In der BRD erfolgte die erforderliche Novellierung der TVO erst 1986 mit der Maßgabe, daß die vorgeschriebenen Pestizidgrenzwerte erst ab 1989 rechtskräftig werden. Die Gründe für diese lange Verzögerung betreffen

1. die notwendige Erweiterung der Ermächtigungsgrundlage der TVO auf § 10 LMBG zwecks Einbeziehung nicht direkt gesundheitsgefährdender Parameter. Damit waren entsprechende Abklärungen hinsichtlich der Zuständigkeit der Gesundheitsämter in Abgrenzung von der für die Lebensmittelüberwachung und die Gewerbeaufsicht zuständigen Behörden verbunden. Dieser Abklärungsprozeß der zentralen Zuständigkeit der Gesundheitsdienste verlief zäh und langwierig, zumal das BMELF, das BMWi und das BMI zustimmen mußten;
2. die Meßverfahren für einige Parameter. Für mehrere Parameter sind in der EG-Richtlinie keine Nachweismethoden angegeben, bei anderen Verfahren reichen die Nachweisgrenzen nicht aus, so daß eine Kontrolle der Grenzwerteinhalten nicht gewährleistet ist;⁶⁵
3. die niedrigen Grenzwerte für Pflanzenbehandlungsmittel und halogenisierte Kohlenwasserstoffe. Diese von der EG-Kommission mit dem Ziel der Nullbelastung festgesetzten Grenzwerte schaffen Probleme im Hinblick auf ihre Meßbarkeit, ihre Einhaltung, ihre Überwachung und die gegebenenfalls entstehenden Kosten der Wasseraufbereitung;⁶⁶
4. die ablehnende Haltung der Wasserwirtschaft gegenüber der EG-Richtlinie und die personellen Veränderungen im BMJFG im Zuge des Bonner Regierungswechsels 1982/83. Beide Einflußfaktoren dürften die anstehende Novellierung der TVO nicht gerade beschleunigt haben.

⁶⁵ So enthält die TVO-Novelle von 1986 auch nicht alle nach der EG-Trinkwasserrichtlinie vorgeschriebenen über 60 Parameter.

⁶⁶ Entsprechend massiv sind die Vorstöße von Verbänden und nationalen Bürokratien für eine Lockerung und Differenzierung der Grenzwerte, die auf EG-Ebene bereits Wirkung gezeitigt haben.

Die allmählich im Zuge auch der öffentlichen Diskussion seit Beginn der 80er Jahre zunehmend kritischere Problempertzeption steigender Nitratwerte im Grund- und Trinkwasser hat gleichfalls nicht zu einer raschen Novellierung beigetragen; sie hat aber umgekehrt für die verspätete Verabschiedung der TVO keine wesentliche Rolle gespielt (Interview Hässelbarth). Allerdings gab es seitens interessierter Kreise auch Bemühungen um eine Revision des Nitratgrenzwertes in der EG-Richtlinie nach oben, interessanterweise teils unter Verweis auf die alte obere WHO-Empfehlung von 100 mg/l, obwohl in den neuen WHO-Empfehlungen zur Trinkwasserqualität von 1984 nur noch 44 mg/l (= 10 mg/l N-NO₃) genannt werden.⁶⁷ Diese Bemühungen wurden jedoch von Seiten der Bundesrepublik - im Gegensatz zu Großbritannien - nicht weiter verfolgt. Inzwischen ist klar, daß die Herabsetzung des Nitratgrenzwertes auf 50 mg/l auch praktisch umgesetzt werden soll.⁶⁸ Ausnahmegenehmigungen sollen auf der Grundlage von § 4 TVO nur befristet und bei Vorlage eines erfolgversprechenden Sanierungsplans erteilt werden (BGA 1986, Klein 1988), ein von der EG-Kommission inzwischen akzeptiertes Verfahren (Interview Hässelbarth). Während Wassergewinnungsanlagen mit Nitratgehalten von über 90 mg/l geschlossen werden, werden sich die laufenden Sanierungsverfahren und Ausnahmegenehmigungen bei Überschreitung des Grenzwerts von 50 mg/l noch über Jahre erstrecken, weil trotz einer größeren Anzahl erfolgreicher Sanierungen in den letzten Jahren aufgrund des vielerorts weiter steigenden Nitratgehalts des Grundwassers derzeit wenigstens ebensoviel neue Grenzwertüberschreitungen auftreten. Unabhängig davon ist die politisch relevante Erörterung der gesundheitlichen Angemessenheit bzw. Notwendigkeit eines Nitratgrenzwertes von 50 mg/l vorläufig erst einmal abgeschlossen. Der EG-Richtwert von 25 mg/l wird dagegen nur in Einzelfällen zur Richtschnur wasser- und gesundheitspolitischer Entscheidungen gemacht (vgl. Hafenecker 1989).

Angesichts der national unterschiedlichen Vollzugsrealitäten in der EG drohen die Anstrengungen der EG-Kommission zur Harmonisierung der Anforderungen an die Trinkwasserqualität - ähnlich wie bei anderen umweltpolitischen Aktivitäten - auf der Ebene der Durchsetzung bloßer Rechtsvorschriften stehenzubleiben. Bei begrenzten Möglichkeiten der Vollzugskontrolle auf EG-Ebene erscheint

⁶⁷ Hier kann den entsprechenden Personen der Vorwurf interessenblinder selektiver Wahrnehmung nicht erspart bleiben.

⁶⁸ Die Verzögerung der TVO-Novelle führte auf lokaler Ebene des öfteren zu Unklarheiten über den aktuell gültigen Nitratgrenzwert (vgl. Brüggemann et al. 1986, Gitschel 1987b).

die "Paragrafenreiterei" der zuständigen EG-Beamten durchaus verständlich, wenn sie die formaljuristische Einhaltung und Übernahme von EG-Vorschriften bei den Verhandlungen mit nationalen Fachdelegationen im Zuge der nationalen Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie in den Vordergrund schieben, während deren reale Implementation für sie von eher nachrangigem Interesse ist. Umgekehrt ist die Sicht der näher am Vollzug stehenden nationalen Delegationen nachvollziehbar, daß die Umsetzbarkeit und Praktikabilität von Überwachung und Vollzug sowie die Effizienz des Personal- und Mitteleinsatzes wichtiger als die formell korrekte Übernahme von EG-Vorschriften einzustufen seien, selbst wenn sich damit auch Interessen an großzügigeren Regelungen kaschieren lassen. Der Hinweis auf mangelnden Vollzug und Kontrolle von Rechtsvorschriften besonders in südlichen EG-Staaten entbehrt ebenfalls nicht einer gewissen Grundlage⁶⁹, auch wenn damit von bestehenden Vollzugsdefiziten in den nördlichen EG-Ländern abgelenkt wird. Die Folge dieser divergierenden Positionen war, daß die EG-Kommission gegen die Bundesrepublik Deutschland, aber auch gegen andere Mitgliedsstaaten, mehrere Mahnverfahren wegen der verzögerten bzw. der unvollständigen Übernahme der EG-Trinkwasser-Richtlinie in nationales Recht einleitete. Aufgrund einer entsprechenden Rüge des EG-Parlaments 1987 ist die EG-Kommission in den letzten Jahren verstärkt bemüht, bei den einzelnen Mitgliedsstaaten auf die korrekte Umsetzung der verschiedenen EG-Umwelt-Richtlinien zu drängen und diese auch zu kontrollieren. Zugleich schließt sie die nachträgliche Inanspruchnahme der Ausnahmen zulassenden Paragraphen 20 sowie auch 9 und 10 der Trinkwasser-Richtlinie aus, nachdem die Bundesrepublik es ebenso wie die meisten anderen Mitgliedstaaten versäumt hat, rechtzeitig bis zum Ablauf der Umsetzungsfrist in 1985 entsprechende Ausnahmeanträge zu stellen. In jüngster Zeit haben auch die Beschwerden von Bundesbürgern an die EG-Kommission bezüglich der örtlichen Nichteinhaltung des Nitratgrenzwertes zugenommen, so daß diese vermehrt Druck auf die zuständigen Behörden ausüben kann, entsprechend aktiv zu werden, die betroffenen Bürger besser zu informieren und die EG-Kommission angemessen über ihre Situation und Maßnahmen zu unterrichten.⁷⁰ Es kann davon ausgegangen werden, daß die EG-Kommission bei weiter hinhalten-der und Informationen zurückhaltender Vorgehensweise der bundesdeutschen Be-

⁶⁹ So hat in Südtalien ein Bürgermeister laut Frankfurter Rundschau infolge festgestellter hoher Pestizidkonzentrationen im Trinkwasser schlicht auf kommunaler Ebene eine Anhebung der Grenzwerte verfügt.

⁷⁰ In anderen Mitgliedstaaten wie Großbritannien hat dieser Weg der Bürgerbeschwerde schon eher eine nicht unwichtige Rolle gespielt.

hörden zunehmend massiver gegen diese vorgehen wird. Sie droht der Bundesrepublik seit dem 13.7.1989 mit einer Klage vor dem Europäischen Gerichtshof wegen mangelnder Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie (vgl. Frankfurter Rundschau vom 14.7. und 6.9.1989). Darüber hinaus strebt sie noch für 1989 die Verabschiedung einer weiterreichenden EG-Nitrat-Richtlinie an.

In der Vollzugspraxis der neuen TVO verbleiben noch hinlänglich genügend Probleme, etwa was die nunmehr behördlicherseits zulässigen Rohwasseruntersuchungen, den Umfang der Kontrolluntersuchungen, die Meldepflicht, die Beurteilung kurzzeitiger Grenzwertüberschreitungen, den Personalbestand und die Kontrolldichte der Aufsichtsbehörden oder die Sanierung belasteter Privatbrunnen von Einzelhaushalten angeht (vgl. Darimont 1984, Schwarz 1987, Steuer 1987, Tehrani-Krönner 1988, 1989b). Der für Ausnahmegenehmigungen zuständige Amtsarzt ist in seiner Entscheidung weitgehend autonom, wenn er sich auch an den Empfehlungen des BGA orientieren muß. Ein Überblick über den Umfang und die Art der erteilten Ausnahmegenehmigungen bei überhöhten Nitratwerten im Trinkwasser existiert nicht. 1984 lieferten 4,6 % der Wasserwerke und erhielten ca. 5 % der Verbraucher (zeitweise) Trinkwasser mit Nitratwerten von über 50 mg/l (LAWA 1987a).⁷¹

Zusammenfassend sind für den nitratrelevanten Politikstrang "Trinkwasserverordnung" folgende Punkte festzuhalten:

1. Der Parameter Nitrat wird in Empfehlungen zur Trinkwasserqualität bereits früh erwähnt.
2. Der Übergang von rechtlich unverbindlichen Empfehlungen zu rechtsverbindlichen Qualitätsnormen stieß auf starken Widerstand und hatte jahrelange Verzögerungen zur Folge. Dies gilt sowohl für die alte TVO von 1975 als auch für die EG-Richtlinie und die neue TVO von 1986.
3. Erst in jüngster Zeit vertritt die Wasserwirtschaft (auch) offensiv die Einhaltung der Trinkwasserstandards gegenüber gewässerbelastenden Schadstoffemittenten (vgl. Pluge 1988, 1989), nachdem sie in der Vergangenheit

⁷¹ Mit neueren Daten für 1986/87 ist Anfang 1990 zu rechnen (Interview Hässelbarth).

massiv gegen die Festlegung und Verschärfung solcher Standards opponiert hatte.

4. Nitrat war und ist nicht der zentrale Parameter bei Auseinandersetzungen um Trinkwasserstandards. Die für die Bundesrepublik erforderliche Reduzierung des Nitratgrenzwertes resultiert aus einem Meinungsbildungs- und Entscheidungsprozeß auf EG-Ebene, bei dem Nitrat keine kontroverse Rolle spielte und an dem die Landwirtschaft nicht beteiligt war. Die Absenkung auf 50 mg/l geschah quasi hinter dem Rücken der zentral betroffenen Akteure. Sie ist nur insofern kein Zufall, als die WHO-Empfehlung als Referenzwert galt, an deren Erstellung die Bundesrepublik nur sehr begrenzt beteiligt war.
5. Die Versuche der nachträglichen Lockerung des Nitratgrenzwertes auf EG-Ebene, nachdem man die Folgewirkungen seiner Verabschiedung vorher wenig beachtet hatte, waren nicht erfolgreich, wozu die heute vorherrschende Atmosphäre in der öffentlichen Umweltdiskussion letztlich nicht unwesentlich beigetragen haben mag. Die analoge Debatte um die Pestizidgrenzwerte ist hingegen noch nicht ausgestanden.⁷²
6. Als Ausweg dienen Ausnahmegenehmigungen. Deren Erteilung beschränkt sich jedoch inzwischen nicht nur auf eine ca. drei Jahre befristete Übergangszeit wie ursprünglich vorgesehen, sondern es handelt sich um ein zumindest mittelfristig genutztes und angesichts weiter steigender Nitratwerte auch notwendiges Schlupfloch.
7. Trotz notwendiger Ressort- und Bund/Länder-Abstimmung und Lobbying seitens der Wasserversorgungsunternehmen spielte sich die Entwicklung der Trinkwasserverordnung im wesentlichen zwischen BMJFG und BGA, speziell dem WaBoLu ab.⁷³ Für den Vollzug sind dann allerdings die Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Bundesländer zur Durchführung der TVO von zentraler

⁷² Vgl. die Pressekonferenzen der involvierten Verbände oder die entsprechenden Beiträge in DVGW 1987.

⁷³ Dabei sind in WaBoLu insgesamt 4 Wissenschaftler u.a. mit dem Nitratproblem befaßt (Interview Hässelbarth).

Bedeutung, wobei die administrativen Zuständigkeiten je nach Land durchaus differieren, wie aus Tabelle 6.4 ersichtlich.

8. Bei der Festlegung des Nitratgrenzwerts spielte anfangs nur die Gefährdung durch Methämoglobinämie eine Rolle. Das Nitrosaminproblem wird lediglich in den Empfehlungen des BGA zum Nitratgrenzwert von 1979 und 1986 erwähnt.
9. Da im LMBG - im Gegensatz zum BSeuchG - das gesundheitliche Vorsorgeprinzip weniger stark verankert ist⁷⁴ und da darüber hinaus die Wettbewerbsvorschriften der EG nur Beschränkungen für Lebensmittel zulassen, die gesundheitlich gefährlich, aber nicht bloß bedenklich sind, ist der Erlaß von Nitrat-Höchstmengenverordnungen für Gemüseprodukte nach § 14 LMBG schwieriger als die Festlegung von Nitratgrenzwerten für das Trinkwasser.⁷⁵ Dementsprechend sehen die für Lebensmittel zuständigen Personen im BGA auch keinen Anlaß, in dieser Richtung aktiv zu werden.⁷⁶
10. Der Nitratgrenzwert der TVO stellt den entscheidenden Hebel dar, um - ausgehend vom Trinkwasser - den Grundwasserschutz zu verbessern und darüber hinaus einschränkende Maßnahmen gegenüber der Landwirtschaft zu rechtfertigen.⁷⁷ Andere, nicht gesundheitsbezogene Rechtfertigungen besitzen keine vergleichbare rechtliche Durchschlagskraft. Das ist von den Wasser- und Gesundheitsbehörden inzwischen erkannt worden und kommt auch darin zum Ausdruck, daß das BGA 1986 in seiner Bekanntmachung zu Nitrat im Trinkwasser erstmalig und sehr deutlich die Notwendigkeit von Vorsorgemaßnahmen der Landwirtschaft in diesem Zusammenhang anspricht.

⁷⁴ Lebensmittel dürfen die Gesundheit nicht schädigen (§ 8 LMBG), sie müssen gesundheitlich ungefährlich sein. Eine bloße Besorgnis der Gesundheitsschädigung, wie für Trinkwasser in § 11 BSeuchG vorgesehen, reicht dagegen für ein Verbot der Herstellung oder des In-Verkehr-Bringens nicht aus.

⁷⁵ Laut Häslebarth dürften die Niederlande Schwierigkeiten haben, ihre Nitratgrenzwerte für Gemüse- und Salatprodukte gegenüber der EG-Kommission aufrechtzuerhalten.

⁷⁶ Daraus resultieren gewisse Dispute zwischen dieser Abteilung und dem für Trinkwasser zuständigen WaBoLu innerhalb des BGA.

⁷⁷ Analoges gilt natürlich auch für Pestizide.

Tabelle 6.4: Für die Durchführung der Trinkwasserverordnung zuständige Behörden in den Bundesländern

Bundesländer	Zuständige Behörden
Baden-Württemberg	Untere Verwaltungsbehörden; im Falle von § 11 Abs. 1, Nr. 7: die Ortspolizeibehörden
Bayern	Kreisverwaltungsbehörden
Berlin	Örtlich zuständige Bezirksämter – Abteilung Gesundheitswesen –
Bremen	Ortspolizeibehörden, im Fall von § 5 Abs. 2: Gesundheits-senator
Hamburg	Bezirksämter (Gesundheitsämter), im Falle der öffentlichen Wasserversorgungsanlagen: Gesundheitsbehörde des Senats
Hessen	Landräte (als untere Behörden der Landesverwaltung) / Magistrat der kreisfreien Städte; im Falle der §§ 4, 5 Abs. 3, 10 Abs. 1: die Regierungspräsidenten
Niedersachsen	Landkreise und kreisfreie Städte, selbständige Städte und Gemeinden
Nordrhein-Westfalen	Kreisordnungsbehörden
Rheinland-Pfalz	Kreispolizeibehörden, im Fall der §§ 5 Abs. 3, 11 Abs. 1, 2 und 5: Bezirkspolizeibehörden
Saarland	Landräte als untere staatliche Verwaltungsbehörden / Oberbürgermeister der kreisfreien Städte; im Fall der §§ 4, 5 Abs. 3: Minister für Familie, Gesundheit und Soziales
Schleswig-Holstein	Landräte und Bürgermeister der kreisfreien Städte (Kreisgesundheitsbehörden); im Fall des § 4: Sozialminister, im Fall des § 5 Abs. 2: Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

Quelle: Segerling/Posch 1987: 41.

11. Während die EG-Kommission verstärkt auf die tatsächliche Umsetzung von EG-Umweltrichtlinien insistiert und neue weitergehende Richtlinien anstrebt, erscheint die Befürchtung nicht unbegründet, daß die zunehmenden politischen und rechtlichen Auseinandersetzungen zwischen EG-Kommission und den mit den praktischen Implementationsproblemen vor Ort stärker konfrontierten Landesbehörden, woraus ein steigender Widerstand gegen neue EG-Richtlinien und vermehrte EG-Kontrollen resultiert, letztendlich auch auf dieser Ebene dazu führen, daß der Umweltschutz in der Substanz einmal mehr auf der Strecke bleibt.

6.4.2 Das Wasserhaushaltsgesetz

Hinsichtlich der Wasserversorgung und des Gewässerschutzes verfügt der Bund nur über die Rahmengesetzgebungskompetenz.⁷⁸ Diesen Rahmen zieht insbesondere das WHG, neben dem Abwasserabgabengesetz und dem Waschmittelgesetz (vgl. Roth 1977, 1984). Die erforderliche Konkretisierung und Umsetzung dieses Rahmens findet auf Landes- und Bezirksebene durch die Landeswassergesetze, die sich im einzelnen durchaus unterscheiden, und den Gewässerschutz betreffende An- und Verordnungen statt, die häufig von den Regierungspräsidenten erlassen werden. Das WHG betrifft den Gewässerschutz generell, zielt aber von seinem Entstehungskontext her ebenso wie seine mittlerweile fünf Novellen⁷⁹ vor allem auf industrielle, urbane und verkehrsbezogene Verschmutzungsrisiken. Gewässerbelastungen durch die Landwirtschaft standen mit Ausnahme von § 19 Abs. 4 der jüngsten WHG-Novelle eher im Hintergrund. Sieht man von eindeutigem Fehlverhalten wie der unsachgemäßen Lagerung oder Ablagerung von wassergefährdenden Stoffen (§ 26 Abs. 2, § 34 Abs. 2 WHG) ab (z.B. undichte Futtermieten und Flachsilos), so war die Landwirtschaft in der Praxis von wasserrechtlichen Vorschriften nicht betroffen. Lediglich in Wasserschutzgebieten, deren Ausweisung bereits das ursprüngliche WHG von 1957 vorsah, die sich ab der 4. Novelle auch auf die Sicherstellung künftiger und nicht nur bereits bestehender öffentlicher Wasserversorgung beziehen kann und die seit 1987 auch Düngungsbeschränkungen zur Verhütung des Abschwemmens oder des Eintrags von Düngemitteln in Gewässer zuläßt, mußte die Landwirtschaft gewisse Einschränkungen hinnehmen, die im wesentlichen den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln betreffen.

Von den offiziell als notwendig erachteten Wasserschutzgebieten, die einschließlich Zone III b, die flächenmäßig ca. 90 % der Schutzzonen ausmacht, gut 10 % der Fläche der Bundesrepublik betreffen, sind bislang nur rund die Hälfte ausgewiesen (BMI 1982, Toussaint 1989), wobei dieser Anteil mit einem Süd-Nord-Gefälle regional stark schwankt. Eine Reihe von Wasserschutzgebieten bestand schon bei Inkrafttreten des WHG 1957, eine größere Zahl kam im Zuge des Ausbaus der Fernwasserversorgung in den 70er Jahren hinzu (Tabelle 6.5).

⁷⁸ Versuche des Bundes anfangs der 70er Jahre, generell für den Umweltschutz die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz zu erlangen, waren nur für die Bereiche Abfall, Luftreinhaltung und Lärmbekämpfung, nicht aber für die Bereiche Wasserwirtschaft, Natur- und Landschaftspflege erfolgreich.

⁷⁹ Diese wurden 1959, 1964, 1967, 1976 und 1986 verabschiedet.

Je größer die erforderlichen Handlungseinschränkungen in den Wasserschutzgebietsverordnungen sind, desto stärker sind im allgemeinen die diesbezüglichen Interessenkonflikte und der Widerstand der betroffenen Wirtschaftsobjekte (industrielle, bergbauliche, landwirtschaftliche, verkehrsmäßige etc. Nutzer) und desto zurückhaltender ist des öfteren das Vorgehen der betroffenen Wasserversorgungsunternehmen wegen der von ihnen aufzubringenden Entschädigungssummen und der zuständigen Behörden wegen der schwierigen Interessenabstimmung und -abwägung.⁸⁰ Die Ausweisungsverfahren erstrecken sich nach der Festsetzung des Wasserschutzgebietes teils über Jahrzehnte (vgl. Eike 1987). Bisweilen wird ein Antrag auf Ausweisung weder von dem WVU angeregt noch von der zuständigen Gemeinde gestellt, oder es werden, wie z.B. häufig in Bayern, nur die flächenmäßig nicht ins Gewicht fallenden Schutzzonen I und II ausgewiesen. Daß auf der Vollzugsseite der Wassergesetze die zuständigen Wasserbehörden nicht nur aus Gründen unzureichender Ausstattung häufiger zurückhaltend agieren und sich nicht gerade durch kraftvolle Aktivitäten zugunsten des Gewässerschutzes auszeichnen, kann ihnen angesichts mangelnder politischer Rückendeckung und teils fehlender Verwaltungsvorschriften kaum vorgehalten werden.⁸¹

Daß der Grundwasserschutz seit einigen Jahren verstärkt in der Diskussion ist und dies inzwischen sogar zu einem Wettlauf von Bund und Ländern um den ersten Platz bei der Erstellung von Grundwasserschutzprogrammen geführt hat (vgl. Bundesregierung 1987, LAWA 1987b), ist auch historischen Zufällen zu danken.⁸² Die verstärkte politische Beachtung des Grundwasserschutzes hat sich bereits in der 5. WHG-Novelle niedergeschlagen und den Stellenwert des Nitratproblems erhöht, wobei diesbezüglich der Anspruch von Landwirten auf Ausgleichszahlungen gemäß § 19 Abs. 4 in der Diskussion in den Vordergrund rückte.

⁸⁰ So mag die Verlegung der Wassergewinnung eben kostengünstiger als die entsprechenden Sicherungsmaßnahmen sein, insbesondere, wenn das betroffene Unternehmen dafür Mittel bereitstellt.

⁸¹ Dies wurde mir auch von kompetenten Ministerialbeamten bestätigt.

⁸² Mitte der 70er Jahre wurden Forschungsergebnisse aus den USA, die ihre Trinkwässer mit relativ hohen Chlormengen desinfizieren, über die Kanzerogenität chlororganischer Verbindungen bekannt. Die in der BRD getroffenen Schutzmaßnahmen gingen davon aus, daß CKWs als leichtflüchtige Stoffe gar nicht ins Grundwasser gelangen könnten. Mit der Verfügbarkeit besserer Analysemethoden stellte man dann seit Ende der 70er Jahre eine Vielzahl von CKW-Grundwasserverunreinigungen fest. Erst seit etwa Mitte der 80er Jahre haben Qualitätsbeeinträchtigungen des Grundwassers durch die Landwirtschaft den organischen Halogenverbindungen den Rang abgelaufen (Flinspach 1985).

Tabelle 6.5: Stand und Entwicklung der Ausweisung von Wasserschutzgebieten in den Bundesländern und im Bundesgebiet in % der Landesfläche

	1972 - 1975			1982 - 1985			1988		
	ausgewiesen	noch nicht festgesetzt	insgesamt	ausgewiesen	noch nicht festgesetzt	insgesamt	ausgewiesen	noch nicht festgesetzt	
Baden-Württemberg			rd. 18,0	9,5	8,9	16,4	12,1	10,3	22,4
Bayern	rd. 1,7			3,4	0,3	3,7	3,0	0,7	3,7
Hessen	5,0	13,8	18,8	rd. 13,0	rd. 17,5	30,5	22,4	8,8	31,2
Rheinland-Pfalz				rd. 7-8	rd. 3-4	rd. 10-12	6,5	3,5	10,0
Saarland	rd. 5,0	rd. 2,0	rd. 7,0	rd. 10,0	rd. 20,0	rd. 30,0	4,1	7,1	11,2
Nordrhein-Westf.	rd. 1,0			7,0	14,0	21,0	10,4	8,4	18,8
Niedersachsen	2,5	2,8	5,3	4,9	3,8	8,7	5,5	8,0	13,5
Schleswig-Holst.				1,0	1,0	rd. 1,0	0,9	3,0	3,9
Bremen				3,8	10,6	14,4	14,5	1,4	15,9
Hamburg	-	21,2	21,2	-	11,9	11,9	-	12,7	12,7
Berlin							7,3	-	7,3
BRD							7,6	5,7	13,3

Quelle: Schablitzki/Höppe 1989, Schäfer 1987, Spitzer/Köster 1987, Toussaint 1989.

Die Relevanz der Wassergesetze für das Nitratproblem wird seit Beginn der 80er Jahre intensiver erörtert. Zusammenfassend kann die rechtswissenschaftliche Diskussion zur Stickstoffdüngung im Hinblick auf das Wasserrecht dahingehend pointiert werden (vgl. Breuer 1985, Conrad/Gitschel 1988, Hartmann 1984, Hötzel 1985, von Mutius 1985, Preusker 1982a, 1982b, Rösger 1983, Salzwedel 1983), daß

1. die Möglichkeiten der Regulierung nach § 19 WHG räumlich beschränkt, in Wasserschutzgebieten jedoch beachtlich, bislang aber nicht ausgeschöpft sind und die konkretisierenden Richtlinien fehlen;
2. die Umsetzung der (gesamtschuldnerischen) Gefährdungshaftung gemäß § 22 WHG juristisch dornenreich ist;
3. die über den konkreten Einzelfall hinausgehende Erlaubnispflichtigkeit aufgrund von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG kontrovers beurteilt wird;
4. die abstrakt-generelle Gefährdungseignung der Stickstoffdüngung allgemein anerkannt wird und zunehmend auch ein regionsspezifischer typischer Ursachenzusammenhang angenommen wird.

Insgesamt beurteilt von Mutius die bestehenden rechtlichen Möglichkeiten zur angemessenen Regulierung der Stickstoffdüngung so,

"daß das geltende Umweltschutzrecht, insbesondere das Wasserrecht, die eingangs beschriebene Konfliktlage zwischen dem Ziel der Reinhaltung des Grundwassers einerseits und der Funktionsfähigkeit der Landwirtschaft andererseits nur höchst unzureichend löst. Die präventiven Maßnahmen des Staates greifen nicht oder erweisen sich als nicht vollzugsfähig; die repressiven Instrumente, insbesondere die Straftatbestände, sind ebenfalls schwerlich anwendbar bzw. kommen zur Erreichung eines wirksamen Gewässerschutzes zu spät; die privatrechtlichen Lösungen schließlich schieben das Problem auf eine Ebene, auf der es wegen der Komplexität und Multifunktionalität des Gewässerschutzes nicht lösbar ist. Deshalb ist der Ruf nach einer Veränderung der rechtlichen Rahmenbedingungen sowohl im Interesse des Gewässerschutzes als auch im Interesse der Landwirtschaft mehr als berechtigt." (von Mutius 1985: 18)

Auch der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen gelangt trotz optimistischerer Lageeinschätzung zu dem Schluß, daß in ausgewiesenen Wasserschutzgebieten die Schutzanordnungen oft wirkungslos bleiben und daß sich sicherlich nicht die Erlaubnispflichtigkeit jeglicher Düngung aus § 3 Abs. 2 Nr. 2 herleiten läßt, sondern diese von der jeweiligen spezifischen Situation abhängt (SRU 1985: 324 f.).

Auch bei der 5. Novelle des WHG (vgl. Breuer 1987) stand der Regelungsbedarf im Bereich der industriellen Abwässer im Vordergrund.⁸³ Im Verlauf der Beratungsprozesse spielten die Landwirtschaft betreffende Regulierungen jedoch politisch eine zunehmende Rolle. Allerdings konnten sich diesbezügliche Vorschläge nur sehr begrenzt durchsetzen. Neben den vorläufig wenig praxisrelevanten Änderungen in § 1a Abs. 1 und 2 (vgl. Lübke 1986b, Schäfer 1987) sind die Neufassungen von § 19 Abs. 1 Nr. 3, § 19 Abs. 4 und § 19g Abs. 2 für die Landwirtschaft von Bedeutung, die die erleichterte Ausweisung von Wasserschutzgebieten, die Notwendigkeit von Ausgleichszahlungen an die Land- und Forstwirtschaft und Anforderungen an Anlagen zum Lagern und Abfüllen von Jauche, Gülle und Silage-Sickersaft betreffen. Zentral waren in den landwirtschaftsbezogenen Auseinandersetzungen um die 5. WHG-Novelle, die im Zeitraum von Mitte 1984 bis Mitte 1986 stattfanden und die sich in den nun anstehenden Novellierungen der Landeswassergesetze und in der Konkretisierung des Begriffs der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung fortsetzen, folgende Punkte:

1. flächendeckende oder schutzgebietsbezogene Regulierung des Einsatzes von Dünge- und Pflanzenbehandlungsmitteln;
2. Ausgleichszahlungen auch unterhalb der Enteignungsschwelle;
3. Verteilung von Regulierungskompetenzen und Kostenträgerschaft zwischen Bund und Ländern.

Da der diesbezüglichen Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß, soweit aus den zugänglichen Unterlagen rekonstruierbar, in Schäfer 1987 detailliert dargestellt wird, sollen hier nur einige wesentliche Vorgehensweisen und taktische Kalküle zentral beteiligter Akteure ergänzend skizziert werden, die nicht unbedingt schriftlich niedergelegt sind und die die Entscheidungsprozesse hinsichtlich der aufgeführten drei Punkte maßgeblich beeinflußt haben.⁸⁴ In Tabelle 6.6 ist zum besseren Verständnis der parlamentarische Prozeß der 5. Novellierung des WHG markiert.

⁸³ Demgemäß betrafen die entsprechenden Aufforderungen an die Bundesregierung (vgl. BT-Drs. 10/870) und der Gesetzentwurf der GRÜNEN-Fraktion Anfang 1984 im wesentlichen die Änderung von § 7a WHG.

⁸⁴ Für entsprechende Informationen danke ich den Herren Czychowski (MURL, NRW), Heers (BGW), Latten (DBV), Lübke (BMELF), Lühr (TU Berlin), Moeller (UBA), Müller (Umweltministerium Niedersachsen), Salzwedel (Universität Bonn) und Vorreyer (BMU).

Tabelle 6.6: Chronologie der parlamentarischen Entstehungsgeschichte der 5. WHG-Novelle

- 09.01.1984 Der Innenausschuß empfiehlt dem Bundestag, die Bundesregierung aufzufordern, im Bereich der Gewässerschutzpolitik Gesetzesänderungen vorzunehmen. Allerdings bezieht sich diese Aufforderung nur auf den § 7a WHG (Anforderungen an das Einleiten von Abwasser), der geändert werden sollte, um die Belastung der Gewässer mit "gefährlichen Stoffen" zu verringern.
- 09.02.1984 53. Sitzung des deutschen Bundestages; Ankündigung der Novellierung des WHG bzgl. § 7a durch Innenminister Zimmermann; Landwirtschaftsminister Kiechle fordert Kompensation für Einschränkung der Intensität in der Landwirtschaft.
- 24.02.1984 Gesetzentwurf der Fraktion DIE GRÜNEN: Entwurf eines Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes, der nur § 7a (Anforderungen an das Einleiten von Abwasser) betrifft.
- 08.06.1984 75. Sitzung des deutschen Bundestages; Innenminister Zimmermann kündigt einen Entwurf zur Novellierung des WHG an, der einen verstärkten Grundwasserschutz beinhalten soll.
- 02.07.1984 1. BMI-Referentenentwurf des WHG; sieht Einführung der Erlaubnispflicht für die Landwirtschaft (§ 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG) vor.
- 02.08.1984 Antrag der Fraktion der SPD: Sofortprogramm zum Schutz des Wassers; im Antrag wird die Bundesregierung aufgefordert, Gesetze zu erlassen, die sicherstellen, daß die Nitratbelastung des Grundwassers 25 mg pro Liter nicht überschreitet.
- 20.09.1984 Bundesrat; Gesetzesantrag des Landes Hessen: Entwurf eines Gesetzes zur Änderung wasserwirtschaftlicher Vorschriften; der Gesetzentwurf schlägt eine Änderung des § 3 WHG (Erlaubnispflicht) vor.
- 15.11.1984 101. Sitzung des deutschen Bundestages; Staatssekretär Spranger kündigt einen neuen Gesetzentwurf an, nachdem der 1. BMI-Referentenentwurf vom 02.07.1984 zurückgezogen worden war.
- 06.12.1984 2. BMI-Referentenentwurf; Änderung des § 19 Abs. 1 Nr. 3 (Ausweisung von Wasserschutzgebieten) zum Schutz des Grundwassers.
- März 1985 Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen: "Umweltprobleme der Landwirtschaft"; die Nitratverschmutzung des Grundwassers wird als eine der bedeutendsten Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft bezeichnet; Forderung, den § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG (Erlaubnispflicht) zu ändern.
- 02.05.1985 Kleine Anfrage der Fraktion DIE GRÜNEN: Die GRÜNEN fragen, wie sich die Bundesregierung zur Forderung des Sachverständigenrates stellt, den § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG zu ändern.

- 03.05.1985 Gesetzentwurf der Bundesregierung: Entwurf eines Fünften Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes; Übermittlung an den Bundesrat; verstärkter Grundwasserschutz durch Änderung des § 19 Abs. 1 Nr. 3 (vgl. 06.12.1984).
- 14.06.1985 552. Sitzung des deutschen Bundesrates; Beschluß der Stellungnahme des Bundesrates zum Gesetzentwurf; Forderung nach einer bundeseinheitlichen Ausgleichszahlungsregelung im WHG.
- 22.08.1985 Antrag der Fraktion der SPD: Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft; Forderung nach einer bundeseinheitlichen Ausgleichszahlungsregelung im WHG aus umwelt- und sozialpolitischen Gründen.
- 25.09.1985 Große Anfrage der Fraktion der SPD: Novellierung der Wasserschutzgesetze; die SPD fragt die Bundesregierung, warum sie auf die geplante Änderung des § 3 Abs. 2 Nr. 2 verzichtet habe.
- 07.10.1985 Gegenäußerung der Bundesregierung zur Stellungnahme des Bundesrates vom 14.06.1985 zum Gesetzentwurf der Bundesregierung vom 03.05.1985; Ablehnung der Forderung des Bundesrates nach einer bundeseinheitlichen Ausgleichszahlungsregelung durch die Bundesregierung; Überweisung der Bundesratsforderung an zuständige Ministerien und Länderressorts zur Überprüfung.
- 24.10.1985 168. Sitzung des deutschen Bundestages; 1. Lesung der WHG-Novelle; Staatssekretär Spranger kündigt eine Ausgleichszahlungsregelung im WHG an; die SPD bemängelt das Vollzugsdefizit im Gewässerschutz; DIE GRÜNEN kündigen einen eigenen Gesetzesantrag zum Thema Landwirtschaft und Grundwasserschutz an.
- 03.12.1985 Antrag der Fraktion DIE GRÜNEN: Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes; der Antrag fordert die Änderung des § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG.
- 17.02.1986 96. Sitzung des Innenausschusses: Öffentliche Anhörung von Sachverständigen zum Gesetzentwurf der Bundesregierung vom 03.05.1985 und der GRÜNEN vom 24.02.1984; die Mehrheit der Sachverständigen spricht sich für die Änderung des § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG (Erlaubnispflicht) aus und gegen eine Ausgleichszahlungsregelung im WHG; der Vertreter des Deutschen Bauernverbandes fordert das Gegenteil.
- 26.02.1986 Antwort der Bundesregierung auf die Große Anfrage der Fraktion der SPD: Novellierung der Wasserschutzgesetze vom 25.09.1985; die Bundesregierung verneint die Notwendigkeit der Änderung des § 3 Abs. 2 Nr. 2 und verweist auf die negative Reaktion der Länder auf die versuchte Änderung des § 3 WHG im 1. BMI-Referentenentwurf (vgl. 02.07.1984).
- 18.04.1986 211. Sitzung des deutschen Bundestages; Sprecher der Koalitionsfraktionen kündigen eine Ausgleichszahlungsregelung an; SPD und GRÜNE sprechen sich gegen die geplante Ausgleichszahlungsregelung aus.

- 14.05.1986 117. Sitzung des Innenausschusses; seitens der Koalitionsfraktionen wird ein Antrag zur Änderung des § 19 Abs. 4 WHG vorgelegt, der eine Ausgleichszahlungsregelung beinhaltet; der Antrag wird angenommen.
- 04.06.1986 118. Sitzung des Innenausschusses; Antrag der SPD zur Änderung des § 3 Abs. 2 Nr. 2 (Erlaubnispflicht); Entschließungsantrag der SPD: keine Ausgleichszahlungsregelung im WHG; Anträge werden abgelehnt.
- 24.06.1986 Beschlußempfehlung und Bericht des Innenausschusses zu dem von der Bundesregierung eingebrachten Entwurf eines Fünften Gesetzes zur Änderung des WHG; Empfehlung an den Bundestag, den im Innenausschuß überarbeiteten Gesetzentwurf, d.h. mit der Ausgleichszahlungsregelung und ohne Einführung einer Erlaubnispflicht, anzunehmen.
- 27.06.1986 226. Sitzung des Bundestages; Abstimmung und Annahme des Gesetzentwurfes im Bundestag in der 2. und 3. Lesung.
- 11.07.1986 567. Sitzung des Bundesrates; Ablehnung der Anträge der Länder Nordrhein-Westfalen, Hessen und Hamburg, die wegen der Ausgleichszahlungsregelung die Anrufung des Vermittlungsausschusses beantragt hatten; Annahme des bereits vom Bundestag verabschiedeten Gesetzentwurfes.
- 25.07.1986 Fünftes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes; Verkündung im Bundesgesetzblatt.
- 01.01.1987 Das neue WHG tritt in Kraft.

Quelle: Schäfer 1987.

ad 1

Der erste Referentenentwurf des BMI zur WHG-Novelle sah eine Ergänzung und Präzisierung des als Auffangtatbestand konzipierten § 3 Abs. 2 Nr. 2 in bezug auf die Landwirtschaft vor, die der Bundes- oder ersatzweise den Länderregierungen den Erlaß von Rechtsverordnungen ermöglichen sollten, landwirtschaftliche Maßnahmen als Gewässerbenutzung zu definieren, die damit einer behördlichen Erlaubnis oder Bewilligung bedurften. In der entsprechenden Besprechung von Bund- und Ländervertretern Mitte 1984 fragte der Vertreter Niedersachsens zunächst nach der Meinung des BMELF, da es sich ja nicht um einen Kabinettsentwurf nach vollzogener Ressortabstimmung handelte. Der Vertreter des BMELF sprach sich erwartungsgemäß gegen die Ergänzung aus. Die Ländervertreter wiesen dann auf die großen Vollzugsprobleme solcher Verordnungen einschließlich der Finanzierungsschwierigkeiten einer ausreichenden Überwachung hin.⁸⁵ Damit brauchte sich das BMELF gar nicht mehr weiter als Vertreter landwirtschaftlicher Interessen zu exponieren. Politisch war diese Frage somit früh entschieden mit dem Kompromiß der Erweiterung der Möglichkeiten von Wasserschutzgebietsausweisungen gemäß § 19 Abs. 1 Nr. 3 WHG, wie sie der 2. BMI-Referentenentwurf vom Dezember 1984 vorsah. Die späteren parlamentarischen und publizistischen Debatten um die Nutzung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, besonders im Gefolge der Veröffentlichung des SRU-Gutachtens, änderten hieran nichts mehr. Sie hatten für die Novellierung eher peripheren Charakter, auch wenn sich nicht nur die Oppositionsparteien SPD und GRÜNE, sondern auch die überwiegende Mehrzahl der im Februar 1986 angehörten Experten für den Benutzungstatbestand und die Erlaubnispflicht aussprachen (vgl. Schäfer 1987). Festgehalten werden soll, daß es nicht primär landwirtschaftliche Interessenvertretung, sondern Vollzugsprobleme der Länder⁸⁶ waren, die die Einführung einer ausdrücklichen Erlaubnispflicht von Dünungsmaßnahmen qua Rechtsverordnung verhinderte, und

⁸⁵ Lediglich der Vertreter Nordrhein-Westfalens äußerte sich optimistischer.

⁸⁶ Diese Vollzugsprobleme haben natürlich auch mit den etablierten Praktiken der Landbewirtschaftung und der starken Position der Landwirtschaftsministerien der Ländern zu tun.

daß grundsätzlich die Nutzung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG in seiner bisherigen Fassung gegebenenfalls immer noch möglich ist.⁸⁷

ad 2 und 3

Aus dem NaBauskiesungsbeschluß und dem Pflichtexemplarbeschluß des Bundesverfassungsgerichts von 1981 resultieren keine grundlegend neuen, sondern eher formell neuartige rechtliche Entschädigungsbestimmungen (Weyreuther 1987) entlang einer Dreiteilung von entschädigungsloser Inhaltsbestimmung und entschädigungspflichtiger Enteignung (Schäfer 1987). Dennoch deutete sich mit der Verschiebung der Rechtssprechung durch das BVerfG zum Eigentumsbegriff gegenüber derjenigen des BGH an, daß das NaBauskiesungsurteil entschädigungslose Einschränkungen landwirtschaftlicher Bodennutzung zum Grundwasserschutz erleichtern könnte (so Nick 1984, Hötzel 1985; dagegen Weyreuther 1987). Schon früh (Februar 1984) sprach sich das BMELF für finanzielle Entschädigungen für Beschränkungen der Landwirtschaft aus. In den ersten Ressortgesprächen schlug es dem BMI eine Härtefallregelung vor, wie sie im LWG von Nordrhein-Westfalen bereits bestand.⁸⁸ Hätte das BMI diesem Vorschlag zugestimmt, so wäre es möglicherweise nicht zu dem weitergehenden § 19 Abs. 4 gekommen, weil der DBV zu diesem Zeitpunkt noch nicht sonderlich involviert und aktiv war. Das BMI lehnte jedoch ab und konnte sich im Kabinett mit seiner Position zunächst auch durchsetzen. Noch im Gesetzentwurf der Bundesregierung vom 7.10.1985 (Bundestags-Drucksache 10/3973) lehnte diese über den alten § 19 Abs. 3 WHG hinausgehende Ausgleichszahlungen eindeutig ab. Um diese Zeit war allerdings den Beteiligten bereits klar, daß der neue § 19 Abs. 4, wie bereits vom Bundesrat verlangt, über den Bundestag in die WHG-Novelle eingebracht werden würde. Der DBV konzentrierte sein Lobbying auf die Frage der Ausgleichszahlungen und bearbeitete die in den entsprechenden Ausschüssen sitzenden Bundestagsabgeordneten, wobei er das Argument nicht zumutbarer Einkommensbelastungen vieler Landwirte in den Vordergrund stellte. Das BMELF hielt sich im Kabinett hingegen in dieser Frage aus mehreren Gründen zurück: Zum einen benötigte es in dieser

⁸⁷ Ein entsprechendes Verfahren zwischen der Stadt Bielefeld und einem Massentierhaltungsbetrieb nach entsprechend ablehendem Widerspruchsbescheid des Regierungspräsidenten Detmold 1989 endete mit einem Vergleich, in dem die Landwirtschaftskammer und der klagende Landwirt die Anwendbarkeit von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG auf die Gülleausbringung anerkannten.

⁸⁸ Diese Härtefallregelung betraf in der Praxis Prüfkosten für Ölversicherungen und ist im Bereich der Landwirtschaft nie angewandt worden. Sie stellt insofern eine reine Abwicklungsnorm im Altlastenbereich dar.

Zeit die Rückendeckung durch das gesamte Kabinett in zentraleren agrarpolitischen Fragen, vor allem im EG-Ministerrat, und wollte seine Position nicht durch kabinettsintern kaum mehrheitsfähige Kraftakte zu WHG- und TVO-Novelle gefährden; zum zweiten war es über die Entwicklung auf Bundestags-Ebene informiert, so daß es sich auf Formulierungshilfen beschränken konnte⁸⁹; zum dritten ist zu berücksichtigen, daß die zuständigen Fachreferate der Ministerien ihre auf persönlicher Ebene häufig gut funktionierende Zusammenarbeit auch fördern, indem sie einem Vorhaben des anderen Referats durch Verzicht auf hausinternes Aktivwerden keine Steine in den Weg legen; solche Gesichtspunkte dürften besonders dann eine Rolle spielen, wenn ein Fachreferat innerhalb eines Ministeriums in einer Außenseiterposition ist, was im Falle des Wasserreferats im BMELF eindeutig zutrifft.⁹⁰

Schließlich ist zum besseren Verständnis der Debatte um die Ausgleichszahlungen nach § 19 Abs. 4 WHG wichtig, daß es sich dabei zugleich um ein "Schwarzer-Peter-Spiel" zwischen Bund und Ländern handelte, nach dem Motto: wer regelt, zahlt. Während die Länder einerseits eifersüchtig auf den Erhalt ihrer Kompetenzen im Wasserbereich achteten, aber dem Bund gerne die Abwicklung der Ausgleichszahlungen überlassen hätten, lagen die Interessen des Bundes genau umgekehrt.⁹¹ Im Ergebnis sind Ausgleichszahlungen entsprechend der Kompetenzverteilung im Wasserrecht nach Landesrecht zu regeln, womit sich der Streit um Kostenträgerschaft und Umfang von Ausgleichszahlungen auf Landesebene zwischen Staat, Wasserwirtschaft und Landwirtschaft verlagerte und die Frage einer landeseinheitlichen oder einer dezentralen Gestaltung der Ausgleichszahlungen wichtig wurde. Von Bedeutung für § 19 Abs. 4 WHG ist weiterhin, daß diese Frage 1985 eindeutig politisch entschieden wurde, das BMI diesem Druck nachgab,

⁸⁹ So stammt die Vorlage zu § 19 Abs. 4 WHG-Novelle seitens des mitberatenden BT-Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten aus dem BMELF.

⁹⁰ Seit dem ersten Hinweis 1974 (!) wurde im BMELF bis in die 80er Jahre hinein die zentrale Rolle der Landwirtschaft für das Nitratproblem auf höherer Ebene stets negiert. Eine gewisse Änderung trat erst mit der anlaufenden Bodenschutzdiskussion ein. Noch 1987 äußerte sich der Abteilungsleiter des BMELF für Agrarische Erzeugung und Agrartechnik erstaunt über die Vorstellungen, wie sie auf der Europäischen Konferenz über Einflüsse der Landwirtschaft auf die Wasserressourcen im September in Berlin vorgetragen wurden, obwohl diese in Fachkreisen längst bekannt und "abgegrenzt" waren.

⁹¹ Von daher werden auch einige Avancen verschiedener Bundesländer im Bundestrat und Diskrepanzen zwischen SPD-Bundestagsfraktion und dem SPD-Land Nordrhein-Westfalen verständlicher (vgl. Schäfer 1987).

parteilichter Schlagabtausch in den Vordergrund rückte und die Fachebenen der Ressorts ebenso wie die Anhörung der Sachverständigen vor dem BT-Innenausschuß damit keine entscheidungsrelevante Rolle mehr spielten, auch wenn sich alle Experten bis auf diejenigen des DBV gegen eine Ausgleichszahlung im WHG aussprachen. Politisch agierte der DBV nach überwiegender Einschätzung der Beteiligten geschickter als der BGW. Leicht nachvollziehbare Einkommensverluste und die Ungleichbehandlung von Landwirten waren für die Abgeordneten von CDU/CSU und FDP schlagkräftigere und wahlwirksamere Argumente als die Durchsetzung eines abstrakten physischen Verursacherprinzips, wonach "jeder, der die Umwelt belastet oder sie schädigt, (...) für die Kosten dieser Belastung oder Schädigung aufkommen" soll (Bundestags-Drucksache 6/2710: 9), ein Prinzip, das in der Umweltpolitik auch sonst keineswegs immer eingehalten wird, für dessen Durchsetzung es oft an den "politischen Bataillonen" (Schenke, UBA) und der notwendigen Überwachung mangelt und das in der ökonomischen Theorie keineswegs einer bestimmten sozialen Gruppe eindeutig zuzurechnen ist (Coase 1960, Bonus 1986a).⁹² Zudem mag es auch noch eine Rolle gespielt haben, daß die weniger politisierten, nachgeordneten Behörden, speziell das UBA, bei den die Landwirtschaft betreffenden Regelungen der 5. WHG-Novelle kaum beteiligt waren.⁹³

Mit der Verabschiedung der WHG-Novelle waren der Landwirtschaft Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten aber noch keineswegs sicher. Zum einen enthält § 19 Abs. 4 WHG eine Reihe unbestimmter Rechtsbegriffe⁹⁴ (vgl. zur rechtswissenschaftlichen Diskussion Breuer 1987, Kimminich 1989, Nacke 1987, Nies 1987, Weyreuther 1987), deren Auslegung erst über die Fälligkeit und den Umfang von Ausgleichszahlungen entscheidet. Dabei steht die Konkretisierung des Begriffs der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung im Zentrum der Diskussion. Während sich die Landwirtschaftsseite gegen weiterreichende Festlegungen wendet (vgl. Agrarministerkonferenz 1987, DBV 1986), spricht sich die Wasserseite für eine auch ökologische Belange berücksichtigende Definition aus (vgl. BGW 1987, LAWA

⁹² Darüber hinaus werden die Kosten im allgemeinen ohnehin auf den Verbraucher respektive Steuerzahler abgewälzt, so daß es eher ordnungspolitische Gründe sind, das Verursacherprinzip hochzuhalten.

⁹³ Dies sah im industriellen Bereich ganz anders aus, speziell was die Neuformulierung von § 7a WHG mit der teilweisen Anbindung der Verwaltungsvorschriften an den Stand der Technik anbelangte.

⁹⁴ Zum Beispiel wirtschaftliche Nachteile, angemessener Ausgleich, erhöhte Anforderungen.

1987b, 1989), die Ausgleichszahlungen weitgehend entfallen ließe. Es besteht durchaus noch die Möglichkeit, daß sich § 19 Abs. 4 noch als Eigentümer der Agrarlobby entpuppt, falls hierüber vor allem erhöhte Anforderungen an die landwirtschaftliche Praxis *außerhalb* von Wasserschutzgebieten festgeschrieben werden sollten (Salzwedel 1987).

Zum zweiten erlauben Verfahrenstricks die Umgehung von Ausgleichszahlungen. Wird der Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln etwa durch Verweis auf PflSchG bzw. PflSchAnwendungsVO und nicht gemäß § 19 Abs. 2 in Wasserschutzgebieten beschränkt, besteht keine Verpflichtung zu Ausgleichszahlungen. Hier kommt es allerdings im Zuge der Novellierung der Landeswassergesetze seit 1987 zu eindeutigeren, Ausgleichszahlungen einschließenden Regelungen.

Drittens ist die Wahrscheinlichkeit nicht gering, daß weder Länder noch WVUs aufgrund ihrer je gegebenen Verpflichtungen zu Ausgleichszahlungen die Ausweisung neuer Wasserschutzgebiete vorantreiben oder entsprechend restriktive Auflagen durchsetzen und umgekehrt Landwirte ohne sichere Aussicht auf Ausgleichszahlungen die Ausweisung neuer Schutzgebiete blockieren. Nachdem der Bund die Festlegung von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung de facto mehr oder weniger den Ländern überlassen hat, ist weder eine einheitliche noch eine rasche Definition zu erwarten.

Schließlich ist das Problem von wirksamem Vollzug und Überwachung bei differenzierten Auflagen und begrenzter Kapazität der zuständigen Behörden kaum lösbar.⁹⁵ So ließ das Land Schleswig-Holstein 1987 in einem Modellvorhaben auf Föhr deshalb im gesamten Wasserschutzgebiet einschließlich Zone III B nur extensive Grünlandwirtschaft zu, zahlte den betroffenen Bauern aber pauschal 675 DM/ha. Seit 1989 verfolgt die neue Landesregierung jedoch differenziertere Maßnahmen in der Agrarpolitik.

Umgekehrt kommt es nicht von ungefähr, daß die Bauernverbände angesichts divergierender Positionen von Landwirtschafts- und Wasserbehörden in den Ländern massiv auf eine rasche Umsetzung von § 19 Abs. 4 WHG in Ländergesetzen und

⁹⁵ Nur am Rande sei vermerkt, daß die strafrechtliche Sanktionierbarkeit von Verstößen in Wasserschutzgebieten in bezug auf Pestizideinsatz nur für Pflanzenbehandlungsmittel mit W1-Auflage, nicht aber mit W2-Auflage gegeben ist. Vgl. auch das Urteil des OLG Münster 1987 zum Atrazinverbot.

-verordnungen drängen, um in den Genuß der Ausgleichszahlungen zu gelangen. Aus ihrer Perspektive sind Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten - ähnlich wie Entgelte für naturschutzbedingte Produktionsbeschränkungen (Grünbrache-, Feuchtwiesen-, Ackerrandstreifenprogramme) - angesichts kaum mehr ausweitbarer Subventionen für landwirtschaftliche (Über-)Produktion von einkommenspolitisch eventuell strategischer Bedeutung (so Gitschel 1987a), wobei wiederum direkte Einkommenstransfers nach sozialpolitischen Kriterien vermieden werden, die den die Bauernverbände dominierenden Großbauern viel weniger zugute kämen.

Die Entwicklung der letzten zwei Jahre bis Mitte 1989 läßt sich im Hinblick auf die angesprochenen Problempunkte wie folgt resümieren:

1. Die Umsetzung von § 19 Abs. 4 WHG auf Länderebene läuft in den jeweiligen Novellierungsprozessen mit von Ausnahme Baden-Württemberg auf eine dezentrale Gestaltung der Ausgleichszahlungen auf der Grundlage von lokalen Vereinbarungen zwischen WVU und betroffenen Landwirten hinaus.⁹⁶
2. Die Diskussion um die konkrete Bestimmung von ordnungsgemäßer Landwirtschaft verläuft zwischen den beteiligten Akteuren (BMFLF, BMU, LAWA, Länderministerien für Landwirtschaft und Umwelt, BGW, DBV) intensiv, aber noch kaum mit Aussicht auf einen Konsens (vgl. Agrarministerkonferenz 1987, LAWA 1989). Selbst die direkte Beteiligten haben 1989 kaum noch einen Überblick über die vielen inzwischen bestehenden Arbeitsgruppen. Der zentrale Konfliktpunkt sind die unterschiedlichen finanziellen Implikationen verschiedener Definitionen. Damit zusammen hängt auch die beobachtbare Tendenz maßgeblicher Akteure, die Verantwortung für die rechtswirksame Festlegung von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung auf anderen Instanzen abzuschieben⁹⁷, z.B. die EG-Kommission oder die Gerichte.⁹⁸

⁹⁶ In Niedersachsen wurde zunächst die Übernahme des baden-württembergischen Modells angestrebt, was jedoch 1989 an der FDP scheiterte, die deshalb mit der Koalitionsfrage drohte.

⁹⁷ Das Land Baden-Württemberg hat in der SchALVO ordnungsgemäße Landwirtschaft allerdings implizit definiert.

⁹⁸ Wenn erst die Gerichte in einem Jahre dauernden Musterprozeß und die EG-Kommission in langwierigen Verhandlungen diese Konkretisierung vornehmen, dürfte der Grundwasserschutz gegenüber der Landwirtschaft in der Zwischenzeit leicht auf der Strecke bleiben.

3. Da die Ausweisung von Wasserschutzgebieten eng mit der Festlegung von Ausgleichszahlungen und ordnungsgemäßer Landwirtschaft zusammenhängt, werden die vermehrte Ausweisung von neuen Wasserschutzgebieten und der Erlaß strengerer Schutzgebietsverordnungen in den einzelnen Bundesländern in allerding unterschiedlichem Ausmaß zwar angestrebt, aber bisher noch kaum umgesetzt. Dabei begreifen die Länder-Umweltministerien die Ausweisung von Wasserschutzgebieten auch als umweltpolitischen Hebel, längerfristig einen flächendeckenden Grundwasserschutz durchzusetzen.

4. Trotz beobachtbarer Tendenzen zu vermehrter lokaler Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft ist daher die Anzahl solcher erfolgversprechender Beispiele mit lokalen Regelungen der Ausgleichszahlungen bislang noch gering⁹⁹, und die Anzahl gescheiterter Versuche dürfte in derselben Größenordnung liegen. Dabei lassen sich grob drei Linien der Entstehung solcher lokaler Vereinbarungen beobachten: Eigeninitiative eines WVU mit Problem der Grenzwerteinhaltung, da die zuständige Wasserbehörde nicht aktiv geworden ist; Blockade neu angestrebter Wasserrechte des WVU durch die Landwirte bis zur Vorabfestlegung von Ausgleichszahlungen bei Untätigkeit der zuständigen Behörde; Druck der örtlichen Behörden auf eine Einigung über Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten.¹⁰⁰

6.4.3 Der Wasserpfennig¹⁰¹

Bereits parallel zur Novellierung des WHG tobte in Baden-Württemberg die Diskussion um den sogenannten Wasserpfennig. Angesichts der starken Skepsis gegenüber den Möglichkeiten wirksamer und praktikabler bundes- oder gar EG-einheitlicher Regelungen verfolgt Baden-Württemberg bereits seit einiger Zeit

⁹⁹ Einen Überblick besitzt niemand. Eine grobe Schätzung läßt zwischen 10 und 50 Fälle vermuten.

¹⁰⁰ Mitte 1989 ist der Landesregierung von Nordrhein-Westfalen dann auch der Abschluß einer generellen Kooperationsvereinbarung zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft/Gartenbau gelungen.

¹⁰¹ Für Auskünfte, auch über administrationsinterne Prozesse in bezug auf den Wasserpfennig danke ich den Herren Flinspach (ZVLW Stuttgart), Heinke (Ministerium für Umwelt, Stuttgart), Rohmann (TU Karlsruhe), Salzwedel (Universität Bonn), Schnepf (Ministerium für Umwelt, Stuttgart) und Strähle (WWA Kirchheim-Teck).

einen eigenen agrarpolitischen und agrarumweltpolitischen Kurs und hat sich auch des Nitratproblems, mitausgelöst durch die Nitratkontroverse im Markgräflerland, vergleichsweise früh angenommen. Als erstes Bundesland verabschiedete es Mitte 1987 zwei wasserrechtliche Novellen und kam damit, im Gegensatz zu einigen anderen Bundesländern, fast en passant seiner Novellierungspflicht in bezug auf die WHG-Novelle zügig nach. Zur administrativen Umsetzung von Auflagen und Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten wurde Ende 1987 eine Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (SchALVO) verabschiedet, die am 1.1.1988 in Kraft trat.

Als sich die Landesregierung etwa ab Anfang der 80er Jahre intensiver mit dem Nitratproblem befaßte, wies sie die Idee einer Wasserabgabe, entgegen Forderungen aus SPD und FDP, noch weit von sich (Landtags-Drucksache 8/1521). Aufgrund der Empfehlungen der Mitte Mai 1984 vom Ministerpräsident Späth einberufenen Arbeitsgruppe, an der die Bauernverbände des Landes mitwirkten, favorisierte die Landesregierung seit 1985 den Wasserpfennig als beste Möglichkeit der Finanzierung von Ausgleichszahlungen an Landwirte in Wasserschutzgebieten (vgl. zum folgenden Schäfer 1987). In der parlamentarischen Diskussion waren nicht die Ausgleichszahlungen selbst, sondern eben der propagierte Finanzierungsmodus der Erhebung einer allgemeinen Wassergebühr (Wasserpfennig) und der rechtlich getrennten, aber politisch gekoppelten Gewährung von Ausgleichszahlungen kontrovers. Die eingeholten Rechtsgutachten (Kirchhof 1987, Mußnug 1987, Salzwedel 1986) dienten der juristischen Abklärung und Absicherung der Landesregierung.^{102 103}

Die Bedenken und Proteste gegen den Wasserpfennig, der den einzelnen Wasserverbraucher mit ca. 10 DM jährlich belastet, waren erheblich, aus begrifflichen Gründen speziell von Seiten der Wasserwirtschaft und der Kommunen, und reichten bis in die regierende CDU hinein. Sie schlugen sich in heftigen publizistischen Attacken und Kontroversen nieder und verzögerten den Entschei-

¹⁰² Sie betrafen im wesentlichen die verfassungsrechtliche Unbedenklichkeit einer Regulierung, die politisch einer zweckgebundenen Verbrauchssteuer entspricht, sowie die Nichtberücksichtigung der Wassergebühr im Länderfinanzausgleich.

¹⁰³ Salzwedel verfolgte umgekehrt auch die Absicht, den BGW von der Vorstellung einer verfassungswidrigen Durchbrechung des Verursacherprinzips durch den Wasserpfennig abzubringen, allerdings mit mäßigem Erfolg.

dungsprozeß erheblich. Späth mußte schließlich mit der Vertrauensfrage drohen, um seine Position durchzusetzen (vgl. Frankfurter Rundschau vom 19.3.1987). Administrationsintern raufte sich Wasser- und Landwirtschaftsabteilung des MELUF unter dem Druck von Minister Weiser¹⁰⁴ zu einem Ökologieprogramm - als Pendant zum Wasserpfennig - zusammen, das unter Umweltschutzgesichtspunkten eindeutige Fortschritte brachte und vom Gesamtkabinett 1986 abgesegnet wurde. Es spezifiziert ordnungsgemäße Landwirtschaft insbesondere im Hinblick auf die Minimierung der Nitratauswaschung:

- o eine standortgemäße Nutzung der Flächen, insbesondere die Belassung von Grünland auf typischen Grünlandstandorten (z.B. schwere und nasse Böden);
- o eine standortgemäße Bodenbearbeitung;
- o eine möglichst lange Bodenbedeckung;
- o eine pflanzenbedarfsgerechte Düngung (mineralisch und organisch) nach Menge und Zeit, auch bei Zwischenfrüchten. Bei ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung liegen die Nitratwerte des Bodens nach Abschluß der Wachstumsperiode unter 90 kg/ha;
- o eine Stickstoffdüngung außerhalb der Wachstumsperiode nur unter besonderen Voraussetzungen, zum Beispiel beim Einsatz von Nitrifikationshemmern;
- o den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln nach Maßgabe der Pflanzenschutzanwendungsverordnung und der Pflanzenschutzmittelverzeichnisse." (Ministerium für Umwelt 1987: 6)

Für die darüber hinausgehenden Beschränkungen in Wasserschutzgebieten¹⁰⁵, die in Tabelle 6.7 aufgeführt sind, und außerdem - nach einer Übergangsfrist bis Ende 1990 - maximal einen N_{\min} -Gehalt von 45 kg/ha am Ende der Wachstumsperiode gestatten, erhalten die Landwirte pauschal eine Ausgleichszahlung von 310 DM/ha¹⁰⁶, die bei Nichteinhaltung der Auflagen ganz oder teilweise zurück-

¹⁰⁴ Weiser äußerte sich auch aufgeschlossen gegenüber einer Stickstoffsteuer, wie in SRU 1985 vorgeschlagen, aber gegen einen Alleingang von Baden-Württemberg in dieser Hinsicht.

¹⁰⁵ Die SchALVO gilt für bestehende und für vorgesehene, mit vorläufigen Anordnungen bewehrte Wasserschutzgebiete und Quellenschutzgebiete.

¹⁰⁶ In Sonderfällen sind auch höhere Summen möglich.

Tabelle 6.7: Beschränkungen in Schutzgebieten nach § 1 Abs. 1 SchALVO

Schutzbestimmung	Schutzzonen		
	Fassungsbereich (Zone I)	Engere Schutzzone (Zone II)	Weitere Schutzzone (Zonen III und IV) *
1. Verbot des Umbruchs von Dauergrünland	in allen Schutzzonen		
2. Verbot des Aufbringens von Jauche, Gülle, Silagesickersaft, Abwasser, Klärschlamm, Fäkalien und ähnlichen Stoffen	ganzjährig		<ul style="list-style-type: none"> - bei Dauergrünland vom 15. Oktober bis 1. Februar; - bei sonstigen Flächen vom 1. Oktober bis 15. Februar
3. Verbot des Aufbringens von Festmist auf Ackerland	ganzjährig	vom 15. November bis 1. Februar	
4. Verbot des Aufbringens von stickstoffhaltigem Handelsdünger	ganzjährig	<ul style="list-style-type: none"> - bei Dauergrünland vom 15. Oktober bis 1. Februar - bei sonstigen Flächen vom 1. Oktober bis 15. Februar 	
5. Verbot der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln	ganzjährig	nach Maßgabe des Verzeichnisses der Anlage 2 (Positivkatalog)	

* Zone IV in Quellenschutzgebieten

zuzahlen ist.¹⁰⁷ Zuständig für die Ausgleichszahlung ist das Landwirtschaftsamt, im Konfliktfall die untere Wasserbehörde.¹⁰⁸ Darüber hinaus kann die Wasserbehörde anordnen, daß der Bewirtschafter

- "1. Bodenuntersuchungen durchführt oder durchführen läßt,
2. Aufzeichnungen über die Bewirtschaftung nach amtlichem Vordruck führt,
3. an überbetrieblichen Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen teilnimmt."
(SchALVO § 3 Abs. 3)

Zwischen dem 1. November und dem 15. Dezember wurden 1987 und 1988 in ca. 10 % der Schläge in Wasserschutzgebieten nach Opportunitäts Gesichtspunkten ca. 150.000 N_{min} -Untersuchungen durchgeführt, um die Einhaltung des Nitratgrenzwertes von 45 kg/ha zu kontrollieren. Diese Kontrollintensität ist auch für die kommenden Jahre vorgesehen. An der Detailliertheit der Düngungsregelungen bis hin zur Möglichkeit des privaten Düngungsverbots bei gleichzeitiger Gemeinschafts-(Lohn-)Düngung nach den Vorgaben der Behörden¹⁰⁹ ist der Einfluß der intensiven wissenschaftlichen Nitratforschung in Baden-Württemberg zu erkennen (vgl. speziell Sontheimer/Rohmann 1986).

Für die letztendliche Zustimmung von Wasserwirtschaft und Gemeinden zum Wasserpfennig spielten im wesentlichen folgende Gründe eine Rolle:

- o Aussicht auf baldiges Erreichen eines wirksamen Grundwasserschutzes gegenüber der Landwirtschaft;
- o Bestrafung von Landwirten, in deren Böden N_{min} -Werte von über 90 kg/ha festgestellt werden (Ökologieprogramm 1987, Weiser im Süddeutschen Rundfunk am 26.2.1987);
- o Zusage der Landesregierung, Mittel aus dem Ökologieprogramm für die Altlastensanierung abzugeben (Zustimmung des Städtetages);

¹⁰⁷ Zusätzlich kann die Behörde ein Bußgeld von maximal 1.000 DM verhängen.

¹⁰⁸ Diese Konstruktion dürfte garantieren, daß mit Verstößen gegen die SchALVO eher großzügig umgegangen werden wird.

¹⁰⁹ Dies wurde in einigen Demonstrationsvorhaben bereits erfolgreich erprobt, vor allem, weil sämtliche Kosten von den Landwirtschaftsämtern übernommen wurden. (Allerdings wurden auch Einzelfälle kolportiert, in denen Landwirte nachts heimlich nachdüngten.)

o Entlastung von Einzelverhandlungen mit der Landwirtschaft auf kommunaler Ebene und Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen aufgrund unterschiedlicher Betroffenheit einzelner WVUs.¹¹⁰

Die Bauernverbände liefen gegen die vorgesehenen N_{\min} -Werte von 45 und 90 kg/ha Sturm. Es gelang ihnen, die "Symmetrie" von "Belohnung" (unter 45 kg/ha) und "Bestrafung" (über 90 kg/ha) durch Wegfall der Grenzlinie von 90 kg/ha zu kippen, obwohl diese die Grundlage der Zustimmung von Wasserwirtschaft und Kommunen zum inzwischen gesetzlich verankerten Wasserpfennig war, während die Untergrenze von 45 kg/ha¹¹¹ bislang nur angekratzt wurde (SchALVO § 10 Abs. 4). Hierfür spielten zwei Entwicklungen eine Rolle: Einmal führte die aus primär symbolpolitischen Erwägungen zur am 1.7.1987 von Späth durchgesetzten Teilung des MELUF in ein Umwelt- und ein Landwirtschaftsministerium dazu, daß der Kooperationszwang zwischen Wasser- und Landwirtschaftsabteilung entfallen ist und sich das neue Ministerium für den ländlichen Raum, Landwirtschaft und Forsten (MLRLF) diesbezüglich nicht mehr eindeutig an das alte, vom Kabinett bereits abgesegnete Ökologieprogramm gebunden fühlte.¹¹² Zum zweiten verdonnerte Späth den neuen Umweltminister Vetter nach den Wahlergebnissen im Sommer 1987 zu eindeutiger Zurückhaltung gegenüber der Landwirtschaft, um seine Wahlchancen in den anstehenden Landtagswahlen in Baden-Württemberg nicht zu min-

¹¹⁰ In Baden-Württemberg sind bereits gut 10 % der Landesfläche als Wasserschutzgebiete ausgewiesen, in denen WVUs auch in der Vergangenheit zum Teil direkte Ausgleichszahlungen an Landwirte leisteten. Von daher erklären sich auch die unterschiedlichen Positionen von DVGW-Landesverband und dem BGW. - Zusätzlich mögen die guten Beziehungen zwischen Strähle im MELUF und Flinspach, dem früheren Vorgesetzten von Strähle im MELUF, von Vorteil gewesen sein.

¹¹¹ Nicht nur von Landwirtschaftsseite wurde diese pauschale Begrenzung als zu undifferenziert kritisiert. Allerdings kann Rohmann als ihr Proponent inzwischen nachweisen, daß sich dieser N_{\min} -Wert bei pflanzenbedarfsgerechter Düngung selbst im Maisanbau weitgehend einhalten läßt. Die Regelung wurde auch beibehalten, weil Weiser nach drei Jahren öffentlicher Diskussion um den Wasserpfennig weitere drei Jahre Debatte um angemessene N_{\min} -Werte politisch nicht durchstehen würde.

¹¹² Nur unter einem gemeinsamen Dach war die Ausarbeitung und Umsetzung des Ökologieprogramms wohl möglich.

dern.¹¹³ Angesichts dieser Entwicklung bestanden zwischenzeitlich im neuen Ministerium für Umwelt Tendenzen, sich aus der Regelung der Ausgleichszahlungen weitgehend zurückzuziehen, um nicht als Alibifigur dazustehen.¹¹⁴

Zusammenfassend sind folgende Gesichtspunkte bei der Debatte um den Wasserpfennig von Wichtigkeit, wobei an den entsprechenden behördeninternen Abstimmungsprozessen nur ca. 10 bis 15 Personen beteiligt waren:

1. Politisch ging es primär um die Durchsetzung eines bestimmten Finanzierungsmodus und weniger um die Berechtigung von Ausgleichszahlungen selbst.
2. Rechtlich ging es darum, den Wasserpfennig juristisch wasserdicht zu machen.^{115 116}
3. Die landeseinheitliche Regelung vermeidet Härten für besonders betroffene (kleine) Wasserversorgungsunternehmen.
4. Sie gestattet zugleich die leichtere Ausweisung von Wasserschutzgebieten und die bessere Durchsetzung von Auflagen.
5. Pauschale Ausgleichszahlungen sind ökologisch nur begrenzt angemessen, aber administrativ praktikabel.

¹¹³ Intentionen, zur optischen Entlastung den N_{min}-Grenzwert von 90 kg/ha bei der Bestimmung ordnungsgemäßer Landwirtschaft nunmehr in den Bundesrat einzubringen, stellen angesichts der divergierenden Länderpositionen reine Augenwischerei dar.

¹¹⁴ Dabei ist auch zu berücksichtigen, daß im MU ganze vier Personen für den gesamten Grundwasserschutz einschließlich Altlasten zuständig sind.

¹¹⁵ So wird auch in der SchALVO in der Positivliste für Pflanzenschutzmittel jeder Bezug zum PflSchG vermieden, um dem Vorrang des in diesem Fall weniger restriktiven Bundesrechts keinerlei Einfallstür offenzulassen, eine Vorgehensweise, deren rechtliche Zulässigkeit allerdings vom BMELF klar bestritten wird.

¹¹⁶ Eine Reihe von Klagen von Wasserversorgungsunternehmen und der Zellstoffindustrie ist bislang zurückgewiesen worden. Lediglich über eine von der BASF beim Bundesverfassungsgericht eingereichte Verfassungsbeschwerde gegen die Verletzung des Verursacherprinzips durch den Wasserpfennig ist bis heute (Oktober 1989) noch nicht entschieden worden.

6. In der öffentlichen Diskussion stand die Debatte um das Verursacherprinzip und die umweltökonomische Angemessenheit des Wasserpfennigs im Vordergrund (vgl. Blanckert 1987, Bonus 1986a, 1986b, 1987a, 1987b, Brösse 1986, Hansmeyer/Ewringmann 1988, Karl 1987, 1989, Köhne 1989, Linde 1988, 1989, Oster/Pluge 1986, Scheele/Schmidt 1986, 1987a, 1987b, 1989), deren Einfluß auf die substantiellen politischen Entscheidungen jedoch gering blieb.
7. Trotz einiger Bedenken gegen pauschale N_{\min} -Werte von 45 und 90 kg/ha im Spätherbst erscheint diese Regelung praktikabel und nicht ungerecht. Der Wegfall der Sanktionen auslösenden Obergrenze dokumentiert auch den Vorrang wahltaktischer vor umweltpolitischen Erwägungen, auch wenn hierüber 1990 erneut entschieden werden soll.
8. Der zentrale Stellenwert ausreichender behördlicher Überwachung ist mitbedingt durch den Tatbestand, daß die Hälfte der baden-württembergischen Landwirte Nebenerwerbslandwirte sind und ebenso höheren Altersgruppen angehören, beides Klassen von Landwirten, in denen das Bemühen und die Kenntnis um pflanzenbedarfsgerechte Düngung im Durchschnitt weniger ausgeprägt sind. Von daher ist die Verbreitung von Gemeinschafts-(Lohn-)Düngung mit privatem Düngungsverbot zumindest im Bereich von Sonderkulturen nicht auszuschließen, um völlige Bewirtschaftungsverbote zu vermeiden.
9. Der erforderliche Kontrollaufwand ist hoch und erfordert umfangreiche Laboranalysekapazitäten, mit deren Einrichtung begonnen wurde. Die Kosten liegen bei flächendeckender Kontrolle in Wasserschutzgebieten bei 10 bis 20 Mio. DM, d.h. immerhin rund 10 % der Einnahmen aus dem Wasserpfennig. Die Beschränkung auf Stichproben wird hinsichtlich ihrer Folgen und Vertretbarkeit kontrovers diskutiert.
10. Für die Implementation der SchALVO wird pragmatisch von vornherein eine Übergangsfrist von ca. drei Jahren unterstellt, die explizit in dem verschobenen Inkrafttreten des N_{\min} -wertes von 45 kg/ha zum Ausdruck kommt.

11. Die Dominanz des Nitratproblems für die Wasserschutzgebietsbestimmungen ist augenscheinlich¹¹⁷ und hat mit dessen Stellenwert in Agrar- und Wasserforschung und in der Agrarumweltpolitik in Baden-Württemberg zu tun.
12. Es bleibt der Widerspruch zwischen der Auffassung der Landesregierung, daß es sich bei der Nitratbelastung des Grundwassers um ein flächendeckendes Problem handelt, und der Tatsache, daß ihre Maßnahmen aber im wesentlichen auf Wasserschutzgebiete beschränkt bleiben. Dies kann mit den Prioritäten und praktischen Implementationschancen agrarumweltpolitischer Maßnahmen und als ein wichtiger Teilschritt in dieser Hinsicht zumindest plausibel begründet werden.

Die bisherigen Erfahrungen mit der Umsetzung der SchALVO lassen sich wie folgt zusammenfassen (vgl. auch Deller/Rall 1989, Rohmann 1987b, Sontheimer/Rohmann 1988, Timmermann 1988, 1989):

1. Ob das angestrebte Ziel eines verbesserten Grundwasserschutzes erreicht wird, kann noch nicht beurteilt werden. Die Ergebnisse der umfangreichen N_{\min} -Bodenuntersuchungen lassen noch keine Trendwende erkennen.
2. Die N_{\min} -Grenze von 45 kg/ha wirkt in erster Linie bei Landwirten, die in der Vergangenheit überdüngten. Generell wird die Befolgungsquote der SchALVO von Umweltministerien mit ca. 80 % als hoch eingeschätzt. In Einzelfällen zeigte auch ein Landwirt einen anderen als sich nicht ordnungsgemäß verhaltenden an (Interview Schnepf).
3. Im allgemeinen haben die Landwirte unter keinen Ertragsbußen durch Einhaltung des N_{\min} -Grenzwertes zu leiden, sondern nur unter Mehraufwendungen, so daß die pauschalen Ausgleichszahlungen von 310 DM/ha sich einkommensverbessernd auswirken¹¹⁸, womit sich auch einige Landwirte brüsten. Längerfristig könnten sich die Ausgleichszahlungen bei einer allmählichen

¹¹⁷ Nur die Frage der Einschränkung von Pflanzenbehandlungsmitteln hat noch einen ähnlich großen Stellenwert.

¹¹⁸ In einer Reihe von Einzelfällen gibt es auch den wesentlich höheren Einzelausgleich wie beim Spargelanbau oder beim Spätdüngung benötigten Backweizen.

Verringerung des durch vergangene Überdüngungen reichhaltigen N-Pools aber als angemessen erweisen.

4. Ein kontroverses Problem stellt lediglich die Gülleausbringung auf den anmoorigen Böden des Donaurieds dar, wo die Landwirtschaft zusätzliche Sonderregelungen durchzusetzen versucht.
5. Der Einsatz der nicht die Düngung betreffenden Bußgeldregelungen, z.B. bei verbotener Pflanzenschutzmittelverwendung wird gerade in Einzelfällen vorsichtig erprobt. Die für eine dreijährige Übergangsperiode verschobene Einführung eines Bußgeldes im Falle des Überschreitens von $90 \text{ kg/ha } N_{\min}$ hat gewisse Aussichten, doch noch übernommen zu werden. Während sich allerdings die Wasserwirtschaft qua Novellierung eine Verschärfung der SchALVO nach dieser Übergangsperiode erhofft, will sie die Landwirtschaft dann erneut grundsätzlich zur Disposition stellen. Die diesbezüglichen Äußerungen der Landesregierung sind zwiespältig.
6. Bis 1993 sollen etwa 25 % der Landesfläche als Wasserschutzgebiete ausgewiesen sein und schärfere WSG-Verordnungen erlassen werden, was dann erhöhte Ausgleichszahlungen nach sich zöge. Bisher wurde nur gut ein Drittel der ca. 170 Mio. DM Einnahmen aus dem Wasserpfennig für Ausgleichszahlungen an Landwirte verwendet.¹¹⁹
7. Der Vollzug der SchALVO ist bisher als eher dürftig einzuschätzen. Eine Reihe der zuständigen Landwirtschaftsämter unterminierte oder blockierte gar ihre umweltorientierte Implementation. In einem Fall wurde die überbetriebliche Spargeldüngung bei Bruchsal von einem Mitarbeiter der DVGW-Forschungsstelle unter Rückendeckung durch das Landwirtschaftsministerium mit Hilfe der LUFA Augustenbergl gegen den expliziten Willen des Leiters des örtlichen Landwirtschaftsamtes durchgesetzt.
8. Das MRLRF setzt auf die Kombinationswirkung von SchALVO und vermehrter landwirtschaftlicher Beratung und hat 1988 60 neue Stellen speziell für Berater in Wasserschutzgebieten geschaffen.

¹¹⁹ Ungefähr der gleiche Betrag kam Maßnahmen der Wasseraufbereitung zugute. Schließlich wurden jeweils 15 bis 20 DM für die Kontrolluntersuchungen und entsprechende Forschungsvorhaben verwendet.

9. Die Wasserbehörden spielen bei der Umsetzung der SchALVO bislang kaum eine Rolle. Das Umweltministerium hält sich ebenfalls eher bedeckt und ist weit mehr mit anderen Umweltproblemen beschäftigt.¹²⁰
10. Die Wasserversorgungsunternehmen taktieren aus bekannten Gründen des Images "Sauberes Wasser" meist zurückhaltend und vorsichtig. Manche beraten aber auch örtliche Landwirte.
11. Nachdem von Regierungsseite die Verabschiedung der SchALVO den Landwirten primär als Ausgleichszahlung für Grundwasserschutz verkauft wurde, beklagen diese sich vor allem über die WSG-Auflagen, ohne die erhaltenen Ausgleichszahlungen noch groß zu erwähnen. Dabei kann bisher noch kaum davon gesprochen werden, daß das mit der SchALVO anvisierte Prinzip "Geld nur gegen Leistung" schon zum Tragen gekommen ist, auch wenn dies für die Zukunft nicht ausgeschlossen werden sollte.

Grundsätzlich stehen die anderen Bundesländer in bezug auf Grundwasserschutz und Wasserschutzgebiete vor ähnlichen Problemen. Kein Land ist bestrebt, die notwendigen Ausgleichszahlungen aus dem Landeshaushalt zu finanzieren. Bei Ablehnung der landeseinheitlichen Pauschalregulierung nach dem Modell des Wasserpfennigs bleibt jedoch nur die Möglichkeit ortsspezifischer Vereinbarungen zwischen Wasserwirtschaft oder Wasserbehörden einerseits und Landwirtschaftsverbänden oder einzelnen Landwirten andererseits. Trotz der damit gegebenen Möglichkeiten größerer Flexibilität und Situationsangemessenheit, wie sie etwa die administrativen Planspiele in Bayern, Nordrhein-Westfalen oder Niedersachsen vorsehen, mehren sich in anderen Ländern auch die Bedenken über problematische Folgewirkungen solch dezentraler Vereinbarungen in bezug auf baldige ökologische Wirksamkeit, Verteilungsgerechtigkeit und Überwachung. Von daher wurde über die Vorzüge des baden-württembergischen Weges in den Länderministerien zwischenzeitlich etwas positiver nachgedacht. Letztendlich haben sich die übrigen Bundesländer aber doch für die dezentrale fallspezifische Regulierungsform entschieden (vgl Abschnitt 6.4.2).

¹²⁰ Hierbei mag es auch eine Rolle spielen, daß das MLRLF primär das Lob für die Umsetzung der agrarumweltpolitischen Maßnahmen einheimst, während das MU als Eintreiber des Wasserpfennigs vor allem Zielscheibe der Kritik von seiten der Wasserwirtschaft, aber auch der Landwirtschaft ist.

6.4.4 Der DVGW/LAWA Arbeitskreis "Nitrat"¹²¹

Wiederum relativ separat befaßten sich seit 1983 auf vorstaatlicher Ebene Vertreter des DVGW, der LAWА, der Landwirtschaft (DBV, DLG, VDLUFA) sowie des BMELF und BMI/BMU in einem Arbeitskreis "Nitrat" des DVGW/LAWA-Ausschusses "Wasserschutzgebiete" mit der Erarbeitung eines DVGW-Merkblatts W 104 zur Bodennutzung und Düngung in Einzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen zwecks Begrenzung der NitratAuswaschung ins Grundwasser. Das DVGW-Regelwerk hat den Status von nicht rechtsverbindlichen (technischen) Empfehlungen, auf die jedoch in entsprechenden Rechtsverordnungen und bei gerichtlichen Auseinandersetzungen Bezug genommen wird, wodurch ihnen mittelbar Rechtswirksamkeit zukommt. Der Grad der impliziten verhaltensnormierenden Verbindlichkeit ist naturgemäß für die Wasserversorgungsunternehmen als Mitglieder des DVGW höher als für andere gesellschaftliche Gruppen, wie die Landwirte, die die DVGW-Richtlinien primär als eine verbandsinterne Angelegenheit der Wasserwirtschaft einstufen.

Die im Jahre 1975 erschienenen Richtlinien W 101, W 102 und W 103 für Trinkwasserschutzgebiete (Schutz von Grundwasser, Trinkwassertalsperren und Seen), auf die sich Wasserschutzgebietsanordnungen im allgemeinen beziehen¹²², sehen fast keine ins Gewicht fallenden Beschränkungen für die Düngung vor: In Zone I (10 Meter um die Trinkwassergewinnungsanlage herum!) ist nur die organische Düngung verboten, in Zone II (50-Tage-Linie) lediglich unsachgemäße Mineraldüngung und organische Überdüngung.¹²³ Mit in Problemgebieten steigenden Nitratgehalten des Grundwassers, der anstehenden Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie und der augenscheinlich nicht durchsetzbaren Erlaubnispflichtigkeit der Düngung als unechte Gewässerbenutzung nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG wuchs für

¹²¹ Für Auskünfte über die Diskussionen in und die Bereitstellung von Sitzungsunterlagen des Arbeitskreises danke ich den Herren Brüne (LUFA Kassel), Flinspach (ZVLW Stuttgart), Hellkes (WVU Mönchenglödbach), Holtmeier (MURL, Düsseldorf), Latten (DBV, Bonn), Meiser (BGR, Hannover), Moeller (UBA, Berlin), Preller (DVGW, Eschborn), Rohmann (TU Karlsruhe), Schanz (Ministerium für Umwelt, Wiesbaden), Steffens (LUFA, Oldenburg), Strähle (WWA Kirchheim/Teck) und Vorreyer (BMU, Bonn).

¹²² Es besteht eine verbindliche Zusage der LAWА, bei Wasserschutzgebietsverordnungen diese DVGW-Richtlinien heranzuziehen.

¹²³ Dies belegt, daß die Wasserwirtschaft zum damaligen Zeitpunkt die Brisanz des Nitratproblems noch nicht erkannt hatte.

die öffentliche Trinkwasserversorgung der Druck, selbst Schritte zugunsten einer Begrenzung von mit hohen Nitratverlusten verbundenen landwirtschaftlichen Praktiken zu unternehmen, wollte sie sich nicht auf kostspielige wasserwirtschaftliche oder wassertechnische Reparaturmaßnahmen beschränken.

Ende 1982 kam es zu einer gemeinsam vom DVGW und DLG organisierten Tagung zum Thema: Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? (DLG 1983, DVGW 1984a). Im Gefolge dieser Tagung konzentrierten sich die Pläne eines Arbeitskreises "Nitrat" Anfang 1983 im Rahmen DVGW-interner Absprachen, um ein von Wasserwirtschaft und Landwirtschaft gemeinsam getragenes Merkblatt zu erarbeiten.¹²⁴ Ob die strategische Vorentscheidung, sich von Anfang an um eine gemeinsame Position zu bemühen und nicht, wie sonst üblich, zunächst innerhalb der Wasserwirtschaft die eigenen Vorstellungen zu entwickeln und sie anschließend in Abstimmungsgesprächen zu modifizieren, dem Sachziel besseren Grundwasserschutzes vor Nitratintrag diene, ist schwer abzuschätzen und wird kontrovers beurteilt. Der AK Nitrat wurde dem DVGW/LAWA-Ausschuß "Wasserschutzgebiete" zugeordnet¹²⁵, mit jeweils acht der Landwirtschafts- bzw. Wasserseite zugerechneten Vertretern¹²⁶ besetzt und tagte Anfang Oktober 1983 zum erstenmal.

In den folgenden Sitzungen in etwa halbjährlichem Abstand bis März 1986 entwickelte sich die kontroverse Diskussion nach dem Muster der Echternacher Springprozeßion: zwei vor, eins zurück. Letztlich blieben die kontroversen Ausgangspositionen trotz wechselseitiger Lernprozesse und Kompromisse im Detail im wesentlichen unverändert, lösten sich nur partiell aufgrund veränderter äußerer Rahmenbedingungen auf und führten dazu, daß der AK Nitrat in seiner paritätischen Besetzung bereits in den ersten Jahren ein-, zweimal kurz vor der Auflösung stand, daß seit März 1986 keine gemeinsame Sitzung mehr stattfand, daß beide Seiten 1988 getrennte Papiere verabschiedeten und publizierten (DVGW 1989, Gruppe Landwirtschaft 1988) und daß er bislang keine für

¹²⁴ Am 3.5.1982 war bereits ein Brief an den VDLUFA-Präsidenten Vetter mit entsprechenden Absichtserklärungen geschickt worden.

¹²⁵ Der Vorsitzende Meiser ist zugleich Obmann dieses seit den 60er Jahren bestehenden Ausschusses, der selbst dem DVGW-Hauptausschuß "Wassergewinnung" zugeordnet ist.

¹²⁶ Auf Wasserseite waren dies vier DVGW- und vier LAW-Vertreter.

die Nitratpolitik wesentlichen Impulse setzen konnte. Die unterschiedlichen Positionen betrafen insbesondere folgende Punkte:

1. Während die Wasserseite auf die satzungsgemäße Beschränkung eines DVGW-Arbeitskreises auf die Erarbeitung technischer Regeln insistierte, was der DVGW-Hauptausschuß "Wassergewinnung" bei seiner Konsultation im November 1984 eigens noch einmal bestätigte, war die Landwirtschaftsseite zu keinerlei inhaltlichen Zugeständnissen bereit, solange die Entschädigungsfrage nicht mit erörtert und zu ihren Gunsten behandelt wurde. Die diesbezüglichen Diskussionen um die Einbeziehung der Frage der Ausgleichszahlungen lähmte die Arbeit des AK Nitrat beträchtlich. Im November 1984 gelang den LAWA-Vertretern eine die Landwirtschaftsseite noch zufriedenstellende Kompromißformulierung.¹²⁷ Die Entschädigungsfrage schwelte jedoch weiter und verlor ihre Brisanz nur in dem Maße, wie die Durchsetzung eines entsprechenden Passus in der WHG-Novelle immer sicherer wurde.
2. Während die Wasserseite präventive Maßnahmen der Landbewirtschaftung zur Minimierung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten als vorrangige Thematik des AK Nitrat ansah, bemühten sich die Landwirtschaftsvertreter um eine thematische Ausweitung auf alle denkbaren Ursachen und Lösungsmöglichkeiten einer Trinkwasser-Nitratbelastung, die auch die Mitverantwortung und Maßnahmen der Wasserwirtschaft und eine Güterabwägung in bezug auf die Priorität von Trinkwassergewinnung oder Nahrungsmittelerzeugung einschloß, um so auch die Landwirtschaft aus der Rolle des Hauptverursachers zu lösen.
3. Ging es der Wasserwirtschaft um präventive Auflagen zur Vermeidung potentieller Nitratauswaschungen, so stellte die Landwirtschaft die Sanierung von Schadenfällen und deren genaue Untersuchung im Hinblick auf Verursacher und Lösungsmaßnahmen in den Vordergrund.
4. Drängten die Vertreter der Wasserseite auf administrativ praktikable und verbindliche Richtlinien, so betonten die Vertreter der Landwirtschaft die Standortvielfalt und den exemplarischen Modellcharakter der weitgehend von

¹²⁷ "Haben die in der Tabelle genannten Maßnahmen wesentliche Wirtschaftser-schwer-nisse für den betroffenen Landwirt zur Folge, sollen sie möglichst durch Vertrag angemessen ausgeglichen werden." (Protokollnotiz des DBV zur Sitzung vom 12./13.11.1984)

beiden Seiten akzeptierten Beurteilungskriterien, Klassenbildungen und Bewertungen in den erarbeiteten Tabellen. Es ist interessant festzuhalten, daß sich die Mitglieder des Arbeitskreises auf der Ebene konkreter Beurteilungen über verbotene Bewirtschaftungsweisen sehr viel eher einigen konnten, von wenigen Grenzfällen abgesehen, als auf der Metaebene von Gültigkeit, Reichweite und Zusatzbedingungen solcher Beurteilungen (vgl. Tabellen 6.8 und 6.9). Bereits Ende 1984 bestand weitgehender Konsens im Hinblick auf ein entsprechendes Bewertungsschema (vgl. Tabelle 6.10), nachdem zuvor (und auch später) Landwirtschafts- und Wasserseite vereinbarungsgemäß in getrennten Besprechungen ihre jeweiligen Vorstellungen zu Papier gebracht hatten.¹²⁸ Die Trennungslinie zwischen in Schutzzone II und III gleichermaßen noch erlaubten und bereits verbotenen Bewirtschaftungsformen verläuft relativ klar zwischen Getreide- und Hackfruchtanbau.

5. Umgekehrt wehrten sich die Vertreter der Landwirtschaft gegen die von der Wasserseite teils angestrebte Ausweitung der Erörterungen auf Fragen der Definition ordnungsgemäßer Landwirtschaft außerhalb von Wasserschutzgebieten oder der Überschußproduktion in der Landwirtschaft.
6. Schließlich beklagten besonders die Protagonisten beider Parteien die mangelnde Kooperationsbereitschaft der jeweils anderen Seite, wobei sie stillschweigend die Gültigkeit bestimmter, von der Gegenseite gerade nicht geteilter Prämissen produktiver Zusammenarbeit unterstellten. Die durch die kontroversen Diskussionsprozesse verstärkten Negativeinschätzungen von einzelnen Mitgliedern der jeweils anderen Seite¹²⁹ trugen außerdem dazu bei, daß das Engagement im und die Erwartungen an den Arbeitskreis seitens vieler Mitglieder eher sanken.¹³⁰

¹²⁸ Rohmann schlug vor der letzten "regulären" Sitzung des AK Nitrat Anfang 1986 dann allerdings ein völlig anderes Bewertungsraster vor - mit durchaus guten Argumenten -, das der von ihm für Baden-Württemberg entwickelten Konzeption nahekommt (Brief von Rohmann an Preller vom 24.1.1986).

¹²⁹ Für deren Folgen ist es unerheblich, wie weit diese Fremdbilder der Realität entsprechen.

¹³⁰ Entsprechend entwickelte sich Kritik an Protokollgestaltung und Verhandlungsleitung des Arbeitskreises.

Tabelle 6.8: Rahmen für Bodennutzung in Wasserschutzgebieten

Kulturart bzw. Nutzungsform	Schutzzone III bzw. Einzugsgebiet Standortgruppe			Schutzzone II Standortgruppe		
	a	b	c	a	b	c
	1. Wald (ohne geschlossene Erlenbestände)	+	+	+	+	+
2. Aufforstung	[+]	[+]	[+]	[+]	[+]	[+]
3. Dauergrünland einschließlich Grünlandneueinsaat und Wiedereinsaat	+	+	+	+	+	+
4. Getreide mit Zwischenfrucht	+	+	+	(+)	(+)	(+)
5. Getreide ohne Zwischenfrucht in der Fruchtfolge; Futtergräser, Handelsgewächse wie Raps, Tabak	+	+	(+)	(+)	(-)	-
6. Hackfrucht, z.B. Kartoffeln, Zuckerrüben	+	+	(+)	(+)	(-)	(-)
7. Mais, Futterrüben, Feldgemüse, Leguminosen (grün), Hopfen (reif geerntet), Hülsenfrüchte, Weinreben	(+)	(-)	(-)	(-)	-	-
8. Gemüseanbau	(+)	(-)	-	-	-	-
9. Kulturartenwechsel (Grünlandumbruch, Waldrodung)	(-)	-	-	-	-	-
10. Schrebergärten	(-)	-	-	-	-	-

Erläuterung der Symbole:

+ in der Regel tragbar

- in der Regel nicht tragbar

() Beurteilung abhängig vom Anteil der Nutzungsform (jährlich bzw. jahresdurchschnittlich) und der Gesamtackerfläche, von Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau und Untersaaten, Düngungskontrolle, örtlichen bodenkundlichen und hydrogeologischen Gegebenheiten

[] in Verbindung mit Grünland o.ä.

Anmerkung zu 8.: Die übrigen Sparten des Gartenbaus (Baumschulen, Friedhofsgartenbau, Obstbau und Zierpflanzenbau) zeichnen sich durch so unterschiedliche Verhältnisse aus, daß für diese nur im Einzelfall entschieden werden kann.

Erläuterung der Standortgruppen:

a = sehr großes bis großes Nitratrückhaltevermögen (günstig)

b = mittleres Nitratrückhaltevermögen

c = geringes bis sehr geringes Nitratrückhaltevermögen (ungünstig)

Tabelle 6.9: Rahmenschema für die Beschränkung von Bodennutzung und Düngung in einem Grundwasserschutzgebiet; Wirtschaftsdünger in DE/ha und Düngungszeitpunkt in Monaten

Kulturart bzw. Nutzungsform	Schutzzone III Standortgruppe			Schutzzone II Standortgruppe		
	a	b	c	a	b	c
1. Wald (ohne geschlossene Erlenbestände)	+	+	+	+	+	+
1.1 Aufforstung	+	+	+	+	+	+
1.2 Baumobst mit Graseinsaat	+	+	+	+	+	+
2. Dauergrünland	+	+	+	+	+	+
- Wirtschaftsdüngermenge	3,0-1,5	3,0-1,5	2,5-1,3	3,0-1,5	2,5-1,3	2,5-1,0
- Ausbringungszeitraum	2-9,10	2-9,10	2-9,10	2-9,10	2-9,10	2-9,10
2.1 Grünlandneuansaat	+	+	+	+	+	+
- Wirtschaftsdüngermenge	2,5-1,5	2,5-1,5	2,5-1,3	2,5-1,5	2,5-1,3	2,5-1
- Ausbringungszeitraum	2-9	2-9	2,3-8,9	2-9	2,3-8,9	2,3-8,9
2.2 Grünlandwiederansaat	+	+	+	+	+	+
- Wirtschaftsdüngermenge	2,5-1,5	2,5-1,3	2-1	2,5-1,5	2,5-1	2-1
- Ausbringungszeitraum	2-9	2,3-8,9	2,3-8,9	2,3-8,9	2,3-8,9	2,3-8,9
3. Getreide mit Zwischenfrucht	+	+	+	+	+	+
- Wirtschaftsdüngermenge	2,5-1,5	2,5-1,3	2,5-1	2,5-1	2,5-1	2-1
- Ausbringungszeitraum						
- Getreide	1,2-5	1,2-4,5	2-4,5	1,2-4,5	2-4,5	2-4,5
- Zwischenfrucht	7-8,9	7-8,9	7-8,9	7-8,9	7-8,9	7-8,9
4 a Mais, Hackfrucht, Leguminosen, Weinreben, Hopfen	()	()	()	()	()	()
- Wirtschaftsdüngermenge	2,0-1,5	2-0,5	2-0	2-0	2-0	1,7-0
- Ausbringungszeitraum	2-5,6	3-5,6	3-5,6	2-5,6	3-5	3-5
4 b Getreide ohne Zwischenfrucht, Futtergräser, Raps, Tabak	()	()	()	()	()	()
- Wirtschaftsdüngermenge	2-1	2-0,5	2-0	2-0	2-0	1,7-0
- Ausbringungszeitraum	1-4,5	2-4,5	2-4,5	2-4,5	2-4,5	2-4,5
- Herbsdüngung Raps, Futtergräser (<1/3 Wirtschaftsdüngermenge)	7-8,9	7-8,9	7-8,9	7-8,9	7-8,9	7-8,9
4 c Gemüseanbau, stark zehrend und tiefwurzelnd	()	()	()	()	()	()
5. Gemüseanbau, schwach zehrend und flach wurzelnd	()	()	()	()	()	()
6. Kulturartenwechsel (Grünlandumbbruch, Waldrodung)	-	-	-	-	-	-

Ausbringungszeitraum (Monate):

1 = Januar; 12 = Dezember

Kulturart bzw. Nutzungsform:

+ = geringe Gefahr für Nitratreintrag (erlaubt);

- = große Gefahr für Nitratreintrag (nicht erlaubt);

(+) (-) = Beurteilung unsicher;

() = Beurteilung je nach Anteil bestimmter Nutzungsformen und Bewirtschaftungsbedingungen

Standortgruppe (Klassifizierung speziell hinsichtlich Nitratrückhaltevermögen):

a = günstig; b = mittel; c = ungünstig

Quelle: Gruppe Landwirtschaft 1988.

Tabelle 6.10: Bodennutzung und Düngung in Einzugsgebieten von Gewinnungsanlagen zur Trinkwasserversorgung (Stand: Dez. 1984)

Beurteilung nach dem Kenntnisstand Über die derzeitige Bewirtschaftungs- situation % Angaben unter 3. bis 6. bezogen auf die Ackerfläche in der jeweiligen Zone	Wasserschutzgebietszonen					
	II			III		
	Standortgruppen					
	a	b	c	a	b	c
1. Wald (ohne geschlossene Erlenbestände)	+	+	+	+	+	+
2. Dauergrünland (Grünlandverbesserung ohne Neuansaat)	+	+	+	+	+	+
3. Acker mit hohem Getreideanteil (>80 %) und viel Zwischenfrucht (<40 %)	+	+	(+)	+	+	+
4. Acker mit hohem Getreideanteil (>80 %) aber wenig Zwischenfrucht (<40 %)	+	(+)	(-)	+	+	(+)
5. Acker mit 25 bis 50 % Hackfrucht, Leguminosen oder Feldgemüse (<25 %)	+	(+)	-	+	(+)	(+)
6. Acker mit >50 % Hackfrucht, Feldgemüse, Weinreben oder Leguminosen	(-)	-	-	+	(-)	-
7. Gärtnerischer Gemüsebau, Schrebergärten	-	-	-	(-)	-	-
8. Kulturartenwechsel:						
a) Dauergrünlandumbruch	-	-	-	(-)	-	-
b) Waldrodung	-	-	-	-	-	-
c) Aufforstung	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)
d) Dauergrünlandansaat	+	+	+	+	+	+

Betragt der Wald- und Grünflächenanteil > 50 %, dann kann nach örtlicher Prüfung von diesen Auflagen abgewichen werden.

Anmerkungen:
 Zu 3. und 4.: Dem Getreide zuzuordnen sind Futtergräser als Hauptfrüchte sowie die Handelsgewächse Raps, Hopfen, Tabak.
 Zu 5. und 6.: Zu den Hackfrüchten zählen Kartoffeln, Zucker- und Futterrüben, Mais u.a. zu den Leguminosen grün und reif geerntete Hülsenfrüchte.

Standortgruppen:
 a = ergiebig, b = mittel; c = ungünstig

Bodennutzung:
 + = unproblematisch
 (+) = unter besonderer Beachtung der N-Mobilisierung
 - = in der Regel nicht tragbar
 (-) = unter besonderen Voraussetzungen im Einzelfall möglich

Quelle: AK Nitrat, interne Unterlage 1984.

Die hier vorgenommenen und von seinen Mitgliedern auch so perzipierte Zweiteilung und Polarisierung des AK Nitrat stellt eine gewisse Überzeichnung dar. Zum einen sind gruppeninterne Differenzierungen zu beachten, zum anderen spielten dieser Konfliktachse nicht zuzuordnende Gesichtspunkte ebenfalls eine Rolle.

Auf der Landwirtschaftsseite dominierten die teils mehr als Agrarlobbyisten agierenden Latten und Vetter in der Diskussion, während die übrigen teils mehr wissenschaftsorientierten Vertreter weniger auf Interessenvertretung abstellten, dafür jedoch auch Kritik von Agrarfunktionären zu hören bekamen.¹³¹

Auf der Wasserseite zeigten sich die LAWA-Vertreter gegenüber der Landwirtschaft konzessionsbereiter, zumal sie überwiegend aus Landwirtschaftsministerien stammten. Als Vorsitzender des Arbeitskreises war auch Meiser um Ausgleich bemüht. Daneben verfolgten die Vertreter aus Baden-Württemberg im Zuge der dortigen Entwicklung um den Wasserpfennig zunehmend ihre eigene, mit den AK-vorschlägen nicht mehr ohne weiteres kompatible Konzeption.

Während im AK Nitrat bei zahlenmäßiger Dominanz mehr wissenschaftsorientierter Mitglieder die Bereitschaft zu und das Interesse an sachlich differenzierten Regelungskonzepten (vgl. Tabellen 6.8 bis 6.10) zum Tragen kamen, verwies bereits der übergeordnete DVGW/LAWA-Ausschuß "Wasserschutzgebiete" Anfang 1985 das ihm vorgelegte Papier an den AK Nitrat zur Vereinfachung zurück, da das Konzept in der vorliegenden Form in der Verwaltungspraxis nicht umsetzbar sei. Parallel erreichten Stellungnahmen und Verbesserungsvorschläge von informierten und konsultierten Stellen den AK Nitrat. Die Auseinandersetzung zwischen administrativer Praktikabilität versus wissenschaftlicher Exaktheit überlagerte somit diejenige zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft.

Nachdem eine Reihe weiterer Bemühungen des Vorsitzenden Meiser erfolglos blieb, doch noch einen Minimalkonsens des AK Nitrat zu erreichen, veröffentlichte die Gruppe Landwirtschaft auf Betreiben ihrer Protagonisten ohne Rücksprache ihr Positionspapier und verteilte es an die entsprechenden Ministerien. Politische Resonanz wurde ihm jedoch nicht zuteil. Das Positionspapier

¹³¹ Schließlich ist auch Lübke als Vertreter des BMELF nicht einfach der Landwirtschaftsseite zuzurechnen. Seine Mitautorschaft in der Schlußveröffentlichung der Gruppe Landwirtschaft erhielt er ohne jede Rückfrage.

der Gruppe Wasserwirtschaft durchlief dann den üblichen Absegnungsprozeß in den übergeordneten DVGW-Gremien, und auch die LAWA stimmte ihm nach Vornahme einiger Änderungen zu, so daß die W 104-Richtlinie "Bodennutzung und Düngung" voraussichtlich Ende 1989 als Gelbdruck voröfentlich werden wird. Der Richtlinienentwurf weist eine zwischen den relativ schematischen Anforderungen vergleichbarer Länderkataloge und den besonders standortorientierten und sich meist aufs Beispielhafte beschränkenden Anforderungen der Landwirtschaftsvertreter liegende mittlere Standortspezifität auf und wird von Landesbehörden durchaus bereits informell zu Rate gezogen. So bestehen immer noch gewisse Aussichten, daß er in der Zukunft in der Praxis im üblichen Rahmen genutzt wird, so daß es sich bei der Arbeit des AK Nitrat nicht nur um eine vergebliche Liebesmüh gehandelt haben muß. Im Hinblick auf seine weiterreichende agrarumweltpolitische Intention zu einer auch von seiten der Landwirtschaft akzeptierten und damit auch praktisch wirksameren Richtlinie W 104 zu gelangen, verspielte der AK Nitrat voraussichtlich seine Chance, die Entwicklung nitratpolitischer Maßnahmen maßgeblich zu beeinflussen; da sich trotz einer gewissen Kompromißbereitschaft beider Seiten¹³² die Verabschiedung eines gemeinsamen Schlußpapiers wieder und wieder hinauszögerte und schließlich verfehlt wurde, währenddessen sich vor allem die Länder in der Zwischenzeit zusehends auf eigene einfachere Modelle für Wasserschutzgebietsverordnungen festlegten. Ein Hauptgrund für den weitgehenden Mißerfolg des AK Nitrat dürfte dabei in der Art und Weise der permanenten (impliziten) Vermischung von wissenschaftlicher Sachdebatte und politischer Interessenvertretung gelegen haben, ohne daß dem Sachverhalt der unvermeidbaren Präsenz von wissenschaftlicher und politischer Dimension in der Organisation und Moderation des Diskussionsprozesses angemessen Rechnung getragen wurde.

6.4.5 Gülleverordnung und Gülleerlaß

Sonderkulturen und intensive Tierhaltung stellen cum grano salis die Hauptbereiche der Agrarproduktion dar, die zur erhöhten Nitratbelastung des Grundwassers beitragen. Dabei haben die Umstellung besonders der flächenunabhängigen Tierproduktion auf die Güllewirtschaft aus Gründen betriebswirtschaftlicher

¹³² Von seiten der Landwirtschaft aufgrund zu erwartender Ausgleichszahlungen, von Seiten der Wasserwirtschaft, um einen zumindest partiell verbesserten Grundwasserschutz zu erreichen.

Rationalisierung¹³³, die Aufstockung und regionale Konzentration im Bereich der Viehhaltung und die damit einhergehende Ausweitung des Maisanbaus zur Entstehung und Verschärfung des Nitratproblems beigetragen, wobei die Agrarpolitik (auf EG-, Bundes- und Landesebene) diese Entwicklungen noch unterstützte. Agroindustrielle Tierproduktion und harter Verdrängungswettbewerb wirken aufgrund lokaler Machtverhältnisse bzw. prekärer Einkommenslagen der Kleinbauern einer umweltfreundlichen, aber kostenträchtigen Güllebeseitigung zusätzlich entgegen. Im Gegensatz zur mineralischen Düngung besteht insbesondere bei Gülleüberschüßbetrieben kein ökonomisches Eigeninteresse des Landwirts an effizientem und damit grundwasserschonendem Düngereinsatz: Gülleüberschüsse stellen für ihn Abfälle dar, derer er sich möglichst kostengünstig entledigen möchte.

Die Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sind vom Gülleproblem besonders betroffen, nicht zuletzt weil die Transportkosten für billige Importfuttermittel niedriger und Betriebsgrößenentwicklung und Spezialisierung traditionell fortgeschrittener als im süddeutschen Raum sind. Diese Länder haben denn auch die Gülleausbringung durch eine Flüssigmistrichtlinie (Schleswig-Holstein 1983), einen Gülleerlaß (Niedersachsen 1983) bzw. eine Gülleverordnung (Nordrhein-Westfalen 1984) zu regulieren versucht¹³⁴. Rechtliche Grundlage dieser Regulierungen ist insbesondere § 15 AbfG, der für eine das übliche Maß der landwirtschaftlichen Düngung überschreitende Ausbringung von Jauche, Gülle oder Stallmist behördliche Beschränkungen und Verbote zuläßt, d.h. insofern diese als Abfallbeseitigung und nicht nur als Düngung zu betrachten ist.¹³⁵ Zusätzlich bieten das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) und das Bewertungsgesetz (BEWVG) die Möglichkeit, bei genehmigungsbedürftigen gewerblichen Tierhaltungsbetrieben einen besseren Informationsstand zu gewinnen und Auflagen durchzusetzen.

¹³³ Dies Aussage gilt entgegen landläufiger Auffassung nur insoweit, als die Güllewirtschaft im Vergleich zur Flüssigmisttechnik umweltrelevante Beseitigungskosten weit mehr externalisiert.

¹³⁴ 1989 hatten auch Bremen und Schleswig-Holstein eine Gülleverordnung erlassen, und 1990 ersetzte Niedersachsen seinen Gülleerlaß gleichfalls durch eine Gülleverordnung.

¹³⁵ Die Länder hatten 1971 bei der Beratung des AbfG den zusätzlichen Verweis auf das übliche Maß der landwirtschaftlichen Düngung eingeschleust (Peinemann 1975), der für die Möglichkeiten effektiver Nitratpolitik gravierende Folgen hatte.

Bereits zwischen 1973 und 1979 wurde der Erlaß einer bundeseinheitlichen Gülleverordnung diskutiert und vorbereitet, jedoch 1979 aufgrund des Widerstands der Länder endgültig zurückgezogen, die auf zu unterschiedliche Verhältnisse in den einzelnen Ländern hinwiesen. Allerdings hatte der Referentenentwurf des BMI insofern Folgen, als in ihm gemäß vergleichsweise hoher Düngeempfehlungen Mitte der 70er Jahre recht großzügige mengenmäßige und zeitliche Aufbringungsbeschränkungen für Gülle vorgesehen waren, die von Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen praktisch unverändert übernommen wurden. Zwar tendieren seit Anfang der 80er Jahre die Ansichten der Wissenschaft und die Düngeempfehlungen der landwirtschaftlichen Beratung in bezug auf bedarfsgerechte und grundwasserschonende Düngung zu niedrigeren Werten, doch konnten die Referenten der Länderministerien noch nicht auf das SRU-Gutachten als Argumentationshilfe zurückgreifen.

Erst die 2. Novelle des AbfG von 1982 gestattete den Ländern den Erlaß eigener Gülleverordnungen, und erst die 3. Novelle von 1986 schloß die Lücke, Verstöße gegen eine Gülleverordnung auch als Ordnungswidrigkeit mit Bußgeldern ahnden zu können. Dementsprechend sind z.B. die Abschwächung der Gülleverordnung von Nordrhein-Westfalen gegenüber dem entsprechenden Entwurf von 1983 und der "weiche" Vollzug der Gülleregulierungen nicht nur auf den direkten Einfluß landwirtschaftlicher Interessen qua institutionalisierter Mitsprache der Landwirtschaftskammern - im Gegensatz zu der Wasserversorgung -, sondern auch auf diesbezügliche rechtliche Vorgaben bzw. Lücken zurückzuführen (Conrad/Teherani-Krönner 1989).

Schleswig-Holstein hatte bereits 1973 eine Richtlinie zum Arbeiten mit Flüssigmist an die Ordnungsbehörden und Aufsichtsämter erlassen (Amtsblatt für Schleswig-Holstein 1973: 524 ff.), die 1983 durch die Flüssigmistrichtlinie ersetzt wurde (Amtsblatt für Schleswig-Holstein 1983: 433 ff.), wobei auf AbfG, WHG und BImSchG Bezug genommen wurde. Diese verwaltungsinternen Richtlinien zielten auf eine umweltverträglichere Gülleausbringung durch Begrenzung der Tierzahl pro Fläche, durch Gülleaufbereitung, durch pflanzenbedarfsgerechte Gülleausbringung, durch Güllelagerung, durch Geruchsminderung und durch anbauspezifische Differenzierungen ab, möglichst ohne die landwirtschaftliche

Produktion stärker einzuschränken.¹³⁶ In der landwirtschaftlichen Praxis war der Einfluß der Flüssigmistrichtlinie gering. Möglicherweise hatte sie gelegentlich Auswirkungen auf die einzelbetriebliche Förderung, speziell beim Bau von Güllespeicheranlagen und auf Genehmigungen von landwirtschaftlichen Gewerbebetrieben nach BImSchG. Auch im Falle von entsprechenden gerichtlichen Auseinandersetzungen wäre ihr voraussichtlich eine Rolle zugekommen; diese gab es jedoch nicht.

Da sich die Nitratkonzentration im Grundwasser auch in Schleswig-Holstein im letzten Jahrzehnt eher erhöht hat, wurde 1987 allgemein mit dem Erlaß einer Gülleverordnung gerechnet, wobei die Vorbereitungen im MELF allerdings noch nicht weit gediehen waren. Nach dem parteipolitischen Wechsel der Landesregierung legte diese dann in 1989 den Entwurf für eine Gülleverordnung vor, die im Juni im Parlament verabschiedet wurde, am 1.8.1989 in Kraft trat und sich durch die Mengengrenzung auf 2 Dungeinheiten (DE)/ha ab 1991 auszeichnet (1 DE 80 kg N).

Auch der niedersächsische Gülleerlaß (Niedersächsisches Ministerialblatt 1983: 437) besaß in der Praxis keine Rechtsverbindlichkeit für den einzelnen Landwirt. Er sah eine Begrenzung auf maximal 3 DE/ha und im Winter ein Ausbringungsverbot von November bis Februar für Gülle und Geflügelkot vor. Die örtlichen Vollzugsbehörden auf Kreisebene hatten auf der Grundlage des Gülleerlasses Einzelbescheide an jeden betroffenen Landwirt zu richten, unter Umständen noch nach Schlägen differierend. Sanktionen konnten erst in einem zweiten Bescheid bei Nachweis der Nichteinhaltung des ersten angedroht werden. Da die lokalen Abfallbehörden für den Erlaß einer Unzahl von Einzelbescheiden, geschweige denn für eine entsprechende Überwachung personell in keiner Weise ausgestattet sind, behelfen sie sich bislang mit Bescheiden in gravierenden Einzelfällen¹³⁷, mit großzügigen (generalisierten) Ausnahmegenehmigungen oder

¹³⁶ Zu Details der Flüssigmistrichtlinie und Unterschiede zur ersten Richtlinie von 1973 vgl. Hünemann 1987b.

¹³⁷ Dabei sah sich das MELF 1983 und 1985 zu weiteren erläuternden Runderlassen genötigt, weil es zu örtlich stark divergierenden und auch rechtlich unzulässigen, das WHG in Anspruch nehmenden Handhabungen des Gülleerlasses kam.

auch einem rechtlich nicht haltbaren Runderlaß.¹³⁸ Gestützt durch Äußerungen des niedersächsischen MELF für einen zurückhaltenden Vollzug innerhalb einer Übergangsfrist von drei Jahren und durch den zunehmenden Bau von Güllelagerbehältern, der von der Landesregierung zwischen 1982 und 1985 mit insgesamt 65 Mio. DM bezuschußt wurde¹³⁹, sahen die Vollzugsbehörden im allgemeinen erst recht keinen Anlaß für eine forcierten Ausstellung von Einzelbescheiden, ihrer restriktiven, z.B. weniger als 3 DE zulassenden Formulierung oder der extensiven Kontrolle ihrer Einhaltung¹⁴⁰ (Eisenbart 1988) wegen. Parallel dazu liefen verstärkte Anstrengungen der landwirtschaftlichen Beratung, die Landwirte zu überzeugen, daß Gülle bei entsprechender Ausbringung durchaus ein hochwertiger Dünger sei und damit zugleich Umweltschutz betrieben werde. Insgesamt beruhen für den Grundwasserschutz positive Auswirkungen des niedersächsischen Gülleerlasses im wesentlichen auf dem durch staatliche Anreize forcierten Bau von Güllespeicherbehältern, während weitere direkte verhaltensändernde Effekte wie die gleichmäßigere Verteilung der Gülle zwar an Beispielen demonstriert, aber empirisch nicht gesichert nachgewiesen werden können.¹⁴¹ So mehrten sich auch in Niedersachsen die Stimmen, besonders von seiten der Vollzugsbehörden, eine Gülleverordnung zu erlassen. Der Entscheidungsprozeß in der Landesregierung währte allerdings Jahre und fiel je nach politische Stimmungslage und Ministerpräferenz¹⁴² positiv oder negativ aus. Erst im Mai 1989 fiel die endgültig-

¹³⁸ Aufgrund der Klage eines betroffenen Landwirts stellte das Gericht klar, daß die örtliche Behörde nicht einer Verordnung gleichkommende Generalbescheide verfügen kann, die nur dem Ministerium zustehen, das gerade darauf verzichtet hatte.

¹³⁹ Der verzögerte Ansturm der Landwirte auf die Zuschüsse führte zu deren Aufstockung in 1985. Ab 1986 wurde die direkte Bezuschussung jedoch eingestellt.

¹⁴⁰ In Einzelfällen versuchten zuständige Beamte auch eine härtere Gangart, um dann von der Bezirksregierung zurückgepfiffen zu werden (vgl. Teherani-Krönner 1989a), oder bemühten sich um die Erstellung eines Güllekatasters, um den erforderlichen Landnachweis der Güllebetriebe besser kontrollieren und Doppelverpachtungen erkennen zu können.

¹⁴¹ Wie souverän sich gerade auch agroindustrielle Tierhaltungsbetriebe über staatliche Auflagen hinwegsetzen (können), schildern eindringlich Kleinschmidt/Eimler 1984.

¹⁴² So hatte der Positionswechsel des jetzigen Landwirtschaftsministers mit persönlichen Erfahrungen im verwandtschaftlichen Umkreis einerseits und mit Pressionen des Landvolkes andererseits zu tun. Der frühere Landwirtschaftsminister Glup akzeptierte hingegen den Gülleerlaß allenfalls unter symbolpolitischen Aspekten.

ge Entscheidung für den Erlaß einer Gülleverordnung im niedersächsischen Rumpfkabinett. Dabei spielten auch gegensätzliche Normierungsvorstellungen und kontroverse Rechtsauffassungen zwischen dem Landwirtschaftsministerium und dem 1986 entstandenen Umweltministerium eine bedeutsame Rolle, da ersteres letzterem das Recht bestritten, die landwirtschaftliche Düngung betreffende Rechtsnormen zu setzen, da nach § 15 Abs. 2 AbfG nur das übliche Maß der landwirtschaftlichen Düngung überschreitende "Übergülle" regulierungsfähig sei und dann aber der Entsorgungspflicht der Gemeinden anheimfiele. Außerdem wurde mit dem Hinweis auf die Düngemittelgesetznovelle des Bundes eine Landes-GVO als überflüssig betrachtet. Im Rahmen von agrarpolitischen Landesprogrammen wird der Bau von Güllebehältern weiterhin gefördert, und die Landesregierung beteiligt sich auch mit ca. 100 Mio. DM an der Sanierung des Dümmersees. Im übrigen war das Landwirtschaftsministerium aber nicht agrarumweltpolitisch aktiv.

Die nordrhein-westfälische Gülleverordnung (Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen 1984: 210 f.) zeichnet sich als bis Ende 1988 einzige umweltbezogene flächendeckende Verordnung durch ihre Rechtsverbindlichkeit für den einzelnen Landwirt aus. Der Prozeß der Programmformulierung und Implementation ist ausführlich in Teherani-Krönner 1985 und 1987 dargestellt. Festgehalten werden sollen hier deshalb nur folgende Punkte:

1. Hintergrund der Gülleverordnung war das Vollzugsdefizit im Wasserrecht, das den Notnagel des Abfallrechts (Conrad/Gitschel 1988) zur Regulierung des Gülleproblems attraktiv machte.
2. Während die Regulierung der Gülleaufbringung als eine emissionsbezogene Maßnahme aus der Sicht der Landwirtschaft als Einschränkung der bisherigen Handlungsfreiheit und Dispositionssphäre der Landwirte auf Kritik stieß, fielen die festgelegten Normen selbst zugunsten der Tierhaltungsbetriebe aus. Die Wasserwirtschaft kam mit ihren Vorstellungen sehr viel weniger zum Zuge.
3. Weiterhin wurden durch Ausnahmeregelungen Erleichterungen für Landwirte in der Einhaltung der zeitlichen Aufbringungsbegrenzung geschaffen. Die Gülleverordnung ist somit gekennzeichnet durch "kompromißhafte Normen" aus der

Phase der Programmformulierung und einen "weichen Vollzug" in der Implementationsphase, insbesondere da in der verabschiedeten Fassung der Güllerverordnung keine Bußgeldvorschriften enthalten sind, deren Fehlen von den Vollzugsbehörden entsprechend bemängelt wurde und die in der ursprünglich vorgesehenen, inzwischen aber nicht mehr weiter verfolgten Novellierung der Güllerverordnung eingefügt werden sollen.

4. Gravierender ist das auch im Datenschutz begründete Informationsdefizit der Abfallbehörden auf einzelbetrieblicher Ebene über Neubauanträge hinaus. Auch weiterhin bleibt der Erfolg des Vollzugs regulativer Politik im Bereich der Güllewirtschaft abhängig von der Bereitschaft der Landwirte zur Zusammenarbeit mit den Vollzugsbehörden. Hierzu beigetragen hat die Beratungs- und Informationstätigkeit der Landwirtschaftskammern.
5. Trotz des fehlenden Vollzugsinstrumentariums zur Ahndung von Verstößen ist es bemerkenswert, daß bereits im ersten Jahr (1985/1986) des Inkrafttretens der GVO im vollen Umfang das Aufbringungsverbot in den Wintermonaten - von Ausnahmen abgesehen - befolgt worden ist. Bezogen auf die Einhaltung der mengenmäßigen Norm hingegen haben die Vollzugsbehörden noch keine Kontrollen durchgeführt. Der unterschiedliche Vollzug der zeitlichen und mengenmäßigen Normen der Güllerverordnung kommt in Tabelle 6.11 zum Ausdruck.

Tabelle 6.11: Zeit- und Mengenregulierung von Gülleausbringung in der Güllerverordnung

Regulierungsbereiche	Normadressat	Ausnahmen	Durchführungsvorschriften	Vollzugsstrategien	Finanzielle Unterstützung	Vollzugserfolge
ZEIT	alle Tierhaltungsbetriebe	bewilligt	differenziert	offensiv	Bau von Güllebehältern	überwiegend
MENGE	Gülleüberschußbetriebe	de facto geduldet		defensiv		nicht überprüft

Quelle: eigene Zusammenstellung, Teherani-Krönner 1987.

6. Seit Verabschiedung der Gülleverordnung hat es in Nordrhein-Westfalen eine Verlagerung der das Gülleproblem betreffenden agrarumweltpolitischen Aktivitäten des MURL gegeben, die auf eine bessere Nutzung des wasserrechtlichen und immissionsschutzrechtlichen Instrumentariums hinauslaufen (vermehrte Ausweisung von Wasserschutzgebieten, härtere Auflagen bei der Genehmigung von Anlagen). Dies brachte für die Vollzugsbehörden die Problematik uneinheitlicher Auflagen für landwirtschaftliche Betriebe mit sich. Die Landwirtschaft wandelte sich angesichts dieser Entwicklung in der Tendenz vom Kritiker zum Verteidiger der Gülleverordnung, deren schwächere abfallrechtliche Regelungen bei gleichzeitigem Gewinn an Rechtssicherheit sie verständlicherweise bevorzugt.
7. Inzwischen spielt die Gülleverordnung eher eine nachrangige Rolle, nachdem das MURL 1989 ein wasserwirtschaftliches Beurteilungsblatt im Rahmen von Genehmigungsverfahren gemäß § 10 BImSchG über einen Runderlaß für die Güllewirtschaft verbindlich gemacht hat, die Notwendigkeit eines Antrags auf Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis im Sinne von § 7 Abs. 1, § 2 Abs. 1 und § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG im Rahmen von Baugenehmigungsverfahren angeordnet hat, lenkend und fördernd die Einrichtung einer Güllebörse im Kreis Coesfeld für den überbetrieblichen Gülleausgleich als Modellvorhaben begleitet und schließlich ein Kooperationsmodell zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft mitbewirkt hat. Die Umsetzung dieser Maßnahmen vor Ort dürfte sicher noch auf einige Schwierigkeiten stoßen. Jedoch glaubt das MURL, auf Landesebene nunmehr weitgehend das Seine zur Regulierung des Gülleproblems getan zu haben.¹⁴³ Überschreitungen des Nitratgrenzwerts finden sich in Nordrhein-Westfalen auch überwiegend in Privatbrunnen.

Bei allen Unterschieden im Detail und der sich herausbildenden Präferenz für eine rechtsverbindliche Gülleverordnung¹⁴⁴ sind sowohl Problemlagen als auch Lösungsansätze in den drei betrachteten Bundesländern grundsätzlich vergleichbar. Die administrativen Maßnahmen ruhen auf drei Säulen: moral suasion in Form intensiverer landwirtschaftlicher Beratung, mehr oder weniger rechtsver-

¹⁴³ Eine ursprünglich beabsichtigte Novellierung der GVO einschließlich ihrer Bußgeldbewehrung ist derzeit nicht mehr vorgesehen.

¹⁴⁴ Zum näheren Vergleich von Gülleverordnung und Gülleerlaß vgl. Teherani-Krönner 1987.

bindliche zeitliche und mengenmäßige Ausbringungsbeschränkungen und finanzielle Anreize zum Bau von Güllelagerkapazität. Die südlichen Bundesländer haben bislang zwar den Erlaß einer Gülleverordnung abgelehnt, gehen aber sonst ähnlich vor. So haben die Subventionen beim Bau von Güllespeichern in Bayern von 1984 bis 1986 ebenfalls immerhin 110 Mio. DM betragen. Gülletransport, Güllebanken und Gülleaufbereitung sind, im Vergleich zu den Niederlanden, noch relativ wenig entwickelt und sind bislang, aber voraussichtlich auch in Zukunft im allgemeinen ökonomisch wenig attraktiv (vgl. Finck/Haase 1987). Allerdings sind diesbezügliche Anstrengungen in beträchtlichem Ausmaß weiterhin zu verzeichnen (vgl. Kempkens 1989) und wird sogar die Entstickung von Kraftwerken mit Gülle erprobt (vgl. Frankfurter Rundschau vom 10.6.1989).

Die auf dem AbfG beruhenden Gülleregulierungen weisen eine Reihe von Schwachstellen auf, z.B. zu hohe Mengenwerte von 3 DE/ha, fehlende Einbeziehung von Jauche bzw. Gülle-Jauche-Gemischen, mangelnde Sanktionsmöglichkeiten, Nichtberücksichtigung von mineralischer Düngung und Klärschlamm und für die Nitrat- auswaschung zu knapp und zeitlich falsch bemessene Perioden des Ausbringungsverbots. Auf der Implementationsseite ist ein mehr oder weniger ausgeprägtes Vollzugs- und Überwachungsdefizit zu konstatieren. Die Möglichkeiten kostengünstiger gemeinschaftlicher lokaler Güllespeicherung und besser organisierter regionaler Gülleverteilung wurden wenig betrachtet und finanziell nicht gefördert, von wenigen Gegenbeispielen in der jüngsten Vergangenheit wie der Güllebörse in Coesfeld abgesehen. Aufgrund der in weiten Bereichen großen Denitrifikationskapazität der mächtigen Böden der norddeutschen Tiefebene sind weniger die öffentliche Wasserversorgung als die in den dortigen ländlichen Gebieten noch häufigen flachgründigen Privatbrunnen die Hauptbetroffenen hoher Trinkwasser-Nitratbelastungen.¹⁴⁵ Bei den Bargainingprozessen um die Formulierung und Umsetzung der Gülleregulierungen gelang der Landwirtschaft eine weitgehende Berücksichtigung ihrer Interessen.¹⁴⁶

¹⁴⁵ Ohne diese geologischen Bedingungen führt die Güllewirtschaft zu sehr viel höheren Nitratkonzentrationen auch im Bereich der öffentlichen Trinkwasserversorgung bis zur Konsequenz der Brunnenschließung, wie einige Beispiele, etwa Mussum, Minden-Lübbecke, Mönchengladbach, Northeim, belegen.

¹⁴⁶ Dabei dürfte auch die Konkurrenzsituation in der Agrarproduktion zwischen den Bundesländern eine gewisse Rolle bei der Festlegung umweltbezogener Normen spielen. Bestandsobergrenzen sind denn auch in der Vergangenheit in keinem Land ernsthaft in Erwägung gezogen worden.

Im Anhang 11.3 sind die bisher vorliegenden bzw. geplanten Güllerverordnungen nochmals in einem synoptischen Vergleich zusammengestellt.

Während die kurzfristigen Effekte der Gülleregulierungen für den Grundwasserschutz eher skeptisch beurteilt werden müssen¹⁴⁷, weisen ihre mittelfristigen und indirekten Auswirkungen durchaus positive Aspekte auf:

1. Gülleregulierung und Förderprogramme haben zum starken Ausbau der Güllespeicheranlagen geführt.
2. Bewußtere Gülleredung reduziert in Maßen den Mineraldüngereinsatz.
3. Die Gülleregulierungen haben die Entwicklung entsprechender Landmaschinen und Verteilungsgeräte angeregt.
4. Die Rechtssicherheit der Landwirte ist gestiegen. Bei verordnungsgemäßem Verhalten sind nicht mehr sie, sondern ist allenfalls der Staat für zu hohe Nitratwerte im Grundwasser verantwortlich zu machen.
5. Der Druck zur Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaftskammern und Wasser- und Abfallbehörden beim Vollzug agrarumweltpolitischer Maßnahmen wurde institutionell verankert.
6. Speziell das MURL hat sich über die Güllerverordnung die Möglichkeit weiterer agrarumweltpolitischer Eingriffe eröffnet (§ 6 GVO).
7. Generell wurde das Tabu der Unzulässigkeit administrativer Eingriffe in die Landbewirtschaftung aufgebrochen.
8. Die Landesregierungen können die Gülleregulierungen zumindest auf der Ebene von Symbolpolitik als bedeutsame agrarumweltpolitische Maßnahme herausstellen.

¹⁴⁷ Die konkreten Verbotzeiträume und die knappe Gülleregelkapazität führen zusammen etwa leicht dazu, daß vor und nach der Verbotperiode die Güllebehälter möglichst kurzfristig geleert werden, was die Nitratauswaschung gerade in den problematischen Monaten Oktober und Februar/März sicherlich begünstigt.

ten und für sich in Anspruch nehmen, wie insbesondere in Nordrhein-Westfalen geschehen.

9. Sowohl bei Landwirten als auch bei lokalen Behörden wurden Lernprozesse und Bewußtseinsbildung in bezug auf die Umweltrelevanz ihres Verhaltens gefördert.

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen lassen sich zusammenfassend folgende Anforderungen an wirksame Gülleregulierungen stellen:

1. *Technisch* muß es nicht nur um individuelle betriebliche Aufbringungsverbote gehen, sondern um die Schaffung technischer und organisatorischer Voraussetzungen der besseren Güllespeicherung und -verteilung (zentrale Sammelstellen, bessere Gülle- und -verteilung), um mit der Gülleproblematik möglichst effizient fertig zu werden. Darüber hinaus sollten technologische Optionen der kostengünstigen Gülleaufbereitung und Gülle- und -verteilung forschungspolitisch verfolgt werden.
2. *Rechtlich-organisatorisch* kommt es auf die angemessene und aufeinander abgestimmte Regulierung des Mengen- und Zeitproblems der Gülleaufbringung an. Ohne entsprechende Informationsgrundlagen erscheinen Bußgeldvorschriften eher zahnlos. Ausnahmen dürften nicht wie bei der Gülleverordnung nur in der Zurücknahme getroffener Restriktionen möglich sein, sondern müßten im Bedarfsfall auch einschränkend wirken können. Andernfalls sollten Ausnahmeregelungen eher von einem restriktiven Niveau aus zugelassen werden, wobei es für die Landwirte Anreize geben sollte, die entsprechenden Informationen zur Verfügung zu stellen. Standortbezogene differenzierte Regulierungsbestimmungen sind gegen die mit ihnen leicht verbundenen Folgekosten im Sinne höheren Aufwands und schwierigeren Vollzugs abzuwägen.
3. *Finanziell* sollten sich Unterstützungsmaßnahmen zum einen an möglichst wirkungsvollen und effizienten Maßnahmen orientieren (also auch der Bau von Güllesammelagern und nicht unbedingt von Einzelbehältern bei Kleinbetrieben) und zum anderen als Anreiz dazu dienen, im Gegenzug erforderliche Informationen für die Regulierung zu erhalten.

4. *Agrarumweltpolitisch* ist zu prüfen, inwieweit durch die Berücksichtigung von ökologischen Aspekten in den entsprechenden landwirtschaftlichen Programmen und Maßnahmen zusätzliche, nicht umweltverträglich verteilbare Gülleüberschüsse zu vermeiden sind.
5. *Agrarsozial- und -strukturpolitisch* ist zu entscheiden, ob die von einer Gülleregulierung ausgehenden zusätzlichen Belastungen für Landwirte aufzufangen oder in Kauf genommen werden sollen.
6. *Prozedural* geht es darum, über Regulierungen im Bereich der Güllewirtschaft nach dem Abfallgesetz hinauszugehen zu standortbezogenen und situationsadäquaten Maßnahmen einer umweltverträglichen Landwirtschaft und Düngemittelapplikation. Dabei sind abfallrechtliche, wasserrechtliche und immissionsschutzrechtliche Gesichtspunkte zu verknüpfen und problemangemessen miteinander abzustimmen, um dem Ziel einer "grundwasserneutralen" Düngung näherzukommen. In diesem Prozeß verschieben sich dann entsprechend die jeweiligen Bargaining-Positionen der beteiligten Akteure.

In dieser Perspektive könnten die bisherigen Regulierungen der Gülleausbringung als erster Schritt in einem mehrstufigen Implementationsprozeß zur Durchsetzung regulativer Normen im Bereich der landwirtschaftlichen Düngung angesehen werden. Ihre Schrittmacherfunktion läge in der Einführung emissionsbezogener Maßnahmen in die Landwirtschaft.

1. Kennzeichnend für die erste Phase wären kompromißhafte Normen, über die die Bereitschaft zur Regulierung der Güllewirtschaft geschaffen würde. Mit einem weichen Vollzug würde zunächst sanfter Druck auf die Normadressaten ausgeübt. Mit den großzügigen Regelungen und Ausnahmestimmungen zur zeitlichen Aufbringungsbegrenzung würden alle Tierhaltungsbetriebe erfaßt. Durch Einführung von Bußgeldvorschriften würden die nächsten Phasen eingeleitet.
2. In der zweiten Phase würde versucht, strengere Maßstäbe der Gülleregulierung bei genehmigungsbedürftigen Anlagen über das WHG in Kombination mit dem BImSchG durchzusetzen, um einer weiteren Konzentration der Tierhaltung Einhalt zu gebieten.

3. In einer zukünftigen dritten Phase könnten dann Gülleüberschüsse entweder durch technische Verarbeitung, überbetriebliche und überregionale Verteilung oder durch andere agrarpolitische Maßnahmen abgebaut werden. Kennzeichnend für diese Phase wäre eine standortbezogene Düngeregulierung. Ziel dieser abschließenden Phase wäre es, die Nitratbelastung des Grundwassers langfristig zu vermeiden und eine Regulierung der Güllewirtschaft bzw. der Stickstoffdüngung insgesamt in Richtung auf eine "grundwasserneutrale Düngung" flächendeckend durchzusetzen (vgl. Teherani-Kröner 1987).

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt stellt ein solches Szenario zwar noch eine optimistische agrarumweltpolitische Vision dar, deren Realisierbarkeit aber nicht mehr als bloße Spekulation abqualifiziert werden kann.

6.4.6 Bodenschutz

Anfang der 80er Jahre entwickelte sich der Bodenschutz zu einem wichtigen Thema der umweltpolitischen Diskussion, nachdem der Boden zuvor ein völlig vernachlässigtes Medium des Umweltschutzes war (vgl. Lersner 1982).¹⁴⁸ In den Jahren 1983/1984 führten eine Reihe von Institutionen Tagungen zum Thema Bodenschutz durch (vgl. BASF 1985, Barth/L'Hermite 1987, DLG 1984c, 1986, Striegnitz 1984), die zuständigen Minister ergingen sich in vollmundigen Ankündigungen und das BMFT legte ein Bodenforschungsprogramm auf. Auf der Grundlage maßgeblicher Vorarbeiten des UBA befaßte sich eine Anfang 1983 gebildete Interministerielle Arbeitsgruppe Bodenschutz mit der Ausarbeitung der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, die Anfang 1985 vom Kabinett verabschiedet wurde (Bundestags-Drucksache 10/2977). Parallel dazu entwickelten einige Länder eigene Bodenschutzkonzepte, und erstellte eine Ende 1982 eingesetzte Bund/Länder-Arbeitsgruppe "Bodenschutzprogramm" einen entsprechenden Bericht für die Umweltministerkonferenz (UMK). Dabei zeigten sich die Länder insgesamt aktiver und progressiver als der Bund.

Auf der Grundlage der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung und analoger Vorgaben der Länder und der UMK im Frühjahr 1985 sollten dann die programmati-

¹⁴⁸ Dies belegen z.B. auch die Klassifikationen in den entsprechenden Tabellen und Abbildungen bei Küppers et al. 1978.

schen und in ihrem Umfang und ihrer Reichweite durchaus anspruchsvollen Vorgaben in entsprechenden Arbeitsgruppen wie der im Mai 1985 konstituierten Bund/Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz konkretisiert und ihre politische und rechtliche Umsetzung vorbereitet werden. Auf rechtlicher Ebene ging die Diskussion in Richtung auf ein Artikelgesetz "Bodenschutz" zwecks erforderlicher Anpassungen der Vielzahl betroffener Gesetze und ein untergesetzliches Regelwerk zum Bodenschutz; ein spezielles Bodenschutzgesetz würde in der Bundesrepublik - im Gegensatz zu den Niederlanden - nicht für opportun gehalten.

Die Bund/Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz legte der UMK ihren umfangreichen Maßnahmenkatalog im Mai 1987 vor, in dem eine Vielzahl von unter Bodenschutzaspekten vorteilhaften Aktivitäten aufgelistet wurden, die in der umweltpolitischen und -wissenschaftlichen Diskussion erörtert werden und häufig bereits in der Bodenschutzkonzeption des Bundes aufgeführt sind. Die UMK drängte in ihrem Beschluß u.a. auf weitere zügige Abstimmung der Vorschläge mit den jeweils betroffenen Ressorts, wohl wissend, daß diese die entscheidende Hürde für die Umsetzung von Bodenschutzkonzepten auf der Ebene politischer Programmformulierung und -entscheidung darstellten.

Bei einem Querschnittsthema wie Bodenschutz ist die Zahl der betroffenen Interessen und Ressorts entsprechend groß. Stimmt die Ressorts auch der für konkrete Maßnahmen in ihrem Bereich noch bedeutungslosen Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung nicht zuletzt aus Gründen umweltpolitischer Optik zu, so ist ihr Widerstand bei der Umsetzung in ein potentiell handlungsrelevantes Bodenschutzprogramm ausgeprägt und hinhaltend, sobald spezifische, sie betreffende Vorschläge und Maßnahmen dort verankert werden sollen.¹⁴⁹ Dabei bemühte sich das BMU praktisch ausschließlich um die Wiederholung und Präzisierung von bereits in der Bodenschutzkonzeption aufgeführten Maßnahmen, hinter die es schon aus Glaubwürdigkeitsgründen nicht zurückfallen wollte. (Da der Bodenschutz konzeptionell primär als Bereich vorsorgender Umweltpolitik begriffen wird (vgl. Bundestags-Drucksache 10/2977), auch wenn heute in der Realität die Sanierung von Altlasten und die bloße Datensammlung dominieren, sollen die

¹⁴⁹ Dies gilt besonders für das BMELF, das BMBau, das BMWi und das BMVg. So stimmte etwa das BMELF einer Reihe von den Bereich Land- und Forstwirtschaft und Naturschutz betreffenden Vorschlägen des BMU nicht zu, obwohl es den analogen Vorschlägen der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz sein Plazet gegeben hat, die von der nämlichen Unterarbeitsgruppe unter seinem Vorsitz (!) erarbeitet worden waren.

entsprechenden Grenz- und Richtwerte auch restriktiver sein als solche, die der unmittelbaren Gefahrenabwehr dienen.) Angesichts dieser Situation machte der Abstimmungsprozeß auf Referentenebene kaum Fortschritte, und das Bodenschutzprogramm des Bundes lag trotz mehrfacher Ankündigungen erst 1988 vor (Bundestags-Drucksache 11/1625).

In dem umfangreichen Maßnahmenkatalog, den die Bund/Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz 1987 vorgelegt hat, sind auch einige Düngung und Nitratauswaschung betreffende Punkte aufgeführt (vgl. Bund/Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz 1987)¹⁵⁰:

- o Eutrophierungswirkung von Düngemitteln (Tz 22),
- o Vorrangigkeit von nitratbezogenen Bodenschutzmaßnahmen (Tz 25, 26),
- o Schaffung von Regeln zur Landbewirtschaftung im Hinblick auf den Bodenschutz unter Einschluß der Belange von Naturschutz, Landschaftspflege und Gewässerschutz (Tz 70),
- o Erarbeitung von naturwissenschaftlichen und rechtlichen Grundlagen insbesondere für die Festsetzung von Grenzwerten für Nitrat in bestimmten Gemüsearten (Tz 71),
- o weitere und zügige Festsetzung von Wasserschutzgebieten und Ausweisung von Wasservorranggebieten auch im Interesse der zukünftigen Wasserversorgung (Tz 74),
- o Verbot der Düngung in schutzwürdigen Magerstandorten (Tz 80),
- o wesentliche Verstärkung der landwirtschaftlichen Beratung, insbesondere der Officialberatung, zur Förderung einer standortgerechten und umweltschonenden Bodennutzung, zur Anpassung der mineralischen und organischen Düngung an den aktuellen, stadien- und standortabhängigen Bedarf der Pflanzenbestände sowie auf der Grundlage von Bodenuntersuchungen - zur Förderung der vorübergehen-

¹⁵⁰ Ähnliche Überlegungen finden sich auch in der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung.

- den Festlegung von Nährstoffen im Boden etwa durch Zwischenfruchtanbau und zur gezielten Ausbringung von Düngemitteln ohne Beeinträchtigung z.B. von schutzwürdigen Biotopen, ungenutzten Randstreifen und Wegrainen (Tz 128),
- o Officialberatung mit dem Ziel der freiwilligen Anwendung der Wasserschutzgebiets-Richtlinien des DVGW auf Trinkwassereinzugsgebiete, die noch nicht als Wasserschutzgebiete ausgewiesen sind (Tz 129),
 - o Ermittlung flächenhafter Nitratbelastungen in Sonderkulturen (Tz 138),
 - o Erarbeitung von Grundlagen zur Abstimmung ökologischer und toxikologischer Richt- und Grenzwerte für Wasser, Luft, Boden, Pflanzen, Nahrungs- und Futtermittel (Tz 147),
 - o Ermittlung der regionalen Verteilung der stofflichen Belastungen der Böden über die einzelnen Eintragspfade z.B. für Nitrat (Tz 148),
 - o Entwicklung und Verbesserung von Verfahren zur Verwertung von Abfallprodukten (Reststoffmanagement) Tz 164),
 - o Ergänzung der rechtlichen Möglichkeiten des WHG für gebietsbezogene Auflagen außerhalb von Schutzgebieten (Tz 169)¹⁵¹,
 - o Abgaberegungen für Grundwasserentnahmen zur Begrenzung von Veränderungen des Bodenwasserhaushalts, soweit in einzelnen Ländern erforderlich (Tz 171),
 - o Überprüfung und gegebenenfalls Ergänzung des Naturschutzrechts mit dem Ziel einer Ergänzung der Eingriffsregelung des § 8 BNatSchG zum Schutz des Bodens vor stofflichen Belastungen; entsprechende Ergänzung weiterer spezialrechtlicher Vorschriften (Tz 39),
 - o Fortschreibung der Düngemittelverordnung zur weiteren Reduzierung unerwünschter Begleitstoffe in Düngemitteln über die Typenliste unter Einbeziehung weiterer Stoffe (Tz 176),

¹⁵¹ Vorbehalt Bayerns; ebenso hinsichtlich der beiden nächsten Punkte.

- o Regelung für die Aufbringung von Gülle unter besonderer Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes und des Grundwasserschutzes, soweit in einzelnen Ländern erforderlich: zeitliche und mengenmäßige Begrenzung bestimmter Formen der organischen Düngung insbesondere für Gülle und Geflügelkot unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse (Tz 179),
- o Fortbildungsveranstaltungen über den Umgang mit Düngemitteln für Kleingärtner und Eigenheimbesitzer (Tz 187),
- o Anreize zum Verzicht auf Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Tz 189),
- o Begrenzung der Düngintensität in Wasserschutzgebieten; soweit erforderlich konkrete Bestimmungen über Art, Ausmaß und Zeitpunkt der Düngung (Tz 197),
- o Genehmigungsvorbehalt für Düngüberschüßbetriebe in Wasserschutzgebieten (Grenze bei 1 DE/ha (Tz 244)¹⁵²,
- o Schaffung von Rechtsgrundlagen für Bewirtschaftungsauflagen auf belasteten Standorten; Prüfung von Nutzungsbeschränkungen und -auflagen insbesondere zu Zwecken des Erosionsschutzes (Tz 252).

Bis auf vielleicht den letzten Punkt greift diese Liste Überlegungen und Empfehlungen zum Umgang mit dem Nitratproblem auf, die bereits unter Gesichtspunkten des Gewässerschutzes, des Naturschutzes und der Lebensmittelqualität von anderen Gremien vorgetragen wurden. Insofern geht es zunächst um die Rechtfertigung und Legitimation eines vorsorgenden Bodenschutzes durch umwelt- und gesundheitspolitisch bereits für sinnvoll erachtete Maßnahmen.¹⁵³ Da Bodenschutz erklärtermaßen primär durch die entsprechende Ausgestaltung von Planungs- und Vollzugsmaßnahmen in den jeweiligen Politikbereichen und nicht durch eigene bodenschutzrechtliche Regelungen erreicht werden soll, könnte die Aufnahme der aufgelisteten Empfehlungen in ein Bodenschutzprogramm nur das po-

¹⁵² Einstufung als Bodenschutzmaßnahmen mit zusätzlichem Erörterungsbedarf; dies gilt auch für den folgenden Punkt.

¹⁵³ Im Gegensatz etwa zur Frage der Substitution von Pflanzenbehandlungsmitteln bestehen beim Nitratproblem praktisch keine (partiellen) Zielkonflikte zwischen Bodenschutz und Grundwasserschutz.

litische Klima zugunsten ihrer rechtlichen und administrativen Umsetzung beeinflussen, während sie keine weiteren konkreten Anstöße für die Agrarumweltpolitik geben. Von daher ist der gegenwärtige Stellenwert von Bodenschutzprogrammen für die Entwicklung der Nitratpolitik eher gering einzuschätzen, wobei er am ehesten über die jüngeren Bodenschutzprogramme der Länder, eingebettet in einen breiten Rahmen bodenschutzpolitischer Maßnahmen, zukünftig zum Tragen kommen dürfte. Am ehesten dürften noch im Rahmen von Untersuchungen zum Bodenschutz durchgeführte nitratbezogene Forschungsprojekte dazu beitragen, daß die Lösung des Nitratproblems einen höheren Rang auf den umweltpolitischen Agenda einnimmt.

6.4.7 Extensivierungs- und Naturschutzprogramme

Seit etwa Mitte der 80er Jahre sprießen in den einzelnen Bundesländern die verschiedensten mit Biotop-, Arten- und Landschaftsschutzgesichtspunkten begründeten Förderprogramme (siehe Tabelle 6.12 und Anhang 11.4), und auch auf Bundes- und EG-Ebene finden sich entsprechende Programm- und Mittelsätze (vgl. BMELF 1989). Da sich die Entwicklung sehr im Fluß befindet, stellen diesbezügliche Darstellungen (vgl. ABN 1987, Ahrens 1987, Conrad 1986b, Ebel/Hentschel 1987, Institut für Europäische Umweltpolitik 1986, Naturlandstiftung Hessen 1987, Tampe 1988) immer Momentaufnahmen dar, die rasch überholt sind.

Während sich auf der Ebene der wissenschaftlichen Diskussion allmählich ein differenziertes Bild orts- und problemangemessener Naturschutzmaßnahmen herauskristallisiert, in dem nicht mehr pauschal die Vorrangigkeit bestimmter Ansätze für den Naturschutz behauptet wird (z.B. Flächenstilllegung versus Extensivierung)¹⁵⁴, sondern auf aufeinander abgestimmte Maßnahmenpakete abgehoben (vgl. Hampicke 1987, Heydemann 1987, Knauer 1989a-d) und die Notwendigkeit weiterer differenzierter Forschung betont wird (vgl. Knauer et al. 1987, Knauer et al. 1989), weisen die in der Praxis vorfindbaren Extensivierungs- und Naturschutzprogramme eine Reihe struktureller Defizite auf:

¹⁵⁴ Daß dem Naturschutz nicht in erster Linie durch eine gewisse Deintensivierung in der Landwirtschaft gedient ist und die Vorrangigkeit ökologischer Ausgleichsflächen von daher nicht als Alibi für die Fortdauer intensiver Agrarproduktion denunziert werden kann, wie teils von Naturschutz- und Kleinbauernfunktionären behauptet wird, weist Hampicke (1987) klar nach.

Tabelle 6.12: Hauptmerkmale naturschutzbezogener Länderprogramme¹⁾

	Auflagen			erfaßter Flächenumfang
	Bewirtschaftung	Düngung	Pestizide	
Grünlandprogramme	Beschränkung von Mäh- und Beweidungszeiten	eingeschränkte Menge und Termine, z.T. Gülleverbot	keine bzw. keine Herbizide	1986: 44.136 ha
Ackerlandprogramme	Extensivierung von 2 qm breiten Ackerrandstreifen, Aussaatbeschränkungen, Teilbrache	keine	keine bzw. keine Herbizide	1986: 35.573 ha
Gewässerprogramme	Beweidungs- und Mähbeschränkungen	eingeschränkte Menge und Termine, Teilverbot	keine	1986: 930 ha

1) Obstwiesen- (1986: 160 ha), Landschaftspflege- und Biotopnetzungsprogramme fallen flächenmäßig bisher wenig ins Gewicht. Es handelt sich hierbei auch primär um Einzelvorhaben und nicht um politisch ausgewiesene Naturschutzprogramme.

1. Mit den Programmen werden häufig unterschiedliche Ziele verknüpft, die auf der Ebene konkreter Umsetzung nicht ohne weiteres kompatibel sind (z.B. Artenvielfalt, Marktentlastung, Verbesserung landwirtschaftlicher Einkommen).
2. Die Programme werden ihrem (zumindest mitpropagierten) Naturschutzanliegen vielfach nicht oder nur ungenügend gerecht. Entweder stehen andere Ziele im Vordergrund (z.B. das Flächenstilllegungsprogramm der EG zwecks Marktentlastung oder das Grünbracheprogramm in Niedersachsen zwecks wahlwirksamer Einkommenszuschüsse für die teilnehmenden Landwirte), oder die vorgeschriebenen Auflagen sind konzeptionell unangemessen: Die simple Unterlassung von Maßnahmen, die in der Vergangenheit in der Landwirtschaft zur Vernichtung von Arten und Biotopen geführt haben, führt nicht zu dem erwünschten Ausgangszustand zurück.¹⁵⁵ Statt dessen ist die ortsbezogene Zielbestimmung und die Verwirklichung spezifischer, darauf abgestimmter Maßnahmen notwendig.
3. Dem steht die Tendenz bürokratischer Programme zu uniformen und unflexiblen Vorschriften entgegen, die sich kontraproduktiv auswirken können (z.B. Begrenzung auf eine späte Mahd, Walzen in den Sommermonaten).
4. Die Programme zielen oft primär aus begreiflichen Gründen auf Sichtbarkeit und Öffentlichkeitswirksamkeit ab (Ausrichtung auf publikumswirksame Tier- und Pflanzenarten, kurzfristige Anlage vieler Maßnahmen, Betonung selektiver Einzelmaßnahmen, Ausweisung vieler Flächen mit eher geringen Bewirtschaftungsbeschränkungen wie z.B. bis zu 2 GVE/ha), wobei unter ökologischen Gesichtspunkten falsche Prioritäten gesetzt werden und der Mitteleinsatz suboptimal ist.
5. Fehlende Begleit- und Evaluationsuntersuchungen behindern die Korrektur und Verbesserung der Naturschutzprogramme (vgl. Heydemann 1987).
6. Ungünstige rechtliche, bürokratische und organisatorische Randbedingungen behindern die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen (z.B. fehlende länger-

¹⁵⁵ So führt etwa simple Extensivierung ohne jede Mahd auf vielen in der Vergangenheit intensiv gedüngten, nährstoffreichen Böden leicht zu landschaftsökologisch unerwünschter natürlicher Sukzession.

fristige Absicherung von Ausgleichszahlungen bzw. Bodenwert, Rotationsbra-
che, unkoordinierte agrar- und umweltpolitische Förderprogramme).

7. Die Freiwilligkeit und Kurzfristigkeit der im Rahmen der Extensivierungs- und Naturschutzprogramme mit den einzelnen Landwirten abzuschließenden Bewirtschaftungsverträge haben eine Vernachlässigung der erforderlichen 8- bis 10jährigen Regenerationszeit der betroffenen Flächen für die Verbesserung der ökologischen Situation und der ökologischen Notwendigkeit von aufeinander abgestimmten, größere Gebiete betreffenden und nicht nur punktuellen und örtlich zufälligen Naturschutzmaßnahmen zur Folge.
8. Der Umfang der Programme ist bislang noch eindeutig zu gering, was den ökologischen Bedarf an Ausgleichsflächen und Verbundnetzen angeht.
9. Auch wenn unter Artenschutzaspekten landwirtschaftlich benachteiligte Gebiete vorrangig für die Ausweisung von Naturschutzgebieten etc. in Frage kommen, einfach weil dort noch mehr schützenswerte Arten existieren, ist der Tendenz zur Ausgrenzung produktionsintensiver Großareale aus den Naturschutzprogrammen entgegenzuwirken, weil z.B. auf ertragreichen Lehm- oder Marschböden andere Acker-Ökosysteme mit anderen charakteristischen Arten leben.
10. Die Vollzugskontrolle der Programme ist bisher nur begrenzt gewährleistet, so daß hier mit zusätzlichen Effizienzverlusten durch die partielle Umgehung oder die geschickte, Lücken ausnutzende Interpretation von Auflagen zu rechnen ist.
11. Schließlich haben sich die Naturschutzprogramme noch gelegentlich mit destruktiven Interferenzen seitens parallel laufender, unkoordinierter Maßnahmen der Agrarentwicklung in Nachbar- oder gar in denselben Gebieten auseinanderzusetzen.¹⁵⁶

¹⁵⁶ So berichtete die Frankfurter Rundschau vom 6.7.1987, daß BMELF und BMU unabhängig voneinander mit jeweils 1,6 Mio. DM in der Dannenberger Marsch an der Elbe Entwässerungsmaßnahmen zwecks besserer Kultivierung bzw. zur Erhaltung dieses Feuchtgebietes fördern (wollen).

Je nach Einschätzung der Entwicklung der Extensivierungs- und Naturschutzprogramme gelangt man zu einer eher optimistischen oder pessimistischen Beurteilung ihrer Auswirkungen. Die eher optimistische Sichtweise sieht in diesen Programmen hoffnungsvolle Anfänge, wobei die in solchen Anfangsphasen zwangsläufig auftretenden Fehler durch sukzessive Verbesserungen in der Programmgestaltung allmählich reduziert werden dürften (vgl. Köhne 1987, 1988). Die eher skeptische Position argwöhnt, daß aufgrund der vielen, meist vermeidbaren Fehler in diesen Programmen am Ende alle Seiten enttäuscht sein werden: die Naturschützer, weil der propagierte Naturschutzzweck kaum oder gar nicht erreicht wird; die Bauern, weil ihnen Bewirtschaftungseinschränkungen zugemutet werden, ohne daß die Kritik der Naturschützer verstummt; die Vollzugsbehörden, weil sie sich mit berechtigter Kritik von Naturschützern und Landwirten an fehlkonzipierter, unformer und nicht standortgerechter Programmimplementation konfrontiert sehen. Damit steigt die Wahrscheinlichkeit, daß solche mühsam durchgesetzten Naturschutzprogramme ob ihrer augenscheinlichen Mißerfolge politisch nicht weiter verfolgt und durchgesetzt werden, wenn ihre symbolpolitische Zugkraft einmal nachgelassen haben wird.

Zieht man nicht nur formelle Indikatoren in Betracht, wie den Naturschutz betreffende Gesetze und Regelungen, die Zahl von Naturschutzgebieten, Naturschutzprojekten, Naturschutzpublikationen oder die Höhe der zugewiesenen Haushaltsmittel, sondern auch die Realisierung praktischer Naturschützerfordernisse, so ist die Situation des Naturschutzes in der BRD weiterhin weit davon entfernt, zufriedenstellend zu sein, und liegen zwischen der Artikulation von Naturschutzforderungen, ihrer Aufnahme in politische Programme und ihrer Umsetzung in die Wirklichkeit jeweils Jahrzehnte (Erz 1983). Dennoch ist die Änderung in der öffentlichen und politischen Diskussion um den Naturschutz seit Beginn der 80er Jahre bedeutsam, wodurch Naturschutzbelange nicht mehr nur defensiv gegen Industrie-, Siedlungs- und Agrarprojekte vertreten werden, sondern auch zunehmend offensiv vorgetragen werden können. Erst vor diesem Hintergrund werden eigenständige, genuin auf den Naturschutz orientierte Maßnahmen seitens der Behörden möglich und inzwischen auch des öfteren realisiert. Damit verringert sich auch die Gefahr bloßer Alibimaßnahmen für den Naturschutz etwas (vgl. Haafke 1982).¹⁵⁷ Wiederum wirkt sich aber auch hier der

¹⁵⁷ In Einzelfällen sind diese allerdings nicht auszuschließen, wenn z.B. im Rahmen des niedersächsischen Grünbracheprogramms nach der einjährigen Grünbrache besonders intensiv gedüngt wird mit entsprechend höheren Ni-

Konflikt um die Frage der Kostenverteilung zumindest zeitverzögernd aus, wie die Blockierung der Bundesnaturschutzgesetznovelle 1989 zeigt.

Hinsichtlich des Nitrataustrags durch die Landwirtschaft geht es bei den Extensivierungs- und Naturschutzprogrammen um eine Verringerung des Nährstoffgehalts der betreffenden Flächen durch Düngungsbeschränkungen oder -verbote, um anderen Arten dort größere Lebenschancen einzuräumen. Eutrophierungen sollen begrenzt und zurückgenommen werden. Diese Problematik hat in jüngster Zeit in der agrarumweltpolitischen Diskussion an Gewicht gewonnen.

Die Reduzierung der Nitratauswaschung ins Grundwasser spielt dagegen keine Rolle und tritt gegebenenfalls nur als Nebeneffekt auf. Bereits die Tatsache, daß es sich bei den betreffenden Gebieten im allgemeinen nicht um bislang besonders intensiv genutztes und gedüngtes Ackerland- oder Grünland handelt, sondern eher um weniger ertragreiche Flächen oder schützenswerte Restbiotope, dürfte das Ausmaß diesbezüglicher positiver Nebeneffekte auf ein Minimum begrenzen, ganz unabhängig davon, daß der bislang von diesen Programmen betroffene Flächenumfang im Bundesdurchschnitt die 1%-Marke noch keineswegs erreicht hat. Immerhin dürften sich solchen Extensivierungs- und Naturschutzprogramme im allgemeinen eher positiv oder zumindest neutral auf den Gewässerschutz auswirken, so daß keine negativen Auswirkungen auf die Nitratbelastung des Grundwassers anzunehmen sind. Während also insgesamt zum gegenwärtigen Zeitpunkt von diesen Programmen kein nennenswerter Beitrag zur Lösung des Nitratproblems zu erwarten ist, könnte sich ein solcher impliziter Beitrag bei einer ins Gewicht fallenden Ausdehnung auf weitere landwirtschaftliche Flächen doch noch ergeben; in welcher Höhe, ist fraglich; jedenfalls würde er bescheiden bleiben. Dies gilt auch unter Berücksichtigung der seit 1988 in größerem Umfang angelaufenen Flächenstillegungen in der Landwirtschaft, da diese meist nicht die Problemgebiete mit hoher Nitratauswaschung betreffen.

tratauswaschungen. Die Klassifizierung des primär auf Marktentlastung abzielenden Grünbracheprogrammes als Naturschutzprogramm ist ihrerseits auch mehr als fragwürdig (vgl. DIE ZEIT 40/1987).

6.4.8 Förderung von Aufbereitungsverfahren

Wenn wasserwirtschaftliche Maßnahmen des Fremdwasserbezugs oder der Erschließung neuer unbelasteter Wasserquellen auch bei Wasserverschneidung aus sachlichen oder wirtschaftlichen Gründen nicht mehr möglich sind, um eine Einhaltung des Nitratgrenzwerts zu gewährleisten, dann verbleibt für die Wasserwirtschaft nur noch die Möglichkeit der Nitratentfernung durch Aufbereitungsverfahren, soll die lokal betroffene Bevölkerung nicht durch Flaschenwasser versorgt werden.¹⁵⁸ Da selbst bei einer verursacherorientierten Problemlösung auf Seiten der Landwirtschaft im Regelfall Jahre bis Jahrzehnte vergehen, bis es an diesen Orten zu einer Minderung des Nitratgehalts im Grundwasser kommt, kann der Einsatz von Aufbereitungsverfahren im Interesse einer lokal gesicherten Trinkwasserversorgung nicht grundsätzlich abgelehnt werden.

Solche Überlegungen mit dem Hinweis auf in der Erprobung befindlicher Verfahren finden sich bereits in den 60er und 70er Jahren in der Literatur (vgl. Sturm/Bibo 1965, Marquardt 1977, Roennefahrt 1977). Grosso modo hat sich die Wasserwirtschaft bis in die 80er Jahre hinein in diese Richtung kaum engagiert. Zum einen sah sie kein ernsthaftes Nitratproblem, zu anderen würde die Verfügbarkeit von Aufbereitungstechnologien den Druck zur Ursachenbeseitigung auf Landwirtschaftsseite verringern¹⁵⁹, und zum dritten wurden wasserwirtschaftliche Lösungsmöglichkeiten im Bedarfsfall als generell verfügbar angenommen.¹⁶⁰ Schließlich könnte sich mit der Verfügbarkeit von Aufbereitungsanlagen leicht der politische Druck auf die Wasserversorgungsunternehmen verstärken, diese Anlagen doch gleich so auszulegen, daß weitere Wasserqualitäts-

¹⁵⁸ Letzteres ist als kurzfristige Lösung in einzelnen Gemeinden wie Daldorf, Freinsheim, Föhr, Unkel, Wächtersbach praktiziert worden. Mittelfristig dürfte eine solche Lösung des Nitratproblems jedoch allenfalls für separate Haushalte mit Eigenbrunnen akzeptabel sein, für die ein Anschluß an die zentrale Wasserversorgung nicht angestrebt wird.

¹⁵⁹ Diese Befürchtung ist durchaus nicht unbegründet, da die Landwirtschaft rechtlich durchaus entsprechend argumentieren kann, wenn Denitrifizierungsanlagen erst einmal "Stand der Technik" sein sollten (vgl. Hötzel 1985, Conrad/Gitschel 1988).

¹⁶⁰ Im allgemeinen sind wasserwirtschaftliche Maßnahmen auch dem Bau von Aufbereitungsanlagen vorzuziehen, um Problemverschiebungen auf andere Stoffparameter und den unerwünschten Trend zur Wasserfabrik mit Trinkwasser nicht mehr natürlicher Beschaffenheit (DIN 2000) zu vermeiden (BMI 1982, Rohmann/Sontheimer 1985).

probleme wie Sulfatbelastung und Aufsalzung generell gelöst werden, was zwangsläufig mit steigenden Kosten der Wasserversorgung verbunden wäre. Zu einer Änderung dieser Haltung der Wasserwirtschaft kam es um 1983/84, als das Nitratproblem vor dem Hintergrund der Herabsetzung des Grenzwerts zunehmend ernster genommen wurde (vgl. DVGW 1985) und viele WVUs einen besorgniserregenden Anstieg der Nitratkonzentrationen im Rohwasser registrierten, so daß wasserwirtschaftliche Maßnahmen potentiell immer weniger als Ausweg zur Verfügung standen.

Einzelne, vom Nitratproblem stärker betroffene WVUs waren bereits Ende der 70er Jahre aktiv geworden (vgl. Hellekes/Perdelwitz 1986 für die Stadtwerke Mönchengladbach). Diese WVUs sind vielfach auch diejenigen, in denen seit 1986/87 die ersten Pilotanlagen zur Nitratentfernung praktisch erprobt werden: Bad Rappenau, Mönchengladbach¹⁶¹, Langenfeld-Monheim und Neuss. Einige weitere Versuchsanlagen waren bis 1989 fertiggestellt (vgl. z.B. Hellekes 1988, HGAWA 1989).

Angesichts der geschilderten Situation fiel es Eberle als Leiter des Projektträgers *Wassertechnologie* im Kernforschungszentrum Karlsruhe (seit 1975) schwer, das BMFT als für die Technologieförderung zuständiges Ressort von der Notwendigkeit der Förderung der Entwicklung von Aufbereitungstechnologien zur Nitratentfernung zu überzeugen¹⁶² und zugleich die Wasserwirtschaft sowie die Wasserwirtschaftsverwaltung der Länder zur Mitwirkung zu motivieren. Weshalb sollte das BMFT schlauer sein wollen als die Wasserwirtschaft, wenn diese kein gravierendes Nitratproblem sah, und Entwicklungen (mit-)finanzieren, die die Betroffenen/Begünstigten nicht wollten?¹⁶³ Ein gewisser Druck kam von denjenigen Firmen, die entsprechende Verfahren der Nitratentfernung im Labormaßstab überwiegend mit Eigenmitteln entwickelt hatten (z.B. Preussag, Sulzer, Wabag,

¹⁶¹ Im Fall der besonders aktiven Stadtwerke Mönchengladbach führten Differenzen über die Höhe der BMFT-Bezuschussung sowie parteipolitische Überlegungen und taktische Fehler zu Verzögerungen bzw. der Ablehnung erster Förderungsanträge.

¹⁶² Interessanterweise fand 1976 die erste Projektförderung über selektiven Ionenaustausch auch im Rahmen des deutsch-israelischen Kooperationsvertrages statt und bezog sich auf hohe Nitratgehalte der Wasserversorgung in wasserarmen Gebieten Israels.

¹⁶³ So wurden denn auch die frühen Arbeiten von Obermann nicht vom BMFT gefördert.

Christ, Hager und Elsässer), da die nun anstehenden Demonstrationsvorhaben Kosten in Millionenhöhe bedeuteten.

Nach einer eher zögerlichen Anlaufphase fördert das BMFT inzwischen eine Reihe von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Nitratentfernung durch Wasseraufbereitung im Umfang von insgesamt immerhin gut 21 Mio. DM, wovon den beteiligten städtischen Wasserwerken etwa zwei Drittel zufließen. Dabei macht der BMFT-Zuschuß 40 % bis 50 % der Gesamtkosten aus (vgl. Hünermann et al. 1987). Tabelle 6.13 gibt einen Überblick. Entsprechend stieg auch die Zahl der Beiträge in den BMFT-Statusseminaren über neue Technologien in der Trinkwasserversorgung, die über Ergebnisse dieser Vorhaben berichteten: 0 von 12 Vorträgen in 1982 (DVGW 1982b), 4 von 13 Vorträgen in 1984 (DVGW 1984 b), 8 von 12 Vorträgen in 1986 (DVGW 1986b) und 4 von 10 Vorträgen in 1988 (DVGW 1988b).

Auch die fortgeschrittensten Vorhaben stellen noch Demonstrationsanlagen dar, so daß eine Verbesserung und Verfeinerung der jeweiligen Aufbereitungstechnologien mit gewissen Kostensenkungen noch erwartet werden kann. Während anfangs Kostenvorteile für biologische Verfahren der Nitratentfernung vermutet wurden, haben sich für alle Verfahren im großtechnischen Maßstab (Umkehrosmose, Ionenaustauschverfahren, biologische Nitratelimination) die Kosten auf 0,5 bis 1 DM/m³ aufbereitetes Trinkwasser eingependelt.¹⁶⁴

Angesichts der Ausgangslage in den 70er Jahren kann man dem BMFT bescheinigen, daß es seiner gesellschaftlichen Aufgabe, Technologieentwicklung zu induzieren und zu fördern, nicht aber über deren breite Verwendung zu entscheiden, im Fall von Denitrifikationsverfahren umfassend und relativ frühzeitig nachgekommen ist.¹⁶⁵ Eher könnte der Vorwurf erhoben werden, daß das BMFT, etwa im Ver-

¹⁶⁴ Für einen genauen Überblick über Aufbereitungsverfahren siehe Rohmann/Sontheimer 1985. Günstigere Werte beruhen häufig darauf, daß nur ein Teil des Wassers aufbereitet und anschließend zugemischt wird.

¹⁶⁵ Im Sinne der Priorität ursachenbezogener Lösungen hat sich das BMFT auch vorsichtig zu Wort gemeldet, jedoch zu § 19 Abs. 4 WHG-Novelle keine Stellung bezogen, da dieser nicht technologierelevant war, und um dem BMELF nicht in die Quere zu kommen. Der Projektträger war in die über die Technologieförderung hinausgehenden politischen Nitratdiskussionen und Gesetzesdebatten nicht weiter involviert, auch wenn er sich in Vorlagen für das BMFT negativ zu § 19 Abs. 4 äußerte.

Tabelle 6.13: Überblick über Vorhaben zur Nitratentfernung durch Aufbereitungsverfahren

Aufbereitungs-technologie	Zuwendungsempfänger	Laufzeit	Fördersumme in DM	Förderquote
Ionenaustauschverfahren	Uni Karlsruhe	1979-1983	520.000	100
Umkehrosmose	Uni Aachen	1980	40.000	100
biologische Denitrifikation	Uni Karlsruhe	1982-1985	250.001	100
Umkehrosmose	Uni Aachen	1982-1985	1.522.915	100
Aufbereitung im Untergrund	Uni Karlsruhe	1983-1987	655.972	100
Aufbereitung im Untergrund	Stadtwerke Neuss	1983-1988	2.100.365	40
Aufbereitung im Untergrund	Hygieneinstitut des Ruhrgebiets	1983-1987	743.760	75
Aufbereitung im Untergrund	Uni Bochum	1983-1987	408.027	100
Aufbereitung im Untergrund	Uni Bochum	1983-1987	391.800	100
Elektrodialyse	Fachhochschule des Landes Rheinland-Pfalz	1984-1986	188.266	100
Ionenaustauschverfahren	Zweckwasserverband Wasserversorgungsgruppe Mühlbach	1984-1987	2.646.191	40
biologische Aufbereitung	Stadtwerke Mönchengladbach	1984-1987	1.157.358	40
biologische Aufbereitung	Verbandswasserwerk Langenfeld-Monheim	1984-1988	3.509.870	40
biologische Aufbereitung	Uni Bochum	1985-1987	335.297	100
Umkehrosmose	Uni Aachen	1985-1987	346.255	100
biologische Aufbereitung	Uni Stuttgart	1985-1987	380.294	100
Aufbereitung im Untergrund	Stadt Neuss	1986-1992	4.413.721	45
biologische Aufbereitung	Berkefeld-Filter Anlagenbau GmbH	1987-1989	482.513	50
" "	Stadtwerke Viersen GmbH	1987-1989	393.500	50

Quelle: Kernforschungszentrum Karlsruhe 1989.

gleich zu anderen Bereichen der Nitratforschung, zu viel Mittel in die Entwicklung von Aufbereitungstechnologien gesteckt habe.¹⁶⁶

Im Alltag der Trinkwasserversorgung spielen Denitrifikationsanlagen bislang noch keine Rolle, und die Anlagenhersteller klagen dementsprechend. Sofern sich WVUs zu Maßnahmen zur Einhaltung des Nitratgrenzwerts gezwungen sehen, entscheiden sie sich im allgemeinen für wasserwirtschaftliche Maßnahmen. Insofern häufiger kleinere kommunale WVUs vom Nitratproblem betroffen sind, fehlen ihnen vielfach die notwendige Kapitalbasis und technisches Know-how und Infrastruktur, um solche wassertechnischen Lösungswege zu beschreiten.¹⁶⁷

Somit stellt die Förderung und Entwicklung von Aufbereitungsverfahren zur Nitratentfernung bisher einen relativ isolierten Politikstrang dar, an dem einige wissenschaftliche Institute der Wasserforschung, einige Herstellerfirmen, wenige Wasserwerke, das BMFT, der entsprechende Projektträger und informell die für das Wasser zuständigen Länderministerien beteiligt waren und sind.¹⁶⁸ Auch wenn einige Wasserversorgungsunternehmen um den Einsatz von Denitrifikationsanlagen nicht herumkommen werden, ist für die nähere Zukunft das breite Beschreiten dieses wassertechnischen Lösungsweges des Nitratproblems nicht zu erwarten, zumal er zumindest auf wasserpolitischer Seite vorläufig ausdrücklich nur als Notbehelf akzeptiert wird (LAWA 1987a, 1987b). Trotz noch weiter zunehmender Grundwasser-Nitratbelastung, des Engagements zusätzlicher potenter Unternehmen wie ABB in der Aufbereitungstechnologie und möglichen Kostensenkungen, was sämtlich die politische Durchsetzbarkeit der aus landwirtschaftlicher Sicht präferierten Aufbereitungsoption erleichtert, hat sich diese Sachlage in den letzten Jahren trotz der Inbetriebnahme weiterer Aufbereitungsanlagen praktisch nicht verändert.

¹⁶⁶ Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß diese anderen Bereiche von einer Reihe anderer Zuwendungsgeber gefördert werden, während die Entwicklung von Aufbereitungsverfahren auf staatlicher Seite eine eindeutige Domäne des BMFT ist.

¹⁶⁷ Von den immerhin noch bestehenden rund 6.000 WVUs der öffentlichen Wasserversorgung sind nur ca. 1.760 BGW-Mitglieder, die jedoch einen Anteil von ca. 85 % am Gesamtwasseraufkommen haben. Allein diese Zahlen deuten schon an, welches die Größenordnung der restlichen Kleinbetriebe mit jeweils weniger als 1,5 Mio. m³/Jahr Wasseraufkommen ist.

¹⁶⁸ Wasserwirtschaftsämter waren bereits kaum mehr in die relevanten Gespräche und Verhandlungen involviert.

Aufbereitungsmaßnahmen zur Nitratentfernung im Haushalt, wie sie von einigen Herstellern angeboten werden, spielen bisher weder in der Diskussion noch in der Praxis als Lösung des Nitratproblems eine Rolle. Aufgrund der mit diesen Kleingeräten leicht verbundenen negativen Begleitumstände für die Wasserqualität sollte dieser Lösungsweg auch mit Skepsis betrachtet werden, von entlegenen Einzelwasserversorgungen ohne praktikable Anschlußmöglichkeiten an die öffentliche Wasserversorgung abgesehen (Rohmann/Sontheimer 1985).

6.4.9 Nitratforschung

In diesem Abschnitt wird unter eher forschungspolitischem Blickwinkel die Entwicklung der Nitratforschung¹⁶⁹ in der Bundesrepublik knapp zusammengefaßt und charakterisiert¹⁷⁰, nachdem dieser Bereich bereits in den Kapiteln 4, 5 und 6.1 bis 6.3 immer wieder berührt worden ist.

Forschungen über Nitratverluste im Boden begannen in Deutschland bereits in den 30er Jahren. Es handelte sich um Lysimeter-Versuche der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt der BASF, Limburgerhof. Bis heute beschäftigt sich die agrarwissenschaftliche Forschung über Stickstoffdüngung und Nitratverluste vorwiegend mit der Optimierung der Stickstoffdüngung mit dem Ziel der Ertragssteigerung. Seit Beginn der Diskussion über die Schädigung von Umwelt und Gesundheit durch Nitrat jedoch können diese Forschungen im Lichte der Nitratbelastung des Grundwassers neu interpretiert werden. Auch die Entwicklung der N_{min} - und anderer Methoden zur Optimierung der Düngergaben in den späten 70er und frühen 80er Jahren weisen diese doppelte Konnotation von Agrar- und Umweltforschung auf.

Nach dem Zweiten Weltkrieg begannen in der Bundesrepublik medizinische und epidemiologische Forschungen über die Verursachung von Methämoglobinämie durch

¹⁶⁹ Unter Nitratforschung werden hier alle Forschungsvorhaben subsummiert, die sich auf den Stickstoffkreislauf beziehen, vom Stickstoffeintrag in der Landwirtschaft über Nitrat Auswaschung ins Grundwasser und Nitrat anreicherung in Lebensmitteln bis zum Metabolismus im Menschen (Methämoglobin, Nitrosamin), oder die nitratbezogene sozialwissenschaftliche Analysen durchführen.

¹⁷⁰ Eine etwas ausführlichere Darstellung geben Hünemann et al. 1987.

Nitrit parallel zu entsprechenden Untersuchungen in den USA. Seit etwa 1970 verlagerte sich der Schwerpunkt der medizinischen Forschung auf Gesundheitsschäden durch N-Nitrosoverbindungen und diesbezügliche Metabolismen, vor allem im DKFZ Heidelberg.

Vereinzelte Untersuchungen über Stickstoffdüngung und höhere Nitratkonzentrationen in Grund- und Trinkwasser in den 60er Jahren veröffentlicht, die früheste von Schwille im Jahr 1953. Erst in den 70er Jahren jedoch wurde dieses Problem in der akademischen Szene ernster genommen. Umfassende Studien wurden erstellt, zum Teil unter Mitwirkung der Düngemittelindustrie. Zwei Forschungsschwerpunkte der DFG über Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern und Nahrungsmitteln erbrachten in einem Zeitraum von 10 Jahren (1972 bis 1982) den Hauptertrag der Nitratforschung in den 70er Jahren und bewirkten eine Verbesserung des Ideen- und Informationsaustausches.

Die Wasserversorgungsunternehmen erkannten den Nitratgehalt von Trinkwasser als kommendes Problem im Laufe der 70er Jahre und begannen seit 1978, zunächst eher zögernd, mit Forschungs- und Entwicklungsarbeiten insbesondere im Bereich der Denitrifikation. Die ersten Resultate wurden etwa anlässlich der zweijährlich stattfindenden Wasserkongresse präsentiert, zuerst 1982, sowie auf speziellen Nitrat-Tagungen (DVGW 1984a, DVGW 1985b). Aber auch auf Landwirtschaftsseite spielte Nitrat auf wissenschaftlichen Fachtagungen in der 80er Jahren eine prominente Rolle (vgl. DLG 1983, VDLUFA 1985, Welte/Szabolcs 1988).

Während die grundlegenden Aspekte des Nitratproblems in der Wissenschaft etwa 1980 geklärt waren, entwickelte sich erst in den 80er Jahren ein regelrechter Boom der Nitratforschung. Bei aller Lückenhaftigkeit der verfügbaren Daten (vgl. Hünermann et al. 1987) läßt sich festhalten, daß der Nitratforschung in den 70er Jahren Mittel in der Größenordnung von 10 Mio. DM und in den 80er Jahren in der Größenordnung von 100 Mio DM zur Verfügung standen. Neben den traditionellen Förderungsinstitutionen wie BMFT und DFG, die ihre Anstrengungen auf spezielle Forschungsbereiche wie Auswaschung und Verhalten von Nitrat im Grundwasser (DFG) sowie Denitrifikation im Grund- und Trinkwasser (BMFT) richteten, finanzierten eine ganze Reihe von Landwirtschafts- und Umweltministerien sowie nachgeordnete Einrichtungen, wie das UBA, zahlreiche Nitratfor-

schungsprojekte. Vorwiegend wurden damit Universitätsinstitute und -laboratorien beauftragt. Über diesen bemerkenswerten Umfang an Grundlagen- und angewandter Forschung hinaus trugen eine Vielzahl lokaler Fallstudien Daten zusammen, um die Nitratbelastung des Grundwassers unter den jeweiligen geographischen, hydrologischen und landwirtschaftlichen Bedingungen in den Griff zu bekommen.

Berücksichtigt man die historische Entwicklung, so ist es nicht weiter erstaunlich, daß es keine strenge Koordination der verschiedenen Forschungsanstrengungen gab. Die genauen Mechanismen der Nitratauswaschung und Denitrifikation in Boden und Untergrund sowie des Metabolismus im Menschen, der möglicherweise kanzerogene Nitrosamine mit entstehen läßt, sind noch nicht genügend erforscht. Gleichfalls stellt die Anwendung allgemeinen Wissens auf spezielle örtliche Bedingungen immer noch eine für die Forschung zu bewältigende Aufgabe dar.

Im akademischen Bereich sind die Kontroversen zwischen Agrarwissenschaftlern und Wasserwissenschaftlern, bedingt durch den umfangreicheren Kenntnisstand, der inzwischen erreicht wurde, weniger gravierend als in der Vergangenheit. In politikrelevanten Organisationen dagegen, wie etwa dem Fachverband Stickstoffindustrie (seit 1988 Industrieverband Agrar), dem DVGW, der DLG oder gar im DBV und BGW, herrschen immer noch kontroverse Auffassungen über die Bedeutung der Landwirtschaft für die Nitratbelastung und über entsprechende Maßnahmen in der Landwirtschaft zur Lösung des Problems.

Die relativ hohe Bedeutung des Nitratproblems im Rahmen der bundesdeutschen Agrar-Umwelt-Debatte hat vermutlich auch zu der bemerkenswerten Zahl entsprechender Forschungsprojekte in den 80er Jahren, verglichen mit anderen Ländern, beigetragen (vgl. Larrue 1987).

Die jeweiligen Interessen und Ziele der Forschungseinrichtungen haben Förderung und Finanzierung spezieller Nitratforschungsprojekte beeinflusst. Disziplinäre Perspektiven und Problemhorizonte auf der einen Seite und die organisatorische Aufteilung der Forschung auf der anderen haben maßgeblich zur separaten Entwicklung von landwirtschaftlicher, wasserwirtschaftlicher und medizinischer Nitratforschung geführt. Neben den Koordinationseffekten der DFG-For-

schungsschwerpunkte hat vor allem die EG-Trinkwasser-Richtlinie (80/778/EWG) zusammen mit dem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grund- und Trinkwasser die Wasserversorgungsunternehmen veranlaßt, Brunnen zu schließen und nach Alternativen zu suchen.

Hinsichtlich der Nährstoffverluste kann man in der landwirtschaftlichen Forschung eine gewisse Ausweitung des Problemhorizonts wahrnehmen. Dennoch beachteten Forschungsvorhaben über Pflanzenernährung und die Anwendung von Düngemitteln und Gülle Auswaschungseffekte in die Zone unterhalb des Wurzelraumes bislang kaum. So wird etwa mit der N_{min} -Methode die Nitratkonzentration in Tiefen von 30, 60 und 90 cm gemessen. Auf diese Weise ergeben sich Erkenntnisse der Düngemittelforschung in bezug auf die Grundwasserbelastung eher nebenbei.¹⁷¹ Für landwirtschaftliche Forschungseinrichtungen liegt die Lösung des Nitratproblems in einer besseren landwirtschaftlichen Praxis und gezielter Düngung.

Im Gegensatz dazu konstatieren Forschungsvorhaben über die Nitratbelastung des Grundwassers eher die Inkompatibilität von intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und Grundwasserschutz besonders in Wassereinzugsgebieten. Die Notwendigkeit, Maßnahmen zu ergreifen, führte zu einer Forschungsperspektive, die das Nitratproblem als einen komplexen Gegenstand begreift, der interdisziplinär angegangen werden muß. Aus diesem Grund waren es vorwiegend Einrichtungen der Wasserforschung, die ihr Forschungsinteresse auf landwirtschaftliche Nutzungsformen und deren Implikationen für die Nitratauswaschung ausweiteten. Besonders die Entdeckung der möglichen Erschöpfung der Denitrifikationskapazität von Böden und ihrer Auswirkung auf die Filterfunktion der Böden führte zu Überlappungen und auch zu Kooperationen zwischen landwirtschaftlicher und wasserwirtschaftlicher Forschung über Nährstoffverluste und deren Folgen.

Stickstoffemissionen der Landwirtschaft in die Luft wurden erst in jüngster Zeit, deutlich später als in den Niederlanden, Thema der agrarwissenschaftlichen oder der Umweltforschung in der Bundesrepublik. Allgemein läßt sich in den letzten Jahren eine perspektivische Ausweitung der Nitratforschung auf den Stickstoffkreislauf generell und nitratbeeinflusste Umwandlungsprozesse anderer

¹⁷¹ Allerdings werden am Limburgerhof seit Mitte der 80er Jahre auch Tiefenuntersuchungen durchgeführt (Isermann 1988).

potentiell problematischer Substanzen sowie die Rolle der Landwirtschaft hierbei beobachten. Dabei ist aber auch die agrarumweltpolitische Ablenkungsfunktion einer solcherart erweiterten Nitratproblematik (vgl. z.B. Isermann 1988) nicht von der Hand zu weisen, da hierdurch die ursächliche Bedeutung der Landwirtschaft für das Nitratproblem mit einleuchtenden wissenschaftlichen Trade-off-Argumenten relativiert wird.

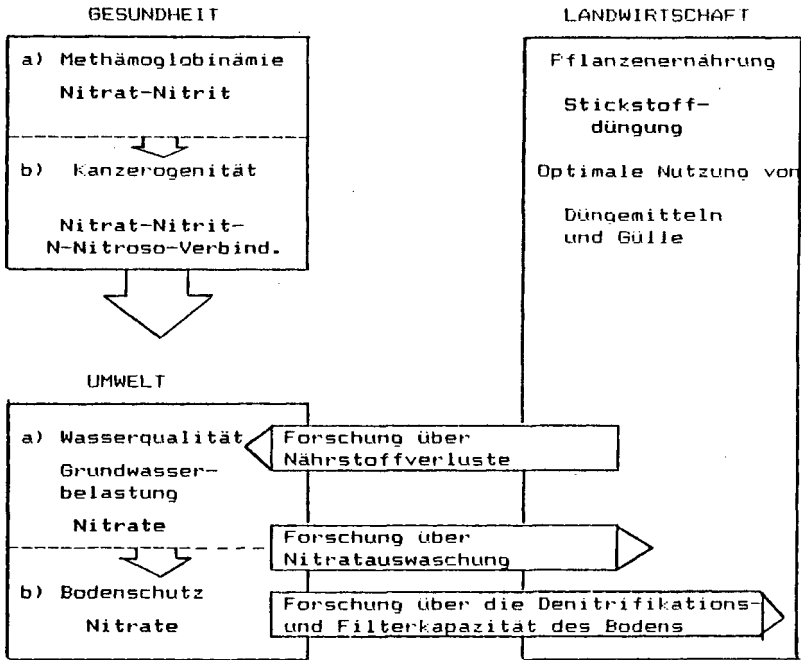
Die medizinische Forschung konzentriert sich seit den 70er Jahren auf die Untersuchung von N-Nitrosoverbindungen. In vielleicht zehn Jahren wird sie Aussagen über die metabolischen Aktivierungsprozesse von Nitrosaminen und das Ausmaß endogener Nitratbildung und damit die Höhe des nitratinduzierten Krebsrisikos machen können (Interview Preussmann).

Die wichtigste Veränderung in der Nitratforschung kann in der Verschiebung des Interesses von gesundheits- auf umweltbezogene Fragen gesehen werden. Innerhalb der Umwelt- und Wasserforschung spielt der Bodenschutz eine wachsende Rolle, seit erkannt wurde, daß der Nitratreintrag zunehmend die Denitrifikationskapazität der Böden erschöpfen kann, d.h. der Nitratabbau im Untergrund entsprechend verringert wird. Folgerichtig stellt die Erforschung von Möglichkeiten des Bodenschutzes die substantielle Verbindung zwischen landwirtschaftlicher und wasserwirtschaftlicher Forschung dar. Diese kontinuierliche Veränderung der Forschungsorientierung in den letzten 20 Jahren ist eines der interessantesten Kennzeichen der Nitratforschung in der Bundesrepublik Deutschland (vgl. Abbildung 6.4). Tabelle 6.14 markiert zusammenfassend die drei Stränge der Nitratforschung. Darüber hinaus sind hier auch die verschiedenen Bemühungen um Methoden einer standortoptimalen Stickstoffdüngung (EUF-, N_{\min} -, N_{org} -Methode) und die zunehmende Anzahl primär wirtschaftswissenschaftlicher Forschungsarbeiten zum Nitratproblem zu nennen (vgl. exemplarisch BMELF 1987c, Finck/Haase 1987).

Die umfangreiche Nitratforschung hat zu einem wesentlich besseren Verständnis des Nitratproblems und seiner Lösungsmöglichkeiten zweifellos beigetragen. Umgekehrt lassen sich - bezogen auf das Nitratproblem - besonders für die Anfangsphase einige Defizite festhalten¹⁷²:

¹⁷² In anderer Perspektive müssen die im folgenden aufgeführten Merkmale der Forschung keineswegs als Defizite begriffen werden.

Abbildung 6.4: Entwicklungspfade der Nitratforschung



Quelle: Hünemann et al. 1987.

Tabelle 6.14: Übersicht über die Nitratforschung in der Bundesrepublik

	GESUNDHEIT	UMWELT (Wasser und Boden)	LANDWIRTSCHAFT
Forschungs- objekt	Nitrat, Nitrit, Nitrosamine: Aufnahme, Metabolismus und Effekte beim Menschen	Nitrat im Grund- u. Trinkwasser, Denitrifikationskapazität des Bodens	Stickstoffdüngung; Mineraldünger, Gülle, Gründünger
Forschungs- felder	Methämoglobinämie, Kanzerogenität; epidemiologische Untersuchungen; Belastungen von Lebensmitteln; N-Verbindungen im Stoffwechselkreislauf	Wasser: Denitrifikationstechniken; Boden und Grundwasser: Nitratauswaschung und landwirtschaftliche Nutzung; Boden: Filterkapazität	Pflanzenernährung und -versorgung; Optimierung der Stickstoffdüngung; Düngung mit Gülle; Stickstoffverluste; Nitrifikationshemmstoffe
Forschungs- orientierung	Vermeidung von gesundheitlichen Risiken	Grundwasserschutz; Einhaltung des Grenzwerts für Nitrat im Trinkwasser; Vermeidung irreversibler Schäden im Boden	Steigerung der Produktivität; Aufrechterhaltung landwirtschaftlicher Produktion und Grundwasserschutz
Forschungs- ergebnisse	Wirkungsmechanismen und Therapiemöglichkeiten der Methämoglobinämie Nitrosaminbildung im menschlichen Körper möglich	Nitrateliminierung technisch möglich, hohe Kosten N-Auswaschung abhängig von Boden, Bodenbearbeitung, Zeit und Menge der Düngung zum Teil Unvereinbarkeit von Grundwasserschutz und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung	Aufrechterhaltung von landwirtschaftliche Nutzung und Grundwasserschutz durch Bodenuntersuchung, kontrollierte Düngemittelanwendung und entsprechender Anbaumethoden vielfach möglich
Empfehlungen	Reduzierung der täglichen Nitrataufnahmen Besondere Sorgfalt bei der Zubereitung von Säuglingsnahrung; (Vorsorgeprinzip)	Anschluß an öffentliche Wasserversorgung; Ausbau der Verbundsysteme; Verschnitt von Wasser; Bau von Denitrifizierungsanlagen; Reduzierung der Stickstoffdüngung trotz Ertragsminderung (Regulierung nach dem Verursacherprinzip)	Untersuchung des Stickstoffvorrats im Boden; Düngung nach Pflanzenbedarf Reduzierung der Stickstoffzufuhr bei Aufrechterhaltung der Erträge (Ausgleichszahlung bei Produktionsanlagen)

Quelle: eigene Zusammenstellung, Hünemann et al. 1987.

1. Die Agrarforschung befaßte sich mit der Düngungsoptimierung unter Ertragsgesichtspunkten und wies in der Anlage ihrer Versuche, der Dateninterpretation und der Stoßrichtung ihrer Schlußfolgerungen deutlich interessengeleitete defensive Züge zugunsten einer nicht bestehenden oder nur geringen Verursacherrolle der Landwirtschaft auf.
2. Die der Wasserwirtschaft nahestehende Wasserforschung nahm sich des Nitratproblems, von wenigen Außenseitern wie Schwille oder Obermann abgesehen, erst sehr spät an, da andere Problemperspektiven der quantitativen Verfügbarkeit von Wasserressourcen, der Gestaltung baulicher Maßnahmen und der technischen Abwasserbehandlung in der Tradition der öffentlichen Wasserversorgung dominierten (vgl. Merkel/Ludwikowski 1984, Merkel/Reiff 1985, Voh 1984a). In den letzten Jahren hat sie jedoch ihren Kompetenzbereich bis weit in den Bereich des landwirtschaftlichen Nitratreintrags hinein ausgeweitet und einige von der agrarisch orientierten Forschung vertretene Positionen relativieren können.
3. Die Bodenforschung war in der Vergangenheit eine eher vernachlässigte problemorientierte Disziplin und zudem von anderen, meist mehr quantitativen Fragestellungen beherrscht, so daß ihre zentrale Bedeutung für das Nitratproblem erst in den letzten Jahren in den Vordergrund rückte.¹⁷³
4. Die Notwendigkeit der multidisziplinären Zusammenarbeit bei problemorientierter Forschung ist mit den Anreizmechanismen der jeweiligen Forschungsdisziplin konfrontiert, die ein solches Verhalten nicht belohnen und teils auch negativ sanktionieren.¹⁷⁴ Vor diesem Hintergrund waren die Einrichtung der DFG-Schwerpunkte und der Druck fördernder Institutionen auf Verbundprojekte sowie das Engagement einzelner Forscherpersönlichkeiten von erheblicher Bedeutung für die Entwicklung der Nitratforschung. Festzuhalten ist auch, daß der wechselseitige Informationsaustausch und dessen Verarbeitung auf wissenschaftlicher Ebene noch am besten funktionierten.

¹⁷³ Aufgrund dieser mangelnden Rezeptivität der Wissenschaft ist der Forschungspolitik die späte Förderung der Bodenforschung kaum vorzuwerfen.

¹⁷⁴ Dementsprechend stand die medizinische Nitrosaminforschung als Teil der in den 70er Jahren expandierenden Krebsforschung relativ günstig da (vgl. Conrad 1987c, Hohlfeld 1979).

5. Andererseits war die Koordination der Forschungsförderung einer sich ausweitenden Nitratforschung nicht sehr entwickelt, was angesichts divergierender Zielsetzungen wohl auch wenig erfolgversprechend gewesen wäre. Dies führte auch zu überflüssiger Zweit- und Doppelforschung, die die wesentlichen Zusammenhänge und die wichtige Rolle standortspezifischer Einflußfaktoren auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser immer wieder erneut herausarbeitete.
6. Die auch aus Gründen der Praxisrelevanz gegebene Notwendigkeit, einerseits Forschungsprojekte spezifischer gebietsbezogen anzusetzen, um konkrete Handlungsempfehlungen geben zu können, andererseits Fragen des landwirtschaftlichen Stoffeintrags grundlegender und genereller anzugehen, um nicht wieder vom nächsten Einzelstoffproblem überrascht zu werden, findet erst in jüngster Zeit ihren verstärkten Niederschlag in der Nitratforschung (vgl. das baden-württembergische Forschungsprogramm Wasser-Abfall-Boden über ca. 40 Mio. DM, beim gleichnamigen Projektträger im Kernforschungszentrum Karlsruhe angesiedelt, oder Rohmann 1987).
7. Weiterhin sind gewisse Ungleichgewichte in der Nitratforschung zu konstatieren, etwa die geringere Beachtung von Stickstoffemissionen der Landwirtschaft in die Luft, der Nitratbelastung von Gemüsen oder den Folgeproblemen eines verstärkten Nitratabbaus im Untergrund wie z.B. ein entsprechender Anstieg von Hydrogenkarbonat oder Sulfat im Grundwasserleiter. Auch die mangelnde Inangriffnahme kumulativer bzw. synergistischer Problemlagen wie Bodenversauerung durch saure Depositionen und Abbau von organischem Material im Boden durch forcierten Nitrateintrag und -abbau ist hier zu nennen sowie generell die erst in jüngster Zeit beobachtbare vermehrte Einbindung der Nitratforschung in umfassendere komplexere Stoff- und Wirkungszusammenhänge (vgl. Kapitel 4).

Dennoch ist das Hauptproblem beim gesellschaftlichen Umgang mit der Nitratfrage nicht in fehlenden wissenschaftlichen Erkenntnissen der Nitratforschung, sondern vielmehr in deren mangelnder Umsetzung und ihrem partiellem Ignorieren zu sehen. Dies gilt auch für die diesbezüglichen sozialwissenschaftlichen Arbeiten, besonders in Ökonomie und Jurisprudenz, die de facto eher das Nitratproblem als Spielmaterial allgemeiner fachwissenschaftlicher Überlegungen und

Modelle verwenden als daß sie zu seiner Lösung in der gesellschaftlichen Praxis beitragen.¹⁷⁵

6.4.10 Die landwirtschaftliche Beratung

Bei der landwirtschaftlichen Beratung, die u.a. wesentlich dem Transfer von (agrarwissenschaftlichen) Forschungsergebnissen in die landwirtschaftliche Praxis dient, konkurrieren und kooperieren in der BRD die bei den Landwirtschaftskammern bzw. -ämtern angesiedelte Officialberatung¹⁷⁶, die Industrieberatung¹⁷⁷ und die Genossenschaftsberatung.

Während die Gesamtzahl der Berater in der Officialberatung seit den 70er Jahren grob stagniert, ist es zwischen den einzelnen Zweigen der Fachberatung (betriebswirtschaftliche, produktionstechnische, sozioökonomische, marktwirtschaftliche, ländlich-hauswirtschaftliche sowie die überbetriebliche Zusammenarbeit betreffende Beratung) zu teils erheblichen Verschiebungen gekommen (vgl. Tabelle 6.15). Von umweltpolitischer Bedeutung ist der deutliche Anstieg von Beratern im Bereich Landschaftsschutz und -pflege und Verbesserung der Agrarstruktur, wobei ihr Anteil an der Gesamtzahl trotz neu eingerichteter Stellen für Ökologieberater in einigen Bundesländern immer noch gering ist.

"Inwieweit die Officialberater umweltbezogene Gesichtspunkte in ihre Tätigkeit einfließen lassen, dürfte vor allem von folgenden Punkten abhängen:

- o umweltpolitisches Interesse des einzelnen Beraters,
- o Interesse der übergeordneten Stellen an Umweltschutzbelangen,
- o Intensität der Umweltauswirkungen des jeweiligen Fachbereichs und
- o Berücksichtigung umweltpolitischer Fragen in der Berateraus- und -weiterbildung." (SRU 1985: 63)

¹⁷⁵ Dies ist gleichfalls weit weniger ihrem eigenen Verschulden als den gesellschaftspolitischen Determinanten des Umgangs mit dem Nitratproblem anzurechnen.

¹⁷⁶ Insofern Bauernverbände als landwirtschaftliche Interessenvertretung und Landwirtschaftskammern als Anstalten öffentlichen Rechts häufig personell eng verflochten und im selben Gebäude untergebracht sind, sind hier öfters Interessenvermischungen zu beobachten.

¹⁷⁷ Die Industrieberater kommen überwiegend von der Agrochemie aber auch aus dem Landmaschinenbau und der Nahrungsmittelindustrie, z.B. den Zuckerfabriken.

Tabelle 6.15: In der Officialberatung tätige Personen nach Fachbereichen
(Stichtag jeweils 1. Januar)

	Länder, Kammer- und Reg.-Bez.-Ebene		Beratungsbezirke		Insgesamt	
	1973	1979	1973	1979	1973	1979
Koordinierungsreferenten	112	66	—	—	112	66
Allg. Landwirtschaft nicht spez. ...	—	—	857	595	857	595
Tierzucht	98	81	371	334	469	415
-haltung u. -fütterung	43	83	172	236	215	319
Geflügelwirtschaft, Kleintierzucht	35	23	22	28	57	51
Bodenfruchtbarkeit, Acker- u. Pflanzenbau	32	117	269	294	301	411
Grünland, Futterbau	5	13	12	3	17	16
Pflanzenschutz	127	134	310	190	437	324
Obst- u. Gartenbau	89	96	190	201	279	279
Weinbau, Sonderkulturen	6	18	99	89	105	107
Betriebs- u. Arbeitswirtschaft ...	37	56	444	413	481	469
Landtechnik	28	35	63	79	91	114
Bauwesen	52	46	39	59	91	105
Verbesserung der Agrarstruktur .	25	47	161	210	186	257
Landschaftsschutz u. -pflege	8	47	26	90	34	137
Sozio-ökonomische Beratung	17	21	84	243	101	264
Landjugendarbeit, Aus- u. Weiterbildung	32	48	122	113	154	161
Marktfragen	17	19	—	—	17	19
Fischereiwesen	23	12	—	—	23	12
Waldwirtschaft	15	12	98	91	113	103
Sonstiges	19	25	—	11	19	36
Gesamtsumme	820	999	3 339	3 279	4 159	4 278

Quelle: SRU 1985, Sydow 1979.

Die Firmenberatung (Düngemittelindustrie, Pflanzenschutzmittelindustrie, Landmaschinenindustrie, Ernährungsindustrie) wird insgesamt anpassungsfähiger und vor allem auch flexibler durchgeführt als die Officialberatung, die feste Beratungszeiten besitzt und aus Haftungsgründen oft eher zurückhaltend ist; so die Einschätzung des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 1985: 65).

Die Umwelteffekte der Industrieberatung sind nicht von vornherein eindeutig zu bewerten. Sie ergeben sich vorwiegend als unbeabsichtigte, weniger berücksichtigte Nebeneffekte einer auf andere Ziele ausgerichteten produktorientierten, produktionstechnischen Beratung. Per saldo dürften allerdings umweltbelastende Wirkungen vielfach überwiegen, wobei Qualitätsunterschiede zwischen den Firmen eine nicht unwichtige Rolle spielen (SRU 1985).

Für die Entwicklung der Umweltberatung in der Landwirtschaft seit den 80er Jahren kann festgehalten werden:

1. "Die vielfältigen Organisationsformen, umfassenden Beratungsaufgaben, Personalknappheit, schwierige Erreichbarkeit bestimmter Adressatengruppen, Nachfrageorientierung, bisher erst kurzzeitige und begrenzte Ausrichtung der Officialberatung auf Umweltprobleme, begrenztes Wissen und Motiviertheit der Beratung zur Umweltberatung - alle derartigen Probleme lassen wenige Perspektiven für inhaltliche Lösungen und entwickelbare Ansätze landwirtschaftlicher Umweltberatung erkennen. Sie verweisen vielmehr auf einen Status quo, der wenig entwicklungsgünstig ist und kaum Spielräume für eine Erweiterung der Beratungsaufgaben und Ausweitung der Beratungsspielräume läßt." (Bruckmeier 1987e: 109)
2. Die zunehmende Einbeziehung von Umweltaspekten in die landwirtschaftliche Beratung geschieht auf mehr oder weniger informellen Wegen und nicht formell und als separate Beratungsform. Lediglich die im norddeutschen Raum von Landwirten selbst getragene Ringberatung hat eine spezielle Umweltberatung ausdifferenziert.
3. "Im Vergleich der Umweltberatung in den Bundesländern fällt auf:
 - (a) In den süddeutschen Ländern sind mehr umweltpolitische und *programmformulierende Aktivitäten* auf landespolitischer Ebene zu verzeichnen, und die Beratung ist stärker in die politische Lösung der Umweltprobleme der Landwirtschaft einbezogen. In den norddeutschen Ländern treten eher 'beratungsferne' Regulierungsansätze bei den drängenden Umweltproblemen (Gülle insbesondere) hervor: Gülleverordnung, Gülleerlaß, Flüssigmistrichtlinie als regulative Programme oder Vertragsregelungen.

(b) Sofern überhaupt bereits *Schwerpunkte* der Umweltberatung vorhanden sind (was wiederum eher in Süddeutschland der Fall ist), dominiert als 'klassischer' Beratungsbereich, aus dem heraus Umweltberatung sich entwickelt, die Produktionstechnik. Wie weit die Beratungsaktivitäten mit den hauptsächlichsten regionalen Umweltproblemen der Landwirtschaft übereinstimmen, ist nicht exakt festzustellen. Die Konzentration auf Düngberatung läßt jedoch einen engen Zusammenhang mit dem aktuellen Problem der Nitratbelastung des Trinkwassers vermuten.

(c) Modellhafte *innovative Ansätze* der Umweltberatung sind bisher nicht zu verzeichnen. Nur in Baden-Württemberg ist mit dem verstärkten Einsatz der Beratung zur Lösung des Nitratproblems ein umweltspezifisches Beratungsmodell entstanden, das jedoch unter besonderen Rahmenbedingungen (Wasserpfennig) existiert." (Bruckmeier 1987e: 104)

4. Eine Evaluation der Wirksamkeit und Akzeptanz der Umweltberatung ist schwierig, und ihr wird von seiten der Berater mit Skepsis begegnet. Empirische Daten sind nur wenige vorhanden. Aufgrund ihrer Rahmenbedingungen ist nur mit einer begrenzten und nur längerfristig steigenden Erfolgsquote zu rechnen (Bruckmeier 1987e).¹⁷⁸

Bezogen auf das Nitratproblem spielt insbesondere die Düngungsberatung eine Rolle. Die Düngungsempfehlungen der Industriebberatung (vgl. Fachverband Stickstoffindustrie 1987, BASF 1986a, Ruhrstickstoff AG 1983) liegen im Durchschnitt in vergleichbarer Höhe, bisweilen auch etwas höher als diejenigen der Officialberatung. Es findet in entsprechenden Arbeitskreisen und Schulungen auch ein Austausch zwischen beiden Gruppen statt. Im Gegensatz zur Officialbe-

¹⁷⁸ "Umweltberatung würde kaum vorangebracht, wenn
- von einem 'überorganisierten' Beratungsmodell ausgegangen wird (z.B. Überspezialisierung, rein organisationsstrukturelle Lösungen. Suche nach einer - besten - Organisationsform mit Hilfe organisationstheoretischer und betriebswirtschaftlicher Literatur);
- von einfachen Übertragungen aus anderen Beratungsbereichen ausgegangen wird (etwa von der Annahme, daß das, was sich in der Politik-, Unternehmens- und Verbraucherberatung bewährt hat oder dort möglich ist, auch in der landwirtschaftlichen Umweltberatung funktionieren müßte);
- von einem 'unkontrollierten' Diffusionsmodell der Beratungswirkung ausgegangen wird (daß Beratung sich auf beispielhafte Initiativen oder auf Musterkunden beschränken und auf Multiplikatoren- und Nachmach-Effekte verlassen könne);
- nach Ersatzmodellen für Beratung gesucht wird. Die Erwartung, daß Umweltberatung überflüssig werden könnte, wenn z.B. nur genügend regulative Politikprogramme oder marktförmige Anreize zur umweltschonenden landwirtschaftlichen Produktion geschaffen werden, geht an der Alltagswirklichkeit vorbei. Auch bei entwickelter Agrarumweltpolitik wäre Beratung weiterhin erforderlich." (Bruckmeier 1987e: 115 f.)

ratung hat die Industrieberatung ein strukturell vorgegebenes Verkaufsinteresse, das jedoch auch längerfristig interpretiert wird und nicht einfach direkt mit dem Verkauf gekoppelt ist.¹⁷⁹ Die Beratung hat sich des Nitratproblems ungefähr seit Anfang der 80er Jahre vermehrt angenommen, als sie generell die ökologische Dimension zumindest verbal aufgrund der Agrar-Umwelt-Diskussion aufzugreifen sich gezwungen sah. Da die Beratung sich primär am ökonomischen Eigeninteresse des Landwirts orientiert, versuchte sie, ihm verringerte oder zeitlich gestaffelte Düngungsgaben, Zwischenbegrünung oder auf zusätzlichen Bodenmessungen basierende Dosierungen (N_{\min} -Methode) durch wirtschaftliche Gewinne schmackhaft zu machen.¹⁸⁰ Die Düngungsempfehlungen für Sonderkulturen, besonders im Weinbau gingen seit Ende der 70er Jahre allmählich zurück (vgl. Tabelle 6.1, Bruckmeier 1987e). Dies trifft für die flächenmäßig bedeutsamen Bereiche des Getreidebaus und der Grünlandnutzung nicht zu, die jedoch im allgemeinen (noch) weniger mit hohen Nitratauswaschungsraten verbunden sind.¹⁸¹ Die Düngungsempfehlungen für den Maisanbau und für eine pflanzenbedarfsgerechte Gülleausbringung haben sich in der letzten Dekade auch zugunsten verringerter Nitratauswaschung verändert; sie stoßen jedoch bei Gülleüberschußbetrieben auf recht begrenzte Resonanz, da diese primär an kostengünstiger Güllebeseitigung interessiert sind. Generell haben die Empfehlungen für eine verminderte Stickstoffdüngung auch mit der mittlerweile aufgebauten Nährstoffanreicherung in den Ackerböden zu tun, doch wird zumeist auch von landwirtschaftlicher Seite konzediert, daß diese Rücknahme in den empfohlenen N-Düngermengen vielfach später erfolgt ist, als dies von der Sache her angemessen war.

¹⁷⁹ So sind Beratung und Verkauf bei der BASF formell getrennt und die fachlichen Empfehlungen werden von der der Versuchsstation Limburgerhof unterstellten Beratung festgelegt.

¹⁸⁰ Am leichtesten hatte es hier die Zuckerindustrie mit der Durchsetzung qualitätsorientierter Bezahlung, da hier eine Begrenzung und Verringerung der Stickstoffdüngung damit im wirtschaftlichen Eigeninteresse des Landwirts liegt, während ihn der Umweltaspekt gar nicht zu interessieren braucht (vgl. Feyerabend 1985, Hünermann 1987c).

¹⁸¹ Hier wirken sich produktionstechnische Beratungserfolge zugunsten einer besseren Ausnutzung des Stickstoffdüngers mit der Folge höherer Getreiderträge je Düngermittelenheit auch positiv im Sinne einer Verminderung der Nitratauswaschung aus. Die EG-Qualitätskriterien für Weizen verlangen allerdings eine Spätdüngergabe, die einer am Grundwasserschutz orientierten Düngungspraxis zuwiderläuft. Bei hohen Düngergaben ist - entgegen früheren undifferenzierten Aussagen - auch unter Grünland das Risiko der Nitratauswaschung hoch (vgl. Bogacki 1986).

Die veränderten Düngungsempfehlungen betreffen genau diejenigen agrarischen Produktionsbereiche, die die Hauptproblemgebiete für die Nitratbelastung des Grundwassers darstellen. Umgekehrt ist bei diesen Bereichen das wirtschaftliche Eigeninteresse des Landwirts an einer effizienten und pflanzenbedarfsgerechten N-Düngung am geringsten: Geht es ihm bei der Gülle vielfach primär um bloße Abfallbeseitigung, fallen die Düngerkosten bei Sonderkulturen in Relation zum Ertrag kaum ins Gewicht.¹⁸²

Mit Broschüren, Faltblättern, Artikeln in den landwirtschaftlichen Journalen, Vortragsveranstaltungen, Kursen, Demonstrationsvorhaben und Einzelberatung bemüht sich die Beratung, dem Landwirt eine pflanzenbedarfsgerechte Düngung nahezubringen, wobei neben der Officialberatung auf Landesebene und der Industrieberatung auch bundesweite Aktivitäten wie DLG-Veranstaltungen, AID-Broschüren (AID 1983, 1984a, 1986) und die Faustzahlen für die Landwirtschaft der Ruhrstickstoff AG (1983) eine Rolle spielen. Eine empirische Kontrolle über die Verhaltensrelevanz ihrer Empfehlungen hat die landwirtschaftliche Beratung im allgemeinen nicht. Die Einschätzungen gehen dahin, daß ältere, einkommensschwächere und Nebenerwerbslandwirte sich von der Beratung sehr viel weniger angesprochen fühlen und deren Empfehlungen berücksichtigen als jüngere, besser ausgebildete, einkommensstärkere und Vollerwerbslandwirte. Da die Beratung an Beratungserfolgen interessiert ist, wendet sie sich dementsprechend primär den aufgeschlossenen und den meinungsbildenden Landwirten zu.

Eine auch am Grundwasserschutz orientierte landwirtschaftliche Beratung steht vor zwei grundsätzlichen Dilemmata:

1. Ökologisches und ökonomisches Düngungsoptimum (Salzwedel 1983) stimmen im allgemeinen nicht überein, so daß eine auf betriebliche Einkommensmaximierung verpflichtete Beratung ökologische Belange gerade in den Problembereichen Sonderkulturen und Güllewirtschaft nur begrenzt mit Überzeugungskraft vertreten kann.¹⁸³

¹⁸² Von daher erklären sich Phänomene wie Düngergaben im Spargelanbau, die bis zum beinahe Zehnfachen der Düngerempfehlungen reichen, oder örtlich konzentrierte Gülleausbringungen, die weit über das selbst noch von Mais benötigte Maß an Stickstoff hinausgehen.

¹⁸³ Vielfach gestaffelte Düngergaben erfordern einen höheren Arbeitsaufwand. Der Mercko-Quant-Schnelltest ist relativ ungenau. Die Kosten für die N_{\min}

2. Die Beratungsempfehlungen widersprechen teilweise denjenigen von vor einigen Jahren, so daß ein Glaubwürdigkeitsproblem für den Berater besteht.

Hinzu kommen zusätzliche Probleme einer ökologisch orientierten landwirtschaftlichen Beratung:

1. Zunächst muß sich eine solche Umorientierung innerhalb des Beratungswesens selbst verbreiten und durchsetzen, was bislang nur begrenzt zutrifft (Brachmann/Zimmermann 1984).
2. Die Akzeptanz der Berater ist unter den Landwirten - teils aus guten Gründen - begrenzt und zurückhaltend (vgl. Brüggemann/Riehle 1986). Die Informations- und Kommunikationskanäle der Officialberatung sind unter (sozial-)psychologischen Gesichtspunkten suboptimal.
3. Zudem sind die Personalressourcen recht begrenzt. Die neben der Beratung des Handels und der Gewerkschaften gezielter auf Einzelberatung von als meinungsbildend eingestuften Landwirten abstellende Industriebberatung dürfte mit einfacheren Düngungsrezepten hier effektiver sein. Sie hat jedoch an einer ökologisch orientierten Beratung strukturell kein vorrangiges Interesse, auch wenn sie diesbezügliche Gesichtspunkte aufnehmen sollte. Per saldo dürfte wegen der oft noch nicht voll ausgenützten Spielräume für eine rentabilitätssteigernde Düngung der umweltbelastende Effekt überwiegen (SRU 1985: 64).
4. Am hilfreichsten und wirkungsvollsten für den Landwirt ist die Gesamtbetriebsberatung, innerhalb derer auch eine erhöhte Akzeptanz für ökologisch motivierte Empfehlungen erreichbar ist. Genau diese findet in der Praxis selten statt. Statt dessen dominieren funktions- und bereichspezifische Teilberatungen.

Methode sind bei konsequenter Anwendung nicht mehr vernachlässigbar. So wird von der Beratung für den Gemüseanbau denn auch eingeräumt, daß trotz vergleichsweise hoher, wirtschaftlich rentabler Einsparpotentiale das verbleibende Auswaschungspotential überwiegend hoch ist (Erlenbach 1987, private Mitteilung).

5. Entsprechend langsam ist der Diffusionsprozeß den Grundwasserschutz miteinander beratungsempfehlungen in die breite landwirtschaftliche Praxis.¹⁸⁴ Aus erfolgreichen Demonstrationsvorhaben mit günstigen Randbedingungen dürfen keine vorschnellen Generalisierungsschlüsse gezogen werden.¹⁸⁵
6. Außerdem tragen deutliche Meinungsunterschiede über die Vor- und Nachteile und die Gleichwertigkeit organischer gegenüber mineralischer Düngung kaum zur Glaubwürdigkeit der Beratung bei. In dieser Kontroverse stehen nicht nur "Güllepapste" wie Vetter u.a. gegen die Vertreter der Düngemittelindustrie, sondern auch die Proponenten des ökologischen Landbaus sowohl gegen diejenigen der Mineraldüngung als auch gegen diejenigen der Gülledüngung (statt Stallmist). Inzwischen wird vielfach mehr ein "Sowohl als auch" anstelle eines "Entweder oder", also eine sinnvolle Kombination von Mineraldünger und Gülle betont.
7. Schließlich ist das Bewußtsein der Landwirte über ihre Verursacherrolle für die Nitratbelastung des Grundwassers, durch entsprechende Verbandsbroschüren gestützt (vgl. Bruckmeier 1987e), noch relativ wenig ausgeprägt oder ambivalent, wobei der Charakter des Nitratintrags als non-point source pollution und die meist große zeitliche Verzögerung des Anstiegs der Nitratwerte im Grundwasser dem entgegenkommen.

Aus dem seit den 80er Jahren in wesentlichen stagnierenden Stickstoffdüngerverbrauch bei weiterhin steigenden landwirtschaftlichen Erträgen kann noch

¹⁸⁴ Entgegen optimistischen offiziellen Verlautbarungen von Vertretern der Landwirtschaftskammern und -ämter ist die N₂-Methode immer noch relativ wenig verbreitet. Rechnet man eine Diffusionszeit von 10 Jahren und für den Nachweis einer reduzierten Nitratkonzentration im Grundwasserleiter weitere 10 Jahre, so hat man eine realistische Zeitspanne für eine wirksame verursacherorientierte Lösung des Nitratproblems vor Augen. Bei klaren Verhältnissen wie der Zwischenbegrünung im Weinbau, die auch dem Erosionsschutz dient, sind Erfolge rascher zu verzeichnen (Schweiger 1988).

¹⁸⁵ Wenn die gesamten Düngungskosten und die Düngung selbst vom Landwirtschaftsamt übernommen werden wie in einem Demonstrationsvorhaben in Baden-Württemberg, dann ist die Akzeptanz der Landwirte weitgehend gesichert, obwohl auch hier heimliche eigene Zusatzdüngung vorkommen kann (Schweiger 1989, private Mitteilung). Aber auch eine gezielte Minderdüngung der Bauern in der Nähe von Meßstellen ist in anderen Feldexperimenten beobachtet worden (Rohmann 1987, private Mitteilung).

nicht auf einen durchschnittlichen Rückgang der Nitrat Auswaschung geschlossen werden. Auch erfolgreiche Umstellungen, etwa diejenige des vielzitierten Kasseler Gemüsebaubetriebs (Scharpf et al. 1986, sowie interne Unterlagen), können nicht ohne weiteres verallgemeinert werden. Zweifellos hat sich die landwirtschaftliche Beratung des Nitratproblems in den letzten Jahren intensiver angenommen (vgl. exemplarisch Vickermann 1988) und bemüht sich um standort- und betriebsgerechte (Teil-)Lösungen. Über die Wirksamkeit dieser Bemühungen sind derzeit noch keine definitiven Aussagen möglich. Erfolge und Mißerfolge scheinen sich die Waage zu halten. Der Transformationsprozeß landwirtschaftlicher Umweltberatung in eine umweltverträglichere landwirtschaftliche (Düngungs-)Praxis ist zweifellos ein langwieriger. Gerade bei den gravierendsten Problemfällen wie Nebenerwerbsbetriebe im Spargel- und Tabakanbau oder Gülleüberschußbetriebe scheint die Beratung allein weitgehend zu verpuffen, so daß hier rechtsverbindliche Auflagen unumgänglich sein dürften (private Mitteilungen von Rohmann 1987 und Vetter 1987). Umgekehrt darf aber nicht erwartet werden, daß Umweltberatung überflüssig würde, wenn nur genügend regulative Politikprogramme oder marktförmige Anreize zur umweltschonenden landwirtschaftlichen Produktion geschaffen würden. Sie wäre auch bei entwickelter Agrarumweltpolitik weiterhin erforderlich.

6.4.11 Nitrat in der Agrarpolitik

Zusammenhänge zwischen dem Nitratproblem und der Gestaltung der Agrarpolitik bestehen im wesentlichen implizit. Die explizite Behandlung des Nitratproblems wird von der realen Agrarpolitik kaum aufgegriffen.¹⁸⁶ Durch ihren entscheidenden Einfluß auf Erzeugerpreise und Preisrelationen, Abnahmemengen und Aussenschutz, Förderprogramme und Flurbereinigung, Qualitätskriterien und Absatzförderung hat die Agrarpolitik Auswirkungen auf die Präferenzen der Landwirte für bestimmte Anbauprodukte, die Fruchtfolgegestaltung, die Bewirtschaftungsintensität, die Spezialisierung und räumliche Konzentration, die landwirtschaftlich genutzte Fläche etc. und ist damit durchaus umweltwirksam (von

¹⁸⁶ So wird im Agrarbericht 1987 nur an einer Stelle das Nitratproblem explizit angesprochen, wobei auf ein entsprechendes vom BMELF gefördertes Forschungsvorhaben hingewiesen wird (BMELF 1987a: 101); weiterhin wird an wenigen Stellen pauschal das Problem der Einträge schädlicher Stoffe in Boden und Wasser genannt.

Meyer 1983, Conrad 1988a) und für das Ausmaß der Nitrat- auswaschung ins Grundwasser bedeutsam.¹⁸⁷

Von ihrer Stoßkraft und ihrem Interessenberücksichtigungsmuster her rangieren Umweltprobleme der Landwirtschaft (SRU 1985) in der realen Agrarpolitik meist hinten, auch wenn ihre Wichtigkeit offiziell immer wieder betont wird. Agrarpolitik versteht sich primär als der Umgang mit ökonomischen (Marktungleichgewichte), sozialen (Einkommenssicherung), budgetären (Agrarmarktausgaben) und politischen Problemen (Wählermobilisierung der in der Landwirtschaft Beschäftigten). Das Grunddilemma der Agrarpolitik, wie sie sich zu den Anpassungsprozessen in und dem Abwanderungszwang aus der Landwirtschaft stellen soll, die aus hohem mengenmäßigen Produktivitätsfortschritt bei geringer Einkommenselastizität der Nachfrage nach Agrarprodukten resultieren, ist von der Wissenschaft schon lange klar herausgearbeitet worden (Hanau 1958, Koester 1977, Koester/Tangermann 1976).¹⁸⁸ Als zentrale Problemlagen des Agrarsektors in der EG sind heute vor allem folgende Punkte zu nennen (vgl. Conrad 1987a), denen gegenüber z.B. Haushaltsprobleme eher als Folgekosten zu interpretieren sind, an denen sich agrarpolitische Auseinandersetzungen dann häufig festmachten¹⁸⁹:

¹⁸⁷ Um nur vier solcher mehr indirekten Folgewirkungen beispielhaft zu nennen: Das an äußeren Produktmerkmalen orientierte Handelsklassensystem fördert die auf Quantität bezogene Ertragsmaximierung mit möglichst hoher Stickstoffaufnahme der Kulturpflanzen. Die am Eiweißgehalt orientierte Bewertung von höheren Preisen erzielendem Qualitätsweizen verlangt die Spätdüngung, die mit erhöhten Auswaschungsgefahren verbunden ist. Der hohe Getreidepreis erhöht die Konkurrenzfähigkeit von Futtermittelimporten mit der Tendenz zur flächenunabhängigen Tierproduktion und Gülleüberschüssen. Die Einführung des Systems der Milchquoten induzierte einen verstärkten Umbruch von in der Milchviehhaltung nicht mehr nutzbarem Grünland mit entsprechend massiven Nitrat- austrägen ins Grundwasser.

¹⁸⁸ Daß die Stickstoffdüngung dabei eine wesentliche Voraussetzung für diesen Produktivitätsfortschritt bildete, sollte nicht unerwähnt bleiben.

¹⁸⁹ So ließe sich der budgetäre Engpaß auf EG-Ebene grundsätzlich auch mittelfristig dadurch lösen, daß der an die EG abzuführende Anteil am nationalen Mehrwertsteueraufkommen weiter angehoben wird wie bereits 1984 (von 1 % auf 1,4 %). Die volkswirtschaftlichen Opportunitätskosten solcher Anhebungen stehen auf einem anderen Blatt. Sie entstehen jedoch auch in geringerer Höhe auf dem gegenwärtigen Niveau der Subventionierung des Agrarsektors.

1. Fehlallokationen und Transfer von Ressourcen aus der Volkswirtschaft in den Agrarsektor bei weitgehender Einflußlosigkeit des Verbrauchers von Agrarprodukten;
2. Marktungleichgewichte und wachsende Produktion von Überschüssen aufgrund von Preis- und Mengengarantien und Außenschutz für die Landwirtschaft mit der Folge von Ressourcenverschwendung durch aufgeblähte Lagerhaltung, Denaturierung agrarischer Produkte, Exportsubventionen, Handelskonflikten mit anderen Agrarexportländern und Zerstörung landwirtschaftlicher Produktionsmöglichkeiten in Entwicklungsländern;
3. andauernder agrarstruktureller Wandel mit einer Abnahme der Zahl der Betriebe und der in der Landwirtschaft Beschäftigten und regional konzentrierten Formen sozialer Deprivation;
4. ungleiche Verteilung von Finanzhilfen und Subventionen in bezug auf Länder und Regionen, Agrarprodukte und landwirtschaftliche Einkommen¹⁹⁰, teilweise verdeckt durch die indirekten und impliziten Verteilungsmechanismen;
5. verzerrte Preisrelationen zwischen Vorleistungen und Endprodukten, zwischen verschiedenen Vorleistungen und zwischen verschiedenen agrarischen Erzeugnissen mit der Folge der Intensivierung, Spezialisierung, regionalen Konzentration und der Ausbildung von Monokulturen (von Meyer 1983);
6. Bedrohung der Umwelt durch landwirtschaftliche Aktivitäten auf dem Wege der Schadstoffemissionen und Landschaftsveränderung;
7. die Entwicklungsprobleme ländlicher Regionen und die sozioökonomische Lebensfähigkeit benachteiligter Gebiete (less favoured areas);

¹⁹⁰ Grob gesprochen, erhalten die reicheren nördlichen Regionen mehr Zuschüsse als die ärmeren mediterranen Gebiete. Getreide-, Zucker- und Milchproduktion absorbieren mehr als 60 % des EAGFL-Fonds. Größere Betriebe erhalten mehr Subventionen als kleinere, weil diese überwiegend nach Produktionsmengen verteilt werden.

8. die Zukunft von in der Landwirtschaft tätigen Personen im Hinblick auf Aufgabenstellung, Qualifikationsanforderungen und Beschäftigungsformen (z.B. Biomanager, Landschaftspfleger, Teilzeitlandwirt, Vertragslandwirt);
9. zentrifugale Kräfte in der EG aufgrund zunehmender regionaler Disparitäten, nicht koordinierter nationaler Agrarpolitiken, unkoordinierter Verteilung von Subventionen und wachsenden Widerstands gegen Nettotransferzahlungen innerhalb der EG auf der Grundlage finanzieller Solidarität.

Darüber hinaus ist im Hinblick auf die politische Durch- und Umsetzbarkeit agrarpolitischer Reformkonzepte die auf ideologischer, rechtlicher und institutioneller Ebene abgesicherte Versäulung und relative Abschottung des Agrarsektors - insbesondere auf EG-Ebene - in Rechnung zu stellen.

Unterstellt man, daß Umweltprobleme der Landwirtschaft die Agrarpolitik in Zukunft noch verstärkt berühren werden und daß der Nitratproblematik dabei eine gewisse Schlüsselrolle zukommen könnte (vgl. Kapitel 3), dann sollten sich in der agrarpolitischen Diskussion hierfür doch einige Anzeichen ausmachen lassen. Andernfalls wäre die Frage nach einer Ökologisierung der Agrarpolitik, so sie angemessen am Beispiel der Trinkwasser-Nitratbelastung untersucht werden kann, vorerst negativ im Sinne ihrer Abwesenheit zu beantworten.

Das Nitratproblem ist jedoch in den letzten Jahren vermehrt in der agrarpolitischen Diskussion aufgegriffen worden, vorrangig im wissenschaftlichen (von BMELF 1987c, von Urff/Zapf 1987) und vopolitischen (SRU 1985, Weinschenk/Gebhard 1985), aber auch im politischen Raum (insbesondere in der agrarpolitischen Reformdiskussion Baden-Württembergs). Erörtert werden vor allem Produktkontingentierung sowie Flächenstilllegung (Berg/Steffens 1985, England 1986, Finck 1986, Finck/Haase 1987, de Haen 1985b, Hinrichs et al. 1987, Kleinhanß 1986, Kling 1985, Kling/Steinhauser 1986, Langbehn/Stalb 1987, O'Hara 1984, Ohlhoff 1986, Schulte 1984, Weinschenk/Gebhard 1985):

Von der Mehrzahl der Agrarökonomien wird eine Preissenkung zur Bewältigung des Überschußproblems eindeutig bevorzugt. Die damit einhergehende Reduktion in der Bewirtschaftungsintensität wird vielfach auch als der ökologisch sinnvollste Weg angesehen (z.B. Schmitt/Thoroe 1986). Abgesehen davon, daß die Hinwen-

dung zum Marktprinzip eine Wertentscheidung beinhaltet, die die etablierte Agrarpolitik augenscheinlich nicht teilt, besteht zwischen dieser Orientierung ohne die Berücksichtigung ökologischer Belange in der ökonomischen Zielfunktion, also ohne Internalisierung von Umweltkosten einerseits und ökologischen Zielen andererseits kein systematischer Zusammenhang und stellt die generelle Deintensivierung keineswegs für sämtliche Belange des Umwelt- und Naturschutzes die effizienteste Lösung dar (Hampicke 1987). Für die Stickstoffdüngung und die Nitratauswaschung würde sich der Verzicht auf Marktpreisstützungen nach den vorliegenden Untersuchungen wie folgt auswirken:

1. Kurzfristig wird es bei nicht zu starken Preissenkungen zu praktisch keiner Verringerung des N-Düngereinsatzes kommen.
2. Mittelfristig ist infolge der durch die Einkommensverluste induzierten Veränderungen in der Betriebsorganisation in bezug auf das Anbauverhältnis und den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln (vor allem Fungizide und Wachstumsregulatoren) mit einer etwas stärkeren Reduzierung der N-Düngung zu rechnen, ohne daß sie entscheidend ins Gewicht fällt.
3. Durch das Ausscheiden vieler Betriebe, vor allem in benachteiligten Gebieten, werden große Flächen nicht mehr oder nur noch extensiv landwirtschaftlich genutzt. Auf diesen Flächen ist zunächst teilweise mit erhöhten Nitratauswaschungen aufgrund fehlenden N-Entzugs durch Pflanzenbau zu rechnen, die aus der Mineralisation des in der Vergangenheit aufgebauten großen N-Pools herrühren. Danach erledigt sich das Nitratproblem auch auf diesen Flächen weitgehend.
4. Soweit die durch die Preissenkungen verursachte Deintensivierung zu geringeren Erträgen führt, wird für die Erzeugung derselben Produktmenge ceteris paribus mehr Fläche benötigt, die dann ebenfalls zu Nitratauswaschungen beitragen kann.¹⁹¹

Für die unter Agrarökonomern als zweitbeste Lösung diskutierte Faktorpreiserhöhung, speziell eine Stickstoffdüngerbesteuerung bzw. -abgabe, gelten im Prin-

¹⁹¹ Darüber hinaus steht diese zusätzlich benötigte Fläche nicht für andere Zwecke, z.B. für ökologische Ausgleichsräume zur Verfügung.

zip die gleichen Aussagen wie für Produktpreissenkungen. Auch eine N-Steuer in merklicher, aber noch nicht extremer Höhe (1 bis 2 DM/kg N) führt kurzfristig nur zu einem geringeren Rückgang der N-Düngungsintensität, allerdings stärker als bloße Produktpreissenkungen.¹⁹² Außerdem führen die Einbeziehung der Pufferfunktion des N-Pools im Boden, der Wechselwirkung mit anderen Intensitätsfaktoren (Hinrichs et al. 1987), der Verschiebung der Produktionsfunktion für N-Düngung durch technischen Fortschritt im Pflanzenbau und der Ausklammerung des Wirtschaftsdüngers zu einer Verringerung der kurzfristig abgeschätzten Wirksamkeit einer N-Dünger-Besteuerung. Die Kombination der Stickstoffsteuer mit Faktorpreiserhöhungen für Pflanzenbehandlungsmittel und/oder Produktpreissenkungen hätte dann allerdings sehr viel deutlichere Auswirkungen in Richtung eines geringeren N-Düngereinsatzes (Kling/Steinhauser 1986).

Insgesamt ist somit vom Einsatz einzelner preispolitischer Instrumente in erster Linie durch die hierdurch induzierten Flächenstillegungen seitens nicht mehr konkurrenzfähiger Gebiete bzw. Betriebe mittelfristig ein Beitrag zur Verringerung der Nitratauswaschung zu erwarten, während kombinierte preispolitische Maßnahmen auch zu merklichen Reduzierungen in der Düngungsintensität führen würden. Allerdings reagieren die Problembereiche der Nitratauswaschung, Sonderkulturen, Gülleausbringung und Gründlandumbruch auf preispolitische Maßnahmen relativ am geringsten, so daß insgesamt der Beitrag der Agrarpreispolitik zur Lösung des Nitratproblems beschränkt bliebe, selbst wenn diesbezügliche Maßnahmen realisiert würden.

Kontingentierungssysteme werden von der Agrarwissenschaft überwiegend abgelehnt, während die bundesdeutsche Agrarpolitik Produktkontingentierungen befürwortet. Der mögliche Beitrag von Kontingentierungen zur Lösung des Nitratproblems hängt entscheidend von deren Spezifikation ab. Produktkontingentierungen in ihrer bisher praktizierten Form tragen bestenfalls durch Abbau von Überschußproduktion, falls es dazu überhaupt kommt, zur Verringerung der Nitratauswaschung bei und können ohne Ausdehnung auf die gesamte Agrarproduktion außerdem auch negative Auswirkungen, etwa durch vermehrten Grünlandumbruch, haben, wie das Beispiel der Milchkontingentierung belegt. Die ordnungspoliti-

¹⁹² Aufgrund der zu groben Modellierung der Produktionsfunktion der N-Düngung in einer Reihe agrarökonomischer Modellrechnungen wird die Wirkung einer Stickstoffsteuer allerdings teils deutlich unterschätzt (Kleinhanß 1986a, 1986b und persönliche Mitteilung 1987).

schen und verwaltungstechnischen Probleme und die Politisierungseffekte von Produktkontingentierungen sind hier nicht weiter zu erörtern.

Eine Kontingentierung von Stickstoffdünger wird agrarpolitisch nicht ernsthaft diskutiert. Sie würde entsprechend der zur Verfügung stehenden Gesamtdünger-
menge und seiner Verteilung zu einer mehr oder minder großen Verminderung der
Nitratauswaschungsraten führen (Finck/Haase 1987), wobei zu beachten ist, daß
aufgrund der dabei entstehenden Wettbewerbsfähigkeit des Körnerleguminosenan-
baus dieser selbst zu erhöhten Nitratauswaschungsproblemen führen kann.

Die gezielte Flächenstilllegung zur Marktentlastung wird agrarpolitisch kontro-
vers diskutiert und von der Mehrheit der Agrarökonomien im Vergleich zum Preis-
abbau abgelehnt.¹⁹³ Insofern Flächenstilllegungen zum Abbau von Überschüssen
primär den Getreideanbau betreffen und nicht ohne weiteres mit Wasserschutzge-
bieten übereinstimmen, wäre ihr Beitrag zur Lösung regionaler und lokaler Ni-
tratprobleme voraussichtlich begrenzt, jedoch mit demjenigen von marktorien-
tierten Agrarpreissenkungen vergleichbar. Die Möglichkeit einer zugleich an
ökologischen Kriterien orientierten Flächenstilllegung und -umwidmung scheint
nach den bisherigen historischen Erfahrungen mit derartigen Mehrzweckprogram-
men in der Praxis nicht zu funktionieren (vgl. für die USA Hathaway 1986,
Manegold 1986, Sampson 1981 sowie kritisch zum Flächenstilllegungsprogramm der
EG Schmitt/Thoroe 1986, Henze 1985).

Die Frage nach dem Stellenwert des Nitratproblems in der Agrarpolitik ist im
Grunde differenziert nach der jeweiligen Agrarpolitik auf EG-, Bundes- und
Länderebene zu untersuchen. Beim bisherigen Verlauf der agrarpolitischen Dis-
kussion war diese Differenzierung hier jedoch noch nicht erforderlich. Symbol-
politisch wird der Nitratfrage durchaus Referenz erwiesen, faktisch dominieren
implizite, unbeabsichtigte Nebenwirkungen anders begründeter agrarpolitischer
Programme und Maßnahmen. Auf der anderen Seite erscheinen nach den obigen Aus-
führungen die Möglichkeiten der Agrarpolitik als solcher begrenzt, über eine
mäßige, große Flächen betreffende Minderung des Nitratreintrags hinaus gezielt
zur Lösung der je standortspezifischen lokalen und regionalen Nitratprobleme
beizutragen. Hierfür sind offensichtlich speziellere Maßnahmen erforderlich,

¹⁹³ Hier sind sich liberale Agrarökonomien und Agraropposition (gegen die eta-
blierte bürokratische Agrarpolitik) ausnahmsweise einig.

ohne daß ein solch eher genereller Beitrag der Agrarpolitik zur Minderung der Nitratauswaschung ins Grundwasser unterbewertet werden sollte.

6.4.12 Weitere nitratrelevante Politikstränge

In diesem Abschnitt werden noch fünf Bereiche kurz angesprochen, die für den gesellschaftlichen Umgang mit dem Nitratproblem gleichfalls eine gewisse Relevanz besitzen.

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, in der die obersten Wasserbehörden der Länder zusammengeschlossen sind, hatte 1970 eine Arbeitsgruppe "Einflüsse von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln auf die Gewässergüte" gegründet, die 1982 ein Arbeitsblatt "Einflüsse von Düngern auf die Gewässergüte" vorlegte (LAWA 1982). Wie in der Wasserwirtschaft, mit deren Vereinigungen die LAWA häufiger kooperiert¹⁹⁴, genoß das Problem der Grundwasser-Nitratbelastung in der 70er Jahren auch in der LAWA noch keine vorrangige Aufmerksamkeit. Dies änderte sich in den 80er Jahren, als die Frage des Grundwasserschutzes akut wurde. Im Grundwassergüte-Überwachungskonzept der LAWA (LAWA 1983), das nach intensiven Diskussionen mit DVGW-Fachausschüssen 1983 verabschiedet wurde, ging es um den Aufbau eines flächendeckenden Grundwassergütemeßnetzes seitens der Länder analog zum bereits bestehenden Oberflächengewässergüte-Überwachungssystem (Veh 1984b), wobei die öffentliche Wasserversorgung insbesondere über Rohwasseruntersuchungen beteiligt ist.¹⁹⁵ Dabei ist Nitrat neben chlorierten Kohlenwasserstoffen und Pflanzenbehandlungsmitteln ein zentraler Kontrollparameter. Dies kam besonders deutlich im LAWA-Wasserversorgungsbericht 1986 (LAWA 1987a) zum Ausdruck, der sich zur Hälfte mit Erhebungen, Einschätzungen, Ursachen, Schlußfolgerungen und Maßnahmen zum Nitratproblem in den einzelnen Bundesländern befaßt. Im Grundwasserschutzprogramm (LAWA 1987b) drängte die LAWA verstärkt auf verursacherbezogene Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems und verwahrte sich gegen eine durch landwirtschaftliche Interessen bestimmte Fest-

¹⁹⁴ Genannt seien etwa die Abwassertechnische Vereinigung (ATV), der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), die Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V. und der Deutsche Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).

¹⁹⁵ Entsprechend strittig war anfangs die Frage der Kostenverteilung zwischen Wasserversorgung und Bundesländern (vgl. Flinspach 1984, Veh 1984b).

legung von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung; sie gestand auch eigene Ver-säumnisse und Koordinationsprobleme der Überwachungsbehörden (Gewässerschutz, Immissionsschutz, Gewerbeaufsicht, Gesundheitsaufsicht) beim Grundwasser-schutz ein (Kesting 1988). Diese knappe Darstellung von nitratbezogenen Akti-vitäten der LAWA soll verdeutlichen, daß sich die Wasserbehörden der Länder in den 80er Jahren verstärkt mit dem Nitratproblem auseinandersetzen, wobei die LAWA nicht nur der wechselseitigen Information und Absprache, sondern auch nach außen der Positionsstärkung der Wasserwirtschaftsverwaltung und nach in-nen der Selbstverpflichtung der jeweiligen Länderbehörden dient. Diese Ent-wicklung ist deshalb von Bedeutung, weil die für die Wasserpolitik zuständigen Landeswasserbehörden hierdurch wesentlich jenen politisch-administrativen Druck miterzeugen, der die Agrarbehörden und die Landwirtschaft zu Konzessionen zwingt (vgl. AMK 1989, LAWA 1989).

Zum zweiten sollen hier Raumplanung und Raumordnungspolitik erwähnt werden, die sich im Hinblick auf das Nitratproblem hauptsächlich durch fehlende Pla-nung und Abstimmung wasser- und landwirtschaftlicher Flächennutzungsansprüche auszeichnen (vgl. Kapitel 6.1). "Prinzipiell brauchten Landwirtschaft und Was-sergewinnung keine grundsätzlichen Konkurrenten um die Fläche zu sein, denn sowohl agrarische Produktion als auch Wassergewinnung haben zahlreiche techni-sche und planerisch-instrumentelle Ausweichmöglichkeiten. Dabei sind bisher die agrarpolitischen Lösungsmöglichkeiten am wenigsten bekannt und angewendet worden." (Kampe 1982: 31) Nachdem bereits seit der 4. WHG-Novelle von 1976 die Möglichkeit zur Schaffung von Wasservorranggebieten für die zukünftige Wasser-versorgung besteht, versuchen die Bundesländer seit den 80er Jahren mehr oder weniger ausgeprägt, dieses Instrument in ihren Verwaltungsvorschriften und iherer Landesentwicklungsplanung auch zu nutzen. In der Realität spielen Wasser-vorranggebiete im Rahmen einer Wasservorsorgepolitik allerdings noch so gut wie keine Rolle, da zum einen die Ausweisung von Wasserschutzgebieten für be-reits bestehende Wassergewinnungsanlagen im allgemeinen vorrangig, aber noch längst nicht abgeschlossen ist und zum andern allein das Ausweisungsverfahren für Wasserschutzgebiete mittlerweile häufig über 10 Jahre dauert. Geht man da-von aus, daß intensive Landwirtschaft und Trinkwassergewinnung an einigen Standorten eindeutig nicht vereinbar sind, dann kann die Raumplanung auf Lan-des-, Kreis- und Kommunalebene grundsätzlich durchaus etwas zur Lösung des Ni-tratproblems beitragen. Hier bestehen also noch bislang wenig genutzte Hand-

lungsspielräume (vgl. auch Fürst et al. 1986, Karl/Klemmer 1988, Klemmer 1988). Daß bis heute sowohl die Wassergewinnung als auch die landwirtschaftliche Nutzung häufig diejenigen Bereiche waren, die stärkeren Wirtschaftsinteressen aus Industrie, Siedlung, Verkehr und Dienstleistungen weichen mußten, macht deutlich, daß die Raumplanung dieser Aufgabe sinnvoll nur im Rahmen von und in Abstimmung mit eben diesen übrigen Belangen gerecht werden kann. Damit kommt jedoch wieder die weitgehende politische Durchsetzungsschwäche der Raumordnungspolitik zum Tragen, so daß zumindest kurz- und mittelfristig von ihr kein wesentlicher Beitrag zur Lösung des Nitratproblems erwartet werden sollte.¹⁹⁶

Weniger unter agrar- als unter umweltpolitischen Gesichtspunkten hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen die Erhebung einer Stickstoffabgabe mit flächenbezogenen Ausgleichszahlungen empfohlen, nachdem er dem Nitratproblem einen hohen umweltpolitischen Stellenwert in bezug auf die Landwirtschaft bescheinigt hat. Diese Empfehlung einer Stickstoffabgabe, die in dem Sondergutachten nur eine Komponente eines auf die Stickstoffdüngung abzielenden Maßnahmenbündels darstellt (SRU 1985), von der sich der Rat auch aufgrund ihrer psychologischen Wirkung das Kappen der ökologisch besonders gravierenden "Düngungsspitzen" erhoffte (Salzwedel 1985), hat die Diskussion um Sinn, Gestaltung und Effekte einer Stickstoffsteuer deutlich angeregt. Politisch ist der Vorschlag einer Stickstoffabgabe mit Ausgleichszahlung vorerst vom BMELF abgeblockt worden.¹⁹⁷ Dennoch ist er nicht als umweltpolitisch bedeutungslos einzustufen, weil er sich als möglicherweise richtungsweisend für künftige agrarumweltpolitische Entscheidungen über die Nutzung ökonomischer Instrumente auch im Agrarsektor erweisen könnte. Zugleich hat er die Optionen der Nitratpolitik über bloße Schutzgebietsauflagen und Beratungsappelle hinaus erweitert und im politischen Raum hoffähig gemacht. Inzwischen wird die Einführung einer Stickstoffabgabe im politischen Raum wieder ernsthaft diskutiert und von verschiedenen Gruppen programmatisch gefordert wird (vgl. SPD, GRÜNE, Agrarposition).

¹⁹⁶ Bisher kann das zuständige Bundesministerium im wesentlichen die Förderung von Forschungsprojekten zur raumordnerischen Wasservorsorgepolitik und Appelle zum Wassersparen vorweisen (BMBau 1986).

¹⁹⁷ In Österreich, Schweden und Finnland wird seit einiger Zeit eine Stickstoffsteuer erhoben. Sie dient jedoch nicht primär umweltpolitischen Zwecken.

Ihre Realisierung steht derzeit aber noch nicht auf der agrarpolitischen Tagesordnung.

Wie bereits im Grünbuch der EG (EG-Kommission 1985a) angedeutet, im 4. Aktionsprogramm der EG für den Umweltschutz (EG-Kommission 1987b) angekündigt und durch eine entsprechende Ratsentschließung 1988 beschleunigt, legte die EG-Kommission nach intensiven internen Verhandlungen Anfang 1989 den Entwurf einer Nitratrichtlinie vor (EG-Kommission 1989), die generell die Nitratbelastung aus Mineraldüngung, Dung und kommunalen Abwässern für Grund- Oberflächen-, Küsten- und Meerwasser begrenzen soll¹⁹⁸, um die Nitratkonzentration im Trinkwasser und die Eutrophierung von Gewässern zu limitieren. Die von den Mitgliedstaaten zu treffenden Umsetzungsmaßnahmen und Düngungsbegrenzungen (z.B. nurmehr ca. 2 DE/ha) sind überwiegend restriktiver als die bisher in der BRD praktizierten Nitratregulierungen. Auch wenn die Bundesregierung den Entwurf grundsätzlich begrüßt hat, werden die zeitlichen Vorgaben für die und die Kontrolle der nationalen Umsetzung dieser EG-Nitratrichtlinie, die vermutlich auch aus den negativen Erfahrungen der EG-Kommission mit der nationalen Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie resultieren, als zu massiv und einengend empfunden (vgl. Bundesregierung 1989, Bundesrat 1989, IPEE 1989). Während die EG-Kommission u.a. mit dem Argument der möglichen Wettbewerbsverzerrung eine EG-einheitliche Regelung favorisiert und die Verabschiedung der Nitratrichtlinie bis Ende 1989 erhofft, ist wohl kaum damit zu rechnen, daß die Mitgliedstaaten den Entwurf rasch absegnen, nachdem sie sich heute gerade mit den Folgen der Nitrat- und Pestizidgrenzwerte in der EG-Trinkwasser-Richtlinie auseinandersetzen müssen, die sie seinerzeit bei deren Verabschiedung nicht hinreichend bedacht haben, und sie sich außerdem mit zunehmendem umweltpolitischen Druck der EG-Kommission bis hin zu Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof wegen eben diesbezüglicher Grenzwertverletzungen und Umsetzungsverhältnisse konfrontiert sehen (vgl. Kapitel 6.4.1). Von daher ist nicht zu erwarten, daß sich zukünftig rechtsrelevante Umweltstandards quasi durch die Hintertür einer EG-Richtlinie durchsetzen können wie seinerzeit insbesondere die Pestizidgrenzwerte. Damit wächst zugleich auch die Gefahr, daß in dem Kompetenzen und Durchsetzungsfähigkeit betreffenden impliziten Machtkampf in den

¹⁹⁸ Gutgemeinte bzw. abwehrtaktische Vorschläge für die Entwicklung umfassenderer, integrierterer und nicht auf einen Einzelstoff beschränkte Richtlinien erscheinen wegen der hieraus resultierenden Komplexität der damit verbundenen Bargainingprozesse illusorisch.

zwischen nationalen Delegationen und EG-Kommission stattfindenden Bargainingprozessen das durchaus von beiden Seiten auch verfolgte Anliegen eines verbesserten Umweltschutzes erst einmal auf der Strecke bleibt.

Mit dem Beschluß der 2. Nordseeschutzkonferenz von 1987, die Einleitung von Nährstoffen bis 1995 zu halbieren, wurde eine das Umweltministerium unter hohen Handlungsdruck setzende Eigendynamik in Gang gesetzt, die durch die medienwirksame und den Nordseestourismus schädigende Algenpest 1988 noch verstärkt wurde. Seitdem hat der Stellenwert der Gewässereutrophierung durch Stickstoffeinträge, die wiederum primär aus der Landwirtschaft stammen (Wolff 1989a), denjenigen der Grundwasser-Nitratbelastung in der öffentlichen Diskussion zumindest erreicht.¹⁹⁹ Besonders betroffene Regionen wie Schleswig-Holstein haben deshalb bereits Dringlichkeitsprogramme beschlossen (vgl. Frankfurter Rundschau vom 12.5.1989). Somit dürfte aus der verstärkten, umweltpolitisch relevanten Perzeption und Diskussion der Eutrophierungsproblematik trotz der administrativen Bemühungen um symbolpolitisch vorteilhafte Verschiebungen in den Bemessungsgrundlagen ein zusätzlicher Druck auf die Landwirtschaft zugunsten verringerter Nitrateinträge resultieren. Ob dieser jedoch, abgesehen von der vermehrten Ausweisung von Gewässerrandstreifen, in denen die landwirtschaftliche Nutzung und Düngung beschränkt ist, zu einer weiteren flächendeckenden Reduzierung umweltgefährdender Nitrateinträge der Landwirtschaft über das Ausmaß hinaus bewirken wird, das sich aus den bereits beschriebenen nitratpolitischen Regulierungen mittelfristig ergeben dürfte, darf als eher fraglich angesehen werden. Umgekehrt spricht aber auch einiges für die Vermutung, daß gerade erst die Kombinationswirkung vieler agrarumweltpolitischer Einzelthemen und -maßnahmen, die für sich allein genommen meist relativ wenig umweltwirksam sind, ökologisch relevante Effekte zeitigt. Eine Beurteilung dieses auf die Gewässereutrophierung bezogenen nitratrelevanten Politikstranges erscheint vor dem Hintergrund seiner bis 1987 währenden weitgehenden Latenzphase im Hinblick auf die Nitratpolitik derzeit noch nicht angemessen möglich, von der berechtigten Kritik des verspäteten Aufgreifens dieser Umweltgefährdung einmal abgesehen.

¹⁹⁹ Die Nitratkonzentration vieler bundesdeutschen Flüsse (Elbe, Ems, Mosel, Weser) liegt immerhin in beträchtlichen Bereichen bei über 15 mg/l (UBA 1986).

Der ökologische Landbau hat sich in der öffentlichen Diskussion aus einer belächelten und diffamierten Abseitsposition zu einer anerkannten Alternative der Landbewirtschaftung gemauert. Diese Veränderung beginnt auch wissenschafts- und agrarpolitisch durchzuschlagen (Einrichtung von Lehrstühlen, Veranstaltungen, Förderprogramme, Umstellungsberatung, Qualitätsrichtlinien).

Die Vor- und Nachteile des ökologischen Landbaus für die Verringerung der Nitratauswaschung wurden und werden kontrovers diskutiert. Da der ökologische Landbau unter Umweltgesichtspunkten zweifellos Vorteile aufweist (vgl. Conrad 1988i, 1989a), ist die Frage nach seinem möglichen Beitrag in dieser Hinsicht durchaus von Interesse, auch wenn er heute noch weniger als 0,4 % der landwirtschaftlichen Fläche und Betriebe ausmacht. Eine differenzierte Betrachtung kommt diesbezüglich zu folgenden Ergebnissen:

1. Die gemischte Bewirtschaftungsweise mit ausgeglichenerem Viehbesatz pro Flächeneinheit und der nichtflüssigen organischen Düngung bedeuten gegenüber den spezialisierten Tierhaltungsbetrieben mit Gülleüberschüssen in der Tendenz einen eindeutigen Vorteil, auch wenn sich die Gülle im Prinzip ebenfalls ohne große Auswaschungsprobleme ausbringen läßt.
2. Die ausschließliche Verwendung organischen Düngers weist die entsprechenden Vor- und Nachteile gegenüber dem Mineraldünger auf: teils langsamere Löslichkeit, geringere Steuer- und Dosierbarkeit.
3. Der verstärkte Anbau von Stickstoffsammlern (Luzerne, Klee, Ackerbohne etc.) birgt im Gefolge der Ernte und Bodenbearbeitung erhöhte Risiken der Nitratauswaschung (vgl. Jung et al. 1989). Dieses Problem kann durch geeignete Bewirtschaftungsweise verringert werden, so daß dieser hier zentrale Bedeutung zukommt. Dennoch stellt das Problem der Auswaschung des in den Knöllchenbakterien angesammelten Stickstoffs als Nitrat bislang eine wesentliche Schwachstelle des ökologischen Landbaus dar.
4. Der Verzicht auf Maximalerträge zugunsten höherer Produktqualität führt in der Tendenz zu vergleichsweise niedrigeren Düngergaben und Nitratauswaschungen.

5. Die zentrale Rolle einer "intelligenten" umweltverträglichen Landbewirtschaftung gerade auch im ökologischen Landbau für geringere Nitratauswaschungsraten ist besonders zu betonen (Kahnt 1986).
6. Einige vergleichende empirische Untersuchungen von alternativen und konventionellen Betrieben weisen fürs erstere mehrheitliche niedrigere Nitratauswaschungen nach (Jäggli 1978, Ott et al. 1982).

Insofern die Zukunftsaussichten des ökologischen oder ökologisch orientierten Landbaus bei zunehmender Nachfrage und Förderung als günstig eingeschätzt werden können, kommt ihm längerfristig unter Umständen durchaus ein gewisser Stellenwert im Umgang mit dem Nitratproblem zu. Von daher ist die Erforschung von Möglichkeiten der Reduzierung des Auswaschungsrisikos im Gefolge des Anbaus von Stickstoffsammlern wichtig. Kurzfristig ist der ökologische Landbau jedoch für die Nitratpolitik von nachgeordneter Bedeutung.

Schließlich sind noch der Bereich der Gemeindepolitik und kommunalen Wasserpolitik als nitratrelevanter Politikstrang zu nennen. Auf den lokalen Umgang mit dem Nitratproblem wird in Kapitel 7 gesondert eingegangen. Hier soll nur darauf hingewiesen werden, daß in den von der Landwirtschaft geprägten und vom Nitratproblem betroffenen ländlichen Gemeinden Interessenkonflikte und -divergenzen mit am deutlichsten zum Tragen kommen. So dominieren bisher eindeutig wasserwirtschaftliche Problemlösungen, wobei die Gemeinden üblicherweise ihre eigenständige Wasserversorgung zu erhalten und den Anschluß an eine Fernwasserversorgung zu vermeiden suchen.²⁰⁰

Auf der Abwasserseite, deren Gebühren inzwischen oft das dreifache derjenigen für den Wasserbezug ausmachen, sind die Stadtwerke, in denen die Wasserversorgung häufig im Querverbund mit Strom, Gas und Fernwärme betrieben wird, an der Abnahme von Klärschlämmen seitens der Landwirtschaft interessiert. Im Vergleich zu den für kommunale Verhältnisse hohen wasserwirtschaftlichen Investitionskosten, die allerdings weitgehend auf den Wasserverbraucher überwältigt werden, sind viele Gemeinden trotz Interesse an Fachberatung hinsichtlich der Finanzierung präventiver Maßnahmen auf seiten der Landwirtschaft zugeknöpft.

²⁰⁰ Bevorzugt werden statt dessen Zweckverbände von kommunalen WVUs benachbarter Gemeinden, die mittlerweile immerhin für 10 bis 15 % des gesamten Wasseraufkommens verantwortlich sind (Schauwecker 1984).

Des weiteren ist die häufige Inkongruenz zwischen Gemeindegrenzen und Wassereinzugsgebieten in Rechnung zu stellen, die zu unterschiedlichen Interessenlagen von Nachbargemeinden in bezug auf die jeweils präferierten Maßnahmen führen kann (Rohmann 1988).²⁰¹ Von daher ist die Bedeutung der Gemeindepolitik für die Umsetzung nitratpolitischer Programme kaum zu unterschätzen.

6.5 Die Akteure

Nachdem im Kapitel 6.4 die verschiedenen Stränge der Nitratpolitik jeweils separat - und damit den realen Verhältnissen im allgemeinen durchaus entsprechend - dargestellt wurden, sollen nun die Verhaltensmuster und Interessenlagen der für die Nitratpolitik relevanten Akteure summarisch und vereinfacht skizziert werden, die in diesen unterschiedlichen Politiksträngen jeweils zur Geltung kommen und den Verlauf der Nitratpolitik beeinflussen.

Bei den hier benannten Akteuren handelt es sich um analytische Konstrukte, denen eine relativ eigenständige und feststehende gesellschaftliche Interessenlage zugeschrieben wird, ohne damit interne Differenzierungen und Konflikte unter den verschiedenen, einem Akteur zugerechneten Individuen und Gruppierungen auszuschließen. Machtbasis, Informationsstand, Durchsetzungschancen und Interessenlagen der verschiedenen Akteure sind entsprechend ihrer jeweiligen gesellschaftlichen Lage und Funktionszuweisung unterschiedlich.

Die Konstruktion der Akteure setzt gemäß dem vorrangigen Erkenntnisinteresse der Untersuchung an den Struktur- und Verlaufsmustern nitratrelevanter Politikprozesse auf einem mittleren Abstraktionsniveau an. Akteure sind von daher einerseits nicht mit konkreten Organisationen gleichzusetzen, die von Land zu Land und in der Zeit bei konstanter Interessenlage differieren können; andererseits sind sie aber auch nicht über aus generellen gesellschaftlichen Funktionen oder Aufgaben resultierenden Interessenlagen zu bestimmen, weil es dann z.B. den Akteur Staat - und nicht die Akteure Agrar-, Umwelt-, Gesundheitsverwaltung - oder den Akteur Landwirtschaft - und nicht die Akteure Agrochemie,

²⁰¹ Eine Gemeinde mit intensiver Landwirtschaft, deren Wassereinzugsbereich von dieser nicht tangiert wird, wird weniger Interesse an Düngungsauflagen etc. haben als die Nachbargemeinde, deren Wassereinzugsgebiet gerade von Nitrateinträgen dieser Intensivbewirtschaftung betroffen wird.

Landwirte, Nahrungsmittelindustrie, Agrarverwaltung - gäbe. Unter der empirisch relativ gut abgesicherten Prämisse der Vorrangigkeit funktionaler Differenzierung einerseits (Luhmann 1980) und des Primats formaler (häufig tauschwertbezogener) vor inhaltlich-substantiellen (gebrauchswertbezogenen) Gesichtspunkten und Dynamiken andererseits (Habermas 1973, Offe 1972, Ronge 1978) für die Spielregeln sozialer Interaktion in kapitalistischen Industriegesellschaften²⁰² werden hier Akteure primär entlang der Schnittpunkte sozialer Funktionssysteme und technisch-wirtschaftlicher Produktionsbereiche rekonstruiert, von einigen unspezifischer definierten Akteuren abgesehen. Im Vordergrund der Konzeptualisierung der Akteure, die auf lokaler, regionaler, nationaler etc. Ebene "durch" verschiedene Organisationen und Individuen auf unterschiedlichem Aggregationsniveau agieren, steht somit deren jeweilige durch die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen bestimmte "objektive" Interessenlage. Die beobachtbaren Verhaltensmuster und Strategien sind hingegen auf konkrete Organisationen, Gruppen und Individuen zu beziehen.

An für die Nitratpolitik (potentiell) relevanten Akteuren sind nun im wesentlichen zu nennen²⁰³

o in der Wirtschaft: Düngemittelindustrie, Landmaschinenindustrie, Nahrungsmittelindustrie (differenziert nach Produktgruppen), Agrarhandel, Landwirtschaft (differenziert nach Produktgruppen, Betriebstypen, Einkommenslage sowie nach vorherrschender gesellschaftlicher Orientierung; Agroindustrielle, Bauernverband, Agraropposition, ökologischer Landbau), Wasserwirtschaft, Hersteller von Aufbereitungsanlagen;

o im politisch-administrativen Raum: Agrarverwaltung (Landwirtschaftsministerien, Landwirtschaftskammern/-ämter, Officialberatung), Wasserwirtschafts-

²⁰² So geht es dem Landwirt nicht primär um die Erzeugung von Lebensmitteln, sondern um die Wirtschaftung eines zumindest ausreichenden Einkommens. So stellen nicht Tote und Kranke durch Chemikalienfreisetzung ein Problem für Politiker dar, sondern die politischen Wellen, die diese Ereignisse schlagen. Damit wird nicht gesagt, daß einzelne Individuen nicht doch auch intrinsisch motiviert und sachorientiert agieren können, sondern nur, daß die dominanten Regeln und Strukturmuster gesellschaftlicher Produktion und Reproduktion nicht (mehr) auf dieser Ebene liegen.

²⁰³ Von dieser empirisch-deskriptiv getränkten Kategorisierung wurde im vorangehenden bekanntlich bereits Gebrauch gemacht.

verwaltung (Umweltministerien, Wasser- und Abfallbehörden), Gesundheitsbehörden, Umweltverbände, Verbraucherverbände, lokale Gemeindeverwaltungen, sowie undifferenzierter Justiz, Parteien, Medien und sonstige Behörden;

o im Wissenschaftsbereich: Agrarforschung, Umweltforschung, Wasserforschung, medizinische Forschung.

Nicht als eigene Akteure, aber als politisch wichtige Organe sind sogenannte Hybridgruppen zu sehen, die oft den organisatorischen Rahmen für die Austragung von Interessenkonflikten, die Abstimmung von Maßnahmen und die Erarbeitung konzertierter Programme seitens verschiedener Akteure abgeben, z.B. der DVGW/LAWA-Arbeitskreis Nitrat oder die Bund/Länderarbeitsgruppe Bodenschutz.

Die auf nationaler Ebene hochkonzentrierte *Düngemittelindustrie*²⁰⁴ hat zunächst einmal an hohen mit Gewinn verbundenen Verkaufszahlen Interesse, aber ebenso an längerfristiger Absatzsicherung, was eine Akzeptanz ökonomisch effizienter Düngung einschließt.²⁰⁵ Sie tendiert von daher dazu, das Nitratproblem eher als ein lokal und auf Sonderkulturen begrenztes und kaum mit Gesundheitsrisiken verbundenes herunterzuspielen, die Gülleausbringung und den Grünlandumbruch als Ursachen hervorzuheben (vgl. BASF 1986a, 1986b, 1986c, Graß 1987, Kling 1986, Sturm 1987, Welte/Timmermann 1982) und freiwillige, auf Beratung basierende Anpassungsmaßnahmen gegenüber etwa einer Stickstoffsteuer zu betonen, die wenig zum Grundwasserschutz beitrage, jedoch zu Absatzeinbußen führen könnte (Fachverband Stickstoffindustrie 1987b). Die Düngemittelindustrie, die das Nitratproblem vergleichsweise früh wahrgenommen und entsprechende Forschungsarbeiten bereits in den 70er Jahren gefördert hat, hält sich in der öffentlichen Nitratdiskussion stark zurück²⁰⁶ und betreibt dezentes Lobbying, wobei sie sich etwa auf von ihr organisierten Tagungen allmählich

²⁰⁴ Im Industrieverband Agrar (bis 30.6.1988 teils Fachverband Stickstoffindustrie) sind nur vier Firmen repräsentiert: BASF, Ruhr-Stickstoff (Norsk Hydro), Hoechst, SKW Trostberg.

²⁰⁵ Wenn die Landwirte dann nach den Motti "Viel hilft viel" und "Sicher ist sicher" mehr als in den Düngeempfehlungen angegeben düngen, wie in der Vergangenheit nicht selten, dann muß die Industrieberatung sie ja nicht dauernd darauf hinweisen.

²⁰⁶ Stärker involviert waren nur Nieder, der frühere Geschäftsführer des Fachverbandes Stickstoffindustrie (bis 1985) und wenige Mitarbeiter des Limburgerhofs (BASF) wie Sturm und Isermann.

kontroverseren Positionen öffnet (Fachverband Stickstoffindustrie 1987b). Die Haupt Sorgen der deutschen Düngemittelindustrie betreffen jedoch in erster Linie die zunehmende und zu Preiskriegen führende ausländische Konkurrenz bei stagnierender Nachfrage. Gegen die Billigimporte aus Osteuropa, Nahost und den USA konnte sie jüngst bei der EG-Kommission Importbeschränkungen bzw. -zölle durchsetzen (Frankfurter Rundschau vom 5.11.1987). Langfristig dürfte als einziger selbständiger bundesdeutscher N-Düngerproduzent die BASF übrigbleiben (vgl. Abschnitt 4.2).

Die *Landmaschinenindustrie* wird vom Nitratproblem nur insoweit stärker berührt, als die Nachfrage nach verbesserten und genauer dosierbaren Ausbringungstechniken insbesondere bei der Gülle stärker wird. Außerdem sind die Hersteller von Güllespeicherbehältern und Gülleaufbereitungsanlagen betroffen. Abgesehen von Güllespeichern hat sich in diesem Bereich aber noch kein größerer Markt entwickelt. Im wesentlichen finden sich bislang nur mit staatlichen Mitteln geförderte Versuchsvorhaben. Die Landmaschinenindustrie war in die Nitratdebatte so gut wie gar nicht involviert und hat bisher auch keine nitratrelevanten vested interests entwickelt.

Die *Nahrungsmittelindustrie* hat kein Interesse an einer Verteuerung ihrer Ausgangsprodukte, etwa aufgrund einer Stickstoffabgabe. Darüber hinaus sind ihre Interessen von ihren jeweiligen Produktanforderungen mitbestimmt. Während sie im Falle der Vertragslandwirtschaft wie im Gemüseanbau Düngungsmengen und -zeitpunkte häufig vorschreibt oder sie indirekt durch Qualitätsvorgaben beeinflusst (Zuckergehalt, Backweizen), spielen Bewirtschaftungsweise und Düngung bei anderen Produktgruppen für sie keine Rolle²⁰⁷, von Produkten des ökologischen Landbaus einmal abgesehen. Generell ist die Nahrungsmittelindustrie am Nitratproblem, was die Trinkwasserseite angeht, nicht näher interessiert und hat sich dementsprechend kaum engagiert. Dies sieht im Bereich der Nitratgehalte von Agrarprodukten anders aus, und Interesse und Engagement würden im Falle staatlicher Regulierungen (Grenzwerte für Gemüseprodukte) zweifellos zunehmen (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1987 für die Schweiz und van der Kley/Bennett 1988 für die Niederlande).

²⁰⁷ Bei konkurrierenden Angeboten ist es Sache des Landwirts, wie er seine Erträge mit Hilfe von Düngung optimiert und konkurrenzfähig bleibt.

Der *Agrarhandel* hat, was die Agrarprodukte, aber im Prinzip auch die Düngemittel angeht, ähnlich wie die Nahrungsmittelindustrie kein Interesse an Internalisierungsstrategien von (zusätzlichen) Umweltkosten. Er war jedoch in die Nitratdebatte nicht involviert. Im Düngemittelbereich stehen die Preisinstabilitäten im Vordergrund; "Das ganze Düngemittelgeschäft ist zu einem Börsengeschäft geworden." (Heigermoser, Vorstand Bay-Wa).

Die *Landwirtschaft* selbst ist vom Nitratproblem in einigen Bereichen sehr viel mehr betroffen. Von ihrer Interessenlage her hat sie zunächst kein Motiv, sich um die Trinkwasser-Nitratbelastung als Problem zu kümmern. Soweit sich diese aber durch eine ökonomisch effiziente Düngung verringert, laufen die Interessen von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft parallel. Allerdings wird das ökonomische Optimum der Stickstoffdüngung nicht allzu häufig unter dem ökologischen Optimum (Salzwedel 1983) liegen, und ganz gewiß nicht bei der Güllewirtschaft. Dementsprechend haben die Bauernverbände das Nitratproblem vehement heruntergespielt und andere mögliche Verursacher in den Vordergrund geschoben (z.B. kommunale Abwässer, Kleingärtner, Stickstoffeinträge aus der Luft aufgrund von Industrie- und Verkehrsemissionen). Für die speziell betroffenen Bereiche der Sonderkulturen und der Güllewirtschaft werden Versäumnisse eingeräumt und Verbesserungen via Beratung propagiert und teils auch verwirklicht. Rechtliche Auflagen werden, soweit sie nicht abgewehrt werden können, möglichst verwässert und dann - bei Einhaltung der Vorschriften - zur Abschiebung von Verantwortung auf den Staat genutzt (vgl. Teherani-Krönner 1985, 1987). Eine gewisse Änderung in der Strategie ergibt sich aus der gerade auch über Düngungsbeschränkungen laufenden Durchsetzung möglichst großzügiger und pauschaler Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungsbeschränkungen als Teil der Bemühungen der Agrarlobby um neue Subventionsquellen. - Zusätzlich dient das Nitratproblem auch als Munition bei innerlandwirtschaftlichen Auseinandersetzungen. Nutzen etwa agroindustrielle Großbetriebe die economies of scale der intensiven Tierproduktion und Güllewirtschaft zur Verdrängung der Kleinbetriebe, wobei sie eventuelle Umweltauflagen (z.B. Gülleverordnung) finanziell leichter verkraften, sofern sie diese überhaupt einhalten und nicht qua lokaler Machtposition ignorieren (Kleinschmidt/Eimler 1984), so weigern sich neuerdings eine Reihe von bäuerlichen Betrieben in Niedersachsen, Gülleüberschüsse aus dem Kreis Vechta auch unter günstigen Konditionen abzunehmen, um im Verdrängungswettbewerb ihre Position zu verbessern (vgl. Teherani-Krönner

1989a). Die kleinbäuerliche Agraropposition sieht das Nitratproblem primär durch die von Agrochemie und Großbetrieben betriebene Intensivierung der Landwirtschaft bei Verlust standortgemäßer bäuerlicher Familienbetriebe verursacht. Und Vertreter des ökologischen Landbaus weisen auf die hohen Nitrat-Auswaschungsraten von auf Höchsterträge (minderer Produktqualität) abzielender, vorwiegend leicht löslichen Mineraldünger einsetzender konventioneller Landwirtschaft hin. - Zwar bestehen nach allgemeiner Einschätzung in einer Reihe von Fällen noch beträchtliche Spielräume für eine Reduzierung unwirtschaftlicher Überdüngung, die die landwirtschaftliche Beratung auch nutzen soll und will, aber im Zweifelsfall liegen die Interessen der Landwirtschaft infolge der von ihr hinzunehmenden Bewirtschaftungseinschränkungen konträr zur auf Verursacherseite ansetzenden Lösung des Nitratproblems, es sei denn, die Landwirte können daran verdienen. Und entsprechend dieser Situation hat die Landwirtschaft bislang überwiegend agiert.

Die Interessenlage der *Wasserwirtschaft* ist eher zwiespältig als eindeutig. Sie hat kein Interesse an hohen Nitratwerten, aber auch keines an der gesundheitlichen Relevanz hoher Trinkwasser-Nitratgehalte, da diese für sie mit hohen Beseitigungskosten verbunden sein können. Dies bedeutet, daß die Wasserwirtschaft sich erst dann für eine mehr präventive Lösung des Nitratproblems stark machen wird, wenn sie aufgrund entsprechender Bedingungen und Vorschriften dazu gezwungen ist. Demgemäß hat sie zunächst gegen die EG-Trinkwasser-Richtlinie in ihrem Entstehungsprozeß opponiert (Kromarek 1986), ehe sie in den letzten Jahren gegenüber der Landwirtschaft als Verursacher in die Offensive gegangen ist. Hinzu kommt, daß das Nitratproblem eher in ländlichen Regionen mit kleineren (kommunalen) Wasserversorgungsunternehmen eine Rolle spielt. Dies führt leicht dazu, daß zum einen die Wasserversorgung eine Teilaufgabe der Stadtwerke darstellt, denen auch die Abwasserklärung obliegt, wo ein Interesse an der Abnahme des anfallenden Klärschlammes seitens der Landwirtschaft besteht. Zum andern besteht ein faktisches Abhängigkeitsverhältnis zum Beispiel von Werksleitern des Wasserwerks von dem häufig von alteingesessenen Landwirten geprägten Gemeinderat, insbesondere dann, wenn sie nur auf Zeitvertragsbasis bei der Gemeinde angestellt sind. Solche Konstellationen tragen nicht gerade dazu bei, daß eine kommunale Wasserversorgung eine starke Position gegenüber der Landwirtschaft in bezug auf das Nitratproblem einnehmen kann. Darüber hinaus sind unterschiedliche Interessenlagen der verschiedenen

Wasserversorgungsunternehmen in Rechnung zu stellen. Nicht nur sind viele, vor allem größere WUs, die auf Verbandsebene den Ton angeben, vom Nitratproblem (noch) nicht tangiert, sondern diesbezügliche Probleme kleiner Unternehmen boten in einigen Fällen auch die Chance zu deren Übernahme und Verdrängung (vgl. Schwarz 1988), so daß eine einheitliche und Druck machende Verbandshaltung lange nicht bestand. Dies scheint in der Pestizidfrage, bei der von vornherein große WUs mitbetroffen sind, anders zu verlaufen. Schließlich ist noch festzuhalten, daß die Wasserversorgungsunternehmen als staatlich regulierte Gebietsmonopole Kostenerhöhungen relativ leicht auf den Endverbraucher überwälzen können. Insgesamt hat sich die Wasserwirtschaft eher später und zögernder als die Landwirtschaft in der Nitratdiskussion engagiert und zunächst weniger eindeutig Position bezogen, was zur bisher geringeren Durchsetzungsfähigkeit ihrer Interessen in der Nitratpolitik beigetragen haben mag.

Herstellern wassertechnischer Anlagen eröffnet das Nitratproblem, jedoch erst aufgrund entsprechender Grenzwerte, die Chance auf den Verkauf von Denitrifizierungsanlagen. Von daher haben sie ein Interesse an einer korrektiven Problemlösung auf der Wasserseite. Sie waren in die Nitratdebatte bisher kaum involviert und haben sich am Markt - gerade auch gegenüber wasserwirtschaftlichen Problemlösungen - noch nicht etablieren können (vgl. Abschnitt 6.4.8). Deshalb kann trotz einiger Marketingbemühungen von Herstellern noch nicht von signifikanten vested interests der wassertechnischen Nitratentfernung gesprochen werden.

Die *Agrarverwaltung* hat - in unterschiedlichem Ausmaß und unterschiedlich früh - gegenüber dem Nitratproblem eine ähnliche, jedoch etwas zurückhaltendere und differenziertere Haltung eingenommen als die landwirtschaftlichen Interessenverbände selbst. Von ihrem vorherrschenden Selbstverständnis als politische Interessenvertretung ihrer Klientel her hat sie relativ viel erreicht: hinhaltende Abwehr durchgreifender Maßnahmen, Setzen auf vermehrte und verbesserte Beratung, frühzeitiges Kippen einer Stickstoffsteuer, Ausgleichszahlungen oder Zuschüsse bei Bewirtschaftungsaufgaben. Dabei variieren Position und Verhalten je nach Problemnähe und Organisation zwischen BMELF, den Landwirtschaftsministerien der Länder²⁰⁸, Landwirtschaftskammern bzw. -ämtern und Be-

²⁰⁸ Die Differenzen zwischen den agrarpolitischen, weniger den agrarumweltpolitischen Positionen der einzelnen Bundesländer sind inzwischen aufgrund unterschiedlicher Agrarstrukturen enorm (vgl. Bentrup 1988, Roeloffs 1988, Schuh 1988).

ratungsstellen. Dabei sind gerade auf Beratungsebene vielfältige Anstrengungen für eine pflanzenbedarfsgerechte und grundwasserschonende Stickstoffdüngung unternommen worden, allerdings weitgehend ohne Erfolgskontrolle. Die in der Vergangenheit vorherrschende gleichzeitige Zuständigkeit der Landwirtschaftsministerien der Länder für den Gewässerschutz trug ebenfalls zur begrenzten Berücksichtigung dieser Belange in der ministeriellen Agrarpolitik bei. Insgesamt dominieren in den Agrarbehörden inzwischen die verbale Anerkennung des Nitratproblems bei der Bevorzugung "weicher" Eingriffe, der Abwehr bzw. nur zögernden Inangriffnahme von durchgreifenden Vollzugsmaßnahmen und der Gewährleistung von Ausgleichszahlungen für Einkommensverluste.

Die *Wasserwirtschaftsverwaltung* hat sich des Nitratproblems nur zögernd angenommen, weil andere Probleme der Wasserversorgung und des Gewässerschutzes vielfach als prioritär angesehen wurden, die Wahrnehmung dieser zusätzlichen Aufgabe bei gleichbleibendem Personalbestand und schlechter Ausstattung für erforderliche Messungen auf wenig Gegenliebe bei den Vollzugsbehörden stieß, Probleme der juristisch abgesicherten Umsetzung bestehen (vgl. § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG) und die politische Unterstützung höheren Orts für einen stringenten Vollzug weitgehend fehlte.²⁰⁹ Je nach Einzelpersönlichkeiten in den Wasserbehörden auf Bezirks-, Kreis- und Gemeindeebene differiert deren Erscheinungsbild von Lethargie bis zu gebremstem Engagement. Soweit das Nitratproblem der Wasserwirtschaftsverwaltung dazu dienen kann, ihren Einfluß- und Kompetenzbereich, etwa durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, gegenüber der Landwirtschaft, aber auch gegenüber der Wasserwirtschaft als Aufsichtsorgan zu erweitern, wird sie es aufgreifen, z.B. vielleicht zukünftig mit Hilfe der derzeit in der Diskussion befindlichen EG-Nitratrichtlinie (vgl. EG-Kommission 1986b). Dem stehen die Konflikträchtigkeit des Nitratproblems, sein Stellenwert für die Behörden im Vergleich zu anderen umweltpolitisch bedeutsamen Fragestellungen und die durch es gebundenen Ressourcen gegenüber. In den letzten Jahren verfolgen die Wasserbehörden allerdings eine zunehmend offensivere Strategie des Grundwasserschutzes (vgl. LAWA 1989b). Insgesamt weist die Interessenlage der Wasserbehörden somit ähnliche Ambivalenzen in bezug auf das Nitratproblem auf wie diejenige der Wasserwirtschaft.

²⁰⁹ Dies hatte u.a. mit der genannten Zuordnung des Gewässerschutzes zu den Landwirtschaftsministerien zu tun.

Das gleiche gilt für die *Gesundheitsbehörden*. Für sie stellt sich zunächst die Frage, wie hoch die gesundheitlichen Risiken höherer Trinkwasser-Nitratwerte einzuschätzen sind, die je nachdem zu begründeter Kritik ihres Versagens Anlaß geben könnten. Schätzt man diese Risiken bis ca. 100 mg/l als gering ein, so schließt sich die Entscheidung darüber an, ob sich die Gesundheitsämter durch vermehrtes Aufgreifen des Nitratproblems vorteilhaft zu profilieren und ihre Durchsetzungsmöglichkeiten gegenüber anderen Politikbereichen zu erhöhen vermögen.²¹⁰ Denn im Falle der Erfolglosigkeit werden die Gesundheitsbehörden leicht selbst Zielscheibe der Kritik. Stellt man noch die relative Industriefreundlichkeit des Bundesgesundheitsamtes in Rechnung²¹¹, so läßt sich nicht gerade behaupten, daß sich die Gesundheitsbehörden mit Verve offensiv zugunsten einer Lösung des Nitratproblems engagieren, sondern teilweise auch abwiegeln.²¹² Im Durchschnitt haben sich - wenn man die Ergebnisse der lokalen Fallstudien (vgl. Kapitel 7.2 und 7.3) in dieser Hinsicht einmal generalisiert - die Gesundheitsämter noch mehr bedeckt gehalten und abzuwiegeln versucht als die jeweiligen Wasserbehörden.

Umweltverbände haben das Nitratproblem in den 70er Jahren noch kaum wahrgenommen, es in den letzten Jahren jedoch vermehrt aufgegriffen. Von ihrer Interessenlage und Funktion her, Schwachstellen aufzuzeigen, Umweltbewußtsein zu bilden und symbolischen Druck auszuüben, stellt sich weniger die Frage, ob es sich bei der Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser um ein bewältigbares ökologisches und gesundheitliches Problem handelt, als vielmehr diejenige, auf welche Problemlagen und -substanzen Umweltverbände ihre knappen Ressourcen konzentrieren sollen, die als besonders öffentlichkeitswirksam und auch längerfristig mobilisierungswirksam einzuschätzen sind. Die prekäre Problematik der Umweltbewegung liegt u.a. darin begründet, daß sie zwangsläufig Einzelfälle aufgreifen und medienwirksam thematisieren muß, obwohl sie die ökologischen Risiken kapitalistisch-industrieller Wirtschaftsformen viel genereller anprangern möchte (Japp 1989). Die Umweltverbände stellen jedoch den einzigen Akteur

²¹⁰ Denn zuständig sind sie nur für das Trinkwasser, also ab Wasserhahn in den Haushalten.

²¹¹ Diese Einschätzung mag häufig überzogen und unangemessen sein; für sie spricht aber doch eine Reihe von Indizien (vgl. die Formaldehyddiskussion Mitte der 80er Jahre sowie DIE ZEIT vom 8.7.1988 und 28.4.1989).

²¹² Man vergleiche das entsprechende Verhalten des BGA bei den Pestizidgrenzwerten (z.B. Der Spiegel 42/1987: 39).

dar, der relativ eindeutig zugunsten einer weitergehenden und kompromißlosen Minimierung der Nitratbelastungen Position bezieht.

Dies gilt etwas abgeschwächt auch für die *Verbraucherverbände*, die das Nitratproblem ebenfalls vereinzelt aufgegriffen haben (vgl. Stiftung Warentest 1988) und teils relativ eng mit Umweltverbänden kooperieren. Von ihrer Interessenlage her sind sie klar an einer Einhaltung des Nitratgrenzwertes im Trinkwasser und primär an einer präventiven Problemlösung, im Bedarfsfall aber auch an einer kostenlosen Verteilung von Flaschenwasser interessiert. Von einigen lokalen Ausnahmen abgesehen, spielen die Verbraucherverbände in Nitratdebatte und -politik jedoch nur eine marginale Rolle.

Von hohen Nitratwerten betroffene *Gemeinden* sind zwar grundsätzlich an deren Reduzierung interessiert. Modifikationen ergeben sich jedoch durch die daraus resultierenden Kosten, durch eventuell erforderliche Beschränkungen in der Landwirtschaft in agrarisch geprägten Kommunen und durch das (vermutete) Negativeimage von auf Fremdenverkehr setzenden Gemeinden. Von daher ist auch die Interessenlage solcher betroffenen Gemeinden nicht eindeutig. Nach den durchgeführten lokalen Fallstudien haben die jeweils betroffenen Gemeindeverwaltungen überwiegend problemabwiegend agiert.

Die *Justiz* hat am Nitratproblem kein genuines Interesse. Jedoch wirkt die Entwicklung der Umwelt-Rechtssprechung auf dessen Behandlung zurück, wobei für das Nitratproblem insbesondere das Wasserrecht und das Eigentumsrecht (vgl. das Naßauskiesungsurteil des BVerfG 1981, ZfW 21: 283) eine Rolle spielen. Bislang fanden noch kaum Gerichtsverfahren bei Grundwassernitrateinträgen seitens der Landwirtschaft statt.²¹³ In solchen Fällen kam die rechtssystematische Unterprivilegierung des Umweltschutzes (Sening 1985, Winter 1987) durchaus zum Tragen, die eine Verurteilung von Gewässerverschmutzern nur in völlig eindeutigen Fällen zuläßt. Allerdings sind allmähliche Verschiebungen zugunsten des Umweltschutzes nicht ganz zu übersehen (vgl. bereits BGH 1981, ZfW 11: 230).

²¹³ Das Urteil des OLG Hamm (vgl. Fußnote 33) betraf die Landwirtschaft rechtlich in keiner Weise.

Politiker sind von ihrer Interessenlage her bemüht, über das Aufgreifen und damit Verstärken öffentlicher Themen Karriere zu machen. Dies läßt sich bei der Nitratdiskussion durchaus beobachten. Allerdings war bislang das Nitratproblem offenbar nicht zugkräftig genug, um einige Politiker über den lokalen Bereich hinaus sich dauerhafter engagieren zu lassen. Dementsprechend war das Nitratproblem, außer auf kommunaler Ebene, kaum Gegenstand parteipolitisch motivierter Auseinandersetzungen²¹⁴, auch wenn die GRÜNEN das Nitratthema etwas häufiger aufgegriffen haben und für ihre Profilierung zu nutzen versuchten. Fraglich bleibt, inwieweit eine Politisierung des Nitratproblems über die *Parteien* seiner Lösung zuträglich wäre.

Damit das Nitratproblem ein öffentliches Thema werden konnte und hierdurch ein gewisser Druck auf die verantwortlichen Stellen entstand, mußten die *Medien* sich dieser Frage bemächtigen. Dies ist durchaus geschehen. Damit gerät das Nitratproblem gemäß der Interessenlage der Medien allerdings unter die Regulative bestimmter Darstellungsformen (z.B.: Bad news are good news) und des issue attention cycle bürgerlicher Öffentlichkeit, wodurch die Lebensdauer eines bestimmten Themas in der öffentlichen Diskussion und in den Schlagzeilen deutlich begrenzt ist.²¹⁵ Derzeit haben Grenzwertüberschreitungen bei Nitrat (noch) einen relativ hohen Nachrichtenwert (vgl. Abschnitt 5.3).

Andere Behörden (z.B. Steuerbehörden, Raumordnungsbehörden) haben in bezug auf Nitratpolitik bestenfalls sehr selektiv und im allgemeinen indirekt eine Rolle gespielt, z.B. bei der Ausweisung von Wasserschutzgebieten und beim Bodenschutzprogramm, so daß solche Akteure für deren Analyse nicht weiter berücksichtigt zu werden brauchten.

Agrar-, Umwelt-, Wasser- und medizinische Forschung profitieren infolge vermehrter Forschungsmöglichkeiten, abgesehen von gewissen Hilfsfunktionen für den jeweiligen Wirtschaftsbereich, durch einen wachsenden Stellenwert, aber nicht unbedingt durch eine Lösung des Nitratproblems (vgl. die Übersicht über Forschungsvorhaben bei Hünermann et al. 1987). Sind nitratbezogene Forschungs-

²¹⁴ Ausnahmen stellen im wesentlichen nur die WHG-Novelle und der Wasserpfe-nig dar, wobei die Fronten jedoch keineswegs zeitlich durchgängig zwischen Regierung und Opposition verliefen.

²¹⁵ Dies läßt sich an der Fallstudie Müllheim im Markgräflerland gut demonstrieren (Conrad 1988e).

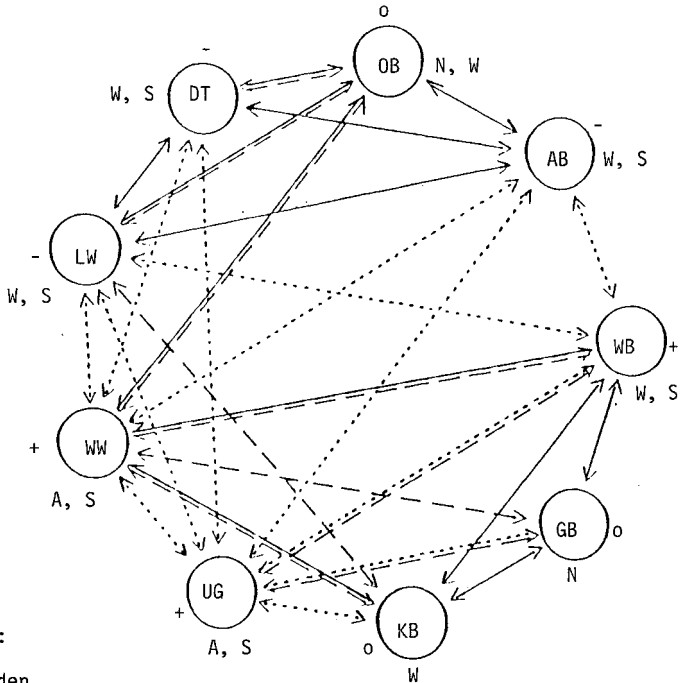
vorhaben erst einmal eingeleitet, entwickelt sich ein vested interest an deren Weiterführung. Generell ist aber die politische Durchschlagskraft des vested interest eines Forschungszweiges, von Ausnahmen großer Forschungsgebiete abgesehen, nicht allzu hoch einzuschätzen. Ins Gewicht fallen weit eher wissenschaftliche Sachaussagen etwa über die Gesundheitsrisiken des Nitrats. Aber gerade hier sind der medizinischen Forschung eindeutige Aussagen über das Krebsrisiko des Nitrats via Nitrosaminbildung vorerst nicht möglich. Die Affinität der Forschungsbereiche zu der generellen Orientierung der jeweiligen Wirtschaftsbereiche kommt durchaus auch zum Tragen, ohne dies negativ bewerten zu wollen. Am deutlichsten wird dies an der Agrarforschung, bei der ertragsbezogene Düngungsoptimierung und defensive Forschungsprojekte in bezug auf die Nitratauswaschung vorherrschen. Bei der Wasserforschung schlägt auch eine gewisse Affinität zur Entwicklung von Aufbereitungstechnologien durch. In der medizinischen Forschung kommt der Krebsbezug via Nitrosaminforschung zum Tragen (vgl. auch Kapitel 4, 5, 6.1, 6.2, 6.4.9).

Während die aufgeführten Akteure qua Interessenlage und Aufgabenstellung mehr oder weniger intensiv und kontinuierlich mit dem Nitratproblem zu tun haben, woraus sich ihr *formelles* Interesse an ihm ergibt, kann - in gewissen Grenzen - ein *inhaltliches* Interesse an der Vermeidung von Gesundheitsrisiken durch hohe Nitratgehalte allein der *Öffentlichkeit* unterstellt werden, jenem obskur-diffusen Konstrukt der politischen Soziologie, das sich eben dadurch auszeichnet, daß formale Interessen für es nicht vorrangig sind. Aber gerade darum sind von der Öffentlichkeit propagierte Gemeinwohlinteressen als solche so wenig durchsetzungsfähig.²¹⁶ Die öffentliche Diskussion mag Handlungsdruck erzeugen; die tatsächliche Problembearbeitung bleibt in funktional differenzierten Industriegesellschaften jedoch im wesentlichen den direkt involvierten und zuständigen Organen und Akteuren vorbehalten.

Aus dem Überblick über die Interessenlagen und Verhaltensmuster der nitratrelevanten Akteure resultiert etwa folgendes Bild (vgl. Abbildung 6.5):

²¹⁶ Auf die schon von Rousseau erkannte Problematik von Gemeinwohlinteressen einer "Öffentlichkeit" und Bevölkerung und die Differenz von "volonté de tous" und "volonté générale" sei hier nur hingewiesen.

Abbildung 6.5: Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik (Mitte der 80er Jahre)



Erläuterungen:

- AB Agrarbehörden
- LW Landwirte
- OB Officialberatung
- UG Umweltgruppen
- DT Düngemittelindustrie
- GB Gesundheitsbehörden
- KB Kommunalverwaltung
- WB Wasserbehörden
- WW (betroffene) Wasserversorgungsunternehmen

- + Akteur für wirksame präventive Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems, ihn mit einschließend
- Akteur weniger für aktive (präventive) Maßnahmen
- o Akteur mit geringem Engagement und offener Haltung
- A,W,S,N Kosten sollten getragen werden von der Landwirtschaft (A), der Wasserwirtschaft (W), dem Staat (S); keine klare Meinung (N)

überwiegend übereinstimmende Strategien der Akteure
 primär antagonistische Strategien der Akteure
 unklare, ambivalente, aber vorhandene Beziehungen

Für eine Reihe von Akteuren spielt das Nitratproblem eine gänzlich untergeordnete Rolle und aus den vorhandenen Berührungspunkten läßt sich kaum ein Engagement pro oder contra bestimmte Lösungswege ableiten und empirisch auch nicht beobachten (z.B. Landmaschinenindustrie). Die der Wasser- und Gesundheitsseite zuzurechnenden Akteure, die deutlich von der Nitratproblematik berührt sind, weisen vielfach ambivalente Interessenprofile auf und begannen vergleichsweise spät, sie ernstzunehmen (Wasserwirtschaft, Wasser- und Gesundheitsbehörden). Erst in jüngerer Zeit beziehen diese Akteure teilweise eindeutig Position, welche Art der Problemlösung anzugehen sei. Die vom Nitratproblem betroffenen und dem Agrarsektor zuzurechnenden Akteure vertraten demgegenüber relativ frühzeitig Positionen, die bei einer gewissen Flexibilität in der Form klar die Beeinträchtigung ihrer wirtschaftlichen Interessen abzuwehren versuchen. Diese laufen auf die Bereitschaft zum freiwilligen, beratungsgestützten Abbau unwirtschaftlicher Überdüngung und die Einforderung von Ausgleichszahlungen für darüber hinausgehende Bewirtschaftungseinschränkungen hinaus. Die Umweltverbände, die als einzige von Beginn an eine klare, bisweilen auch extreme und überzogene Position zugunsten eines rigorosen Verbraucher- und Umweltschutzes bezogen²¹⁷, nachdem sie das Nitratproblem eher spät aufgegriffen hatten, bilden hier kein ausreichendes Gegengewicht. Bei nur wenigen Akteuren bestehen vested interests größeren Ausmaßes in bezug auf das Nitratproblem: bei der Landwirtschaft sowie begrenzt bei der Wasserwirtschaft, Düngemittelindustrie und Agrarverwaltung. Angesichts dieser Interessenkonstellation läßt sich nur ein begrenztes Interesse an einer präventiven Lösung des Nitratproblems ausmachen, auch wenn sich in den letzten Jahren in der Praxis vermehrt Bestrebungen der Landwirtschaftsseite um effizientere und umweltschonendere Bewirtschaftungsmethoden beobachten lassen. Von daher sind das relative Übergewicht agrarischer Interessen und der in Kapitel 6.4 geschilderte Verlauf von Nitratpolitik nicht verwunderlich.

Bedeutsam ist ferner, daß auf der Ebene von "Metapolitik" die Akteure einer politischen Arena im allgemeinen kein Interesse daran haben, den Spielraum ihrer Politikentscheidungen durch zusätzliche Randbedingungen oder gar neue

²¹⁷ Hierbei kritisierten sie ebenso die Wasserwirtschaft (vgl. Lahl/Zeschmar 1984) und versuchten, diese zu einer kritischeren und offensiveren Haltung gegenüber der Gefährdung der Wasserqualität zu bewegen.

"Mitspieler" einengen zu lassen.²¹⁸ Besonders deutlich ist dies für die agrarpolitische Arena, in der die Wasserwirtschaft oder die Gesundheitsbehörden keine Rolle spielen, obwohl hier durchaus sie betreffende Entscheidungen fallen. Aber auch in der Wasserpolitik achten die hier zentralen Akteure darauf, daß externe Akteure keine (weitergehenden) Mitspracherechte bekommen; dies betrifft sowohl die Landwirtschaft als auch Umweltverbände, wobei erstere eher aufgrund ihrer faktischen Bedeutung infolge ihrer Emissionen in Gewässer konsultiert werden muß. Eine ähnliche Abschottung findet sich auch für die gesundheitspolitische Arena.

Immerhin wiesen die Verhaltensmuster der Akteure insgesamt eine Tendenz zu mehr Interaktion und Informationsaustausch auf. Während auf der Sachebene gewisse Annäherungen zu beobachten waren, konzentrierten sich die Auseinandersetzungen zusehends auf den "nervus rerum" des Interesses der Hauptakteure in der Nitratpolitik: Wer kommt für die Kosten der Problemlösung, welche auch immer bevorzugt wird, auf?

6.6 Konturen einer Nitratpolitik

Lassen sich auf der Grundlage der bisherigen Ausführungen Konturen einer Nitratpolitik in der Bundesrepublik ausmachen, die zumindest der analytischen Rekonstruktion von Nitratpolitik als einer wie auch immer gearteten Einheit Plausibilität verleihen, aber darüber hinaus eventuell Nitratpolitik als auch im Bewußtsein der Akteure sich etablierende, eigenständige Teilpolitik angemessen beschreiben? Die Beantwortung dieser Frage hängt sicher (noch?) entscheidend vom Standpunkt des Beobachters ab.²¹⁹ Dennoch sollen in diesem Abschnitt die emergenten Konturen einer Nitratpolitik zusammenfassend skizziert werden, wie sie sich 1987 aus den vorangegangenen Darstellungen ableiten lassen.

²¹⁸ Ein solches Interesse besteht noch am ehesten bei den schwächeren Akteuren einer politischen Arena, ist jedoch auch hier meist ambivalent, weil das Hereinholen von und die Koalition mit weiteren Akteuren die eigene Machtposition für die Zukunft immer auch bedroht.

²¹⁹ So äußerte sich einer meiner im politisch-administrativen System aktiven Interviewpartner nach der Durchsicht des Rohmanuskripts erstaunt, welche Kohärenz und Struktur von Nitratpolitik ich in den primär naturwüchsigen, eher chaotisch verlaufenden Politikprozessen doch noch zu erkennen vermag.

Die sich herauschälende "Nitratpolitik" läßt sich als eine vorwiegend auf Länder- und lokaler Ebene stattfindende Politik²²⁰ charakterisieren, wobei die Einschätzung der (umweltpolitischen) Gewichtigkeit des Nitratproblems von Ort zu Ort und Land zu Land je nach objektiver Problemlage und nach subjektiver Problempertzeption beträchtlich variiert. Bei grundsätzlicher Präferenz für präventive Problemlösungen kommen in der Praxis vorzugsweise korrektive wasserwirtschaftliche Problemlösungen zum Zuge.

Unter Bezugnahme auf Abbildung 4.42 ist für die Nitratpolitik ein Mix aus präventiven und korrektiven Problemlösungsbemühungen kennzeichnend, während kompensatorische Maßnahmen wie die Versorgung der Bevölkerung mit Flaschenwasser nur in akuten Ausnahmefällen zum Tragen kommen. Im Bereich präventiver, die Landwirtschaft betreffender Problemlösungen wird vor allem auf moral suasion gesetzt; im Falle weitergehender rechtlicher Auflagen werden die Konsequenzen im allgemeinen finanziell durch Ausgleichszahlungen oder Zuschüsse abgefangen; zusätzlich wirken sich langwierige Abstimmungsprozesse und das Vorschalten immer neuer Forschungsvorhaben in der Tendenz zeitverzögernd auf die Durchführung substantieller präventiver Maßnahmen aus; auf der Ebene von Metaprävention durch entsprechende Gestaltung von Agrar- und/oder Raumordnungspolitik spielt das Nitratproblem so gut wie keine Rolle. Im Bereich korrektiver, die Wasserwirtschaft betreffende Problemlösungen ist der rechtsverbindliche Nitratgrenzwert der Trinkwasserverordnung von ausschlaggebender Bedeutung, wobei zeitlich befristete Ausnahmegenehmigungen dessen praktische Wirksamkeit etwas relativieren. Die Kosten für die Einhaltung der Grenzwerte der TVO trägt im wesentlichen der Wasserverbraucher, dies öfteren gemildert durch öffentliche Zuschüsse zu den erforderlichen wasserwirtschaftlichen oder - in Zukunft - wassertechnischen Maßnahmen. Das eher marktwirtschaftlich orientierte Instrumentarium positiver bzw. negativer finanzieller Anreize spielt hingegen weder auf dem Niveau präventiver noch demjenigen korrektiver Problemlösung eine bedeutsame Rolle. Allerdings kommen Ausgleichszahlungen für Düngungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten auf der Basis lokaler Eigenregulation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Zukunft voraussichtlich größere Bedeutung zu. Insgesamt werden die Kosten des Umgangs mit dem Nitratproblem nicht eindeutig nach dem Verursacher-, Gemeinlast- oder Nutznießerprinzip getragen,

²²⁰ Bundes- und EG-Politik kommen vorwiegend über die Festlegung von Rahmenbedingungen zum Zug (z.B. WHG, TVO, EG-Trinkwasser-Richtlinie).

sondern auf mehrere Bereiche überwiegend nach politischen Opportunitätsge-
sichtspunkten verteilt; dabei zeichnet sich jedoch à la longue die Rangfolge
Wasserverbraucher - Steuerzahler - Landwirt ab (vgl. detaillierter Abschnitt
8.2.3 mit Tabelle 8.8). Die Verteilung der Kosten stellt für die Nitratpolitik
zugleich den konfliktrüchtingsten Aspekt dar. Allerdings läßt sich keine klare
Aussage über den "Politikstil" der Nitratpolitik machen: Je nach den örtlichen
und zeitlichen Bedingungen kommen Problemlösungen bürokratischer Routine,
halbformeller korporativer Zusammenarbeit, des Oktroys, der "Wegdefinition",
der öffentlichen Kontroverse etc. zum Zuge (vgl. Bruckmeier 1987a). Diese Va-
riabilität in den Lösungsformen zeigt die beachtliche Flexibilität der Nitrat-
politik an. Dabei ist auch kennzeichnend, daß sowohl öffentliche als auch pri-
vate Akteure mit dem Nitratproblem befaßt sind und dabei mehr oder weniger eng
kooperieren, so daß Politik hier nicht als rein öffentliche oder private ru-
briziert werden kann.

Die in der Sache effektive Implementation politischer Programme zur Lösung des
Nitratproblems stand allerdings 1988 noch weitgehend aus, und zwar sowohl auf
Landwirtschafts- als auch auf Wasserwirtschaftsseite, wobei letztere immerhin
in einigen Fällen die Realisierung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen in Angriff
genommen hat.²²¹ Von daher befindet sich die Nitratpolitik im Rahmen des Poli-
tikzyklusmodells derzeit zwischen Programmformulierung und beginnender Imple-
mentation, was auch bedeutet, daß sie noch im wesentlichen bloß auf dem Papier
steht. Soweit absehbar, dürfte die überregionale Politisierung des Nitratpro-
blems im Alltag der Implementationsphase abnehmen, während es lokal teilweise
zu verstärkten (öffentlichen) Auseinandersetzungen kommen wird. Dabei werden
die Eingriffe in die Entscheidungs- und Handlungsfreiheit der Landwirte durch
administrative oder vertragliche Vorgaben und auch durch Kontrollen zunehmen,
allerdings vorerst im wesentlichen auf Problemregionen in Wasserschutzgebieten
etc. beschränkt bleiben.²²²

221 Diese geschieht vorrangig durch das Handeln betroffener Wasserversorgungs-
unternehmen, wobei die "Politik" im engeren Sinne nur eine begrenzte Rolle
spielt und primär über die Randbedingung des Nitratgrenzwerts der TVO re-
levant ist.

222 Flächendeckende Bewirtschaftungsauflagen sind nur im Rahmen von Güllever-
ordnungen und eventuell Bestandsobergrenzen - letztere, wenn überhaupt,
dann primär aus agrarmarktpolitischen Gründen - zu erwarten.

Nitratpolitik ist in erster Linie als Bestandteil und teils auch als Stellvertreter von Agrarumweltpolitik einzuordnen, mit deren Verbreiterung das Nitratproblem seinen prominenten Platz verlieren dürfte. Diese Einbettung, die von den beteiligten Akteuren auch überwiegend so gesehen und begrüßt wird, wirkt der Entwicklung einer isolierten Nitratpolitik entgegen, die unter ökologischen Gesichtspunkten auch nicht wünschenswert wäre.

Von Interesse ist schließlich, daß die Nitratpolitik - dem Verlauf der Nitratdebatte entsprechend - zwar vermehrt die lokale Erschöpfbarkeit des Denitrifikationspotentials im Boden in Rechnung stellt, aber bis 1987 die damit verbundenen möglichen synergistischen Folgewirkungen ebenso vernachlässigt hat wie Nitratgehalte in Gemüsen und Stickstoffemissionen der Landwirtschaft in die Luft (vgl. Kap. 4).

Tabelle 6.16 stellt die sich abzeichnenden groben Konturen einer bundesdeutschen Nitratpolitik noch einmal schematisch zusammen.

6.7 Zusammenfassung: Das Nitratthema und symbolische Agrarumweltpolitik

Das Nitratproblem ist in den 80er Jahren in der BRD auf eine relativ beachtliche Resonanz in der Öffentlichkeit, aber auch in Politik, Wasserwirtschaft und Landwirtschaft gestoßen, wobei die EG-Trinkwasser-Richtlinie einen "Trigger-Effekt" hatte. Als öffentliches Thema trug es dazu bei, eine Reihe nitratbezogener Aktivitäten auszulösen oder zu verstärken. Zu fragen ist nun zum Abschluß des Kapitels 6, welche dieser Aktivitäten substantiell zur Lösung des Nitratproblems beitragen oder in Zukunft beitragen werden und wie sie im Rahmen von Agrarumweltpolitik generell zu beurteilen sind. Handelt es sich bei der Nitratpolitik, so wie sie sich in den letzten Dekaden entwickelt hat, im wesentlichen (noch?) um symbolische Agrarumweltpolitik oder doch um mehr? Diese Frage nimmt Bezug auf die Leitfrage des Forschungsvorhabens nach einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik, auf die in Kapitel 9 intensiver eingegangen wird. An dieser Stelle sollen zunächst nur die geschilderten Befunde zu den nitratrelevanten Politiksträngen in dieser Hinsicht plausibel eingeordnet werden. Dabei ist die Einordnung von Nitratpolitik als überwiegend symbolische Agrarumweltpolitik unter mehreren Bezugspunkten möglich.

Tabelle 6.16: Strukturmuster der Nitratpolitik in der BRD bis 1987

Gesellschaftliche Einbettung ("politics")	
Wahrnehmung als ernsthaftes Problem	mittel
Ausmaß involvierter vested interests	hoch
Öffentlicher Druck zugunsten einer Nitratpolitik	variierend
Konfliktpotential infolge konkurrierender Interessen	ja
Existenz politischer Konflikte	ja
Organisations- und Institutionalierungsgrad nitratpolitischer Interessen	begrenzt
Soziale und institutionelle Basis	hauptsächlich Wasserversorgungsunternehmen
Priorität agrarischer Interessen	ja
Konflikte mit anderen Ländern der EG	einige mit der EG-Kommission
Politikmuster ("policy")	
Substantielle Maßnahmen	mittel, primär wasserwirtschaftlicher Natur
Politikinstrumente	moral suasion, einige Ge- und Verbote (z.B. Nitratgrenzwert im Trinkwasser), wenige finanzielle Anreize
Kostenträger	primär Wasserwerke, sekundär Steuerzahler und Landwirte
Kompetenzverteilung	primär bei den Ländern
Ausmaß formeller Politik	mittel bis hoch
Politikorientierung und -stil	
Politikkonzept	rechtliche Regulierung, Konfliktvermeidung
Politikorientierung	distributiv, partiell redistributiv
Politikadressaten	Wasserwirtschaft, Landwirtschaft
Zeithorizont	5 bis 10 Jahre
Kohärenz und Konsistenz	gering bis mittel, fragmentiert
Komplexität	mittel
Detaillierung	mittel
Zielerreichung	niedrig
Berücksichtigung von Nebenfolgen	variierend
Berücksichtigung von funktionalen Äquivalenten	gering
Übereinstimmung von Politikzielen und -instrumenten	beträchtlich
Politikimplementation	(noch) gering
Realität einer Nitratpolitik	gering
Politische Umsetzbarkeit der Nitratpolitik	mittel
Zukünftige Perspektiven der Nitratpolitik	wahrscheinliche Weiterentwicklung, Ausdehnung und verstärkte Einbindung in Agrarumweltpolitik
Regulierungswirkungen	
Substantielle nitratbezogene policy impacts	gering
Auswirkungen auf die Landwirtschaft	einige (z.B. Gülleverordnung, Wasserschutzgebiete)
Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft	ja (z.B. TVO, WHG)
Auswirkungen auf die Gesamtwirtschaft	kaum
Effektivität	gering
Effizienz	gering
Verteilungsgerechtigkeit	niedrig
Zeitverzögerung in den policy impacts	ja
Administrative Praktikabilität	mittel
Rechtliche Umsetzbarkeit	meist
Sozialverträglichkeit	groß
Politische Akzeptabilität von (Agrar-)Subventionen	ja
Politische Akzeptabilität der Verletzung des Verursacherprinzips	ja

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Zunächst gilt zumindest für die Vergangenheit, daß es zwar viel (fach-)öffentliche und politische Diskussion um das Nitratthema sowie eine größere Zahl von beratenden und regulativen Aktivitäten gegeben hat, daß aber eine über Einzelfälle hinausgehende flächendeckende Verminderung des Nitrataustrags in der Landwirtschaft bislang noch kaum unterstellt oder gar nachgewiesen werden kann. Die Betonung von moral suasion ohne Erfolgskontrolle einerseits und die Implementationsprobleme von rechtsverbindlichen Bewirtschaftungsauflagen andererseits (vgl. die Beispiele WHG, GVO, Gülleerlaß, Wasserpfennig) machen es zumindest plausibel, daß es der Politik schlimmstenfalls vorrangig um bloß optische Nachweise ihrer umweltpolitischen Bemühungen und bestenfalls um die Schaffung der notwendigen Voraussetzungen für zukünftig wirksame konkrete Maßnahmen ging.²²³ Ob es sich hierbei primär²²⁴ um Symbolpolitik handelte oder um mehr, wird letztlich erst die Zukunft der Nitratpolitik zeigen können. Allerdings bietet auch die praktische Umsetzung umweltpolitischer Programme noch keine Garantie, daß sie ihr substantielles Ziel, in diesem Fall die Verringerung des Nitrataustrags in der Landwirtschaft, auch stets erreichen.²²⁵

Am ehesten sind substantielle Problemlösungen der Nitratfrage auf Seiten der Wasserwirtschaft zu finden, nachdem inzwischen etliche hundert WVUs wasserwirtschaftliche Maßnahmen ergriffen haben, um den (neuen) Nitratgrenzwert einzuhalten. Als Symbolpolitik können diese Lösungsstrategien aus ökologischer Sicht nur insofern bezeichnet werden, als sie lediglich korrektive Maßnahmen darstellen, die das Nitratproblem nicht "wirklich" lösen.

Insgesamt sind die direkt (auch) auf das Nitratproblem bezogenen Politikstränge, d.h. die Trinkwasserverordnung, das Wasserhaushaltsgesetz, der Wasserpfennig, der DVGW/LAWA-Arbeitskreis "Nitrat", Gülleverordnung und Gülleerlaß, die Förderung der Entwicklung von Aufbereitungsverfahren, die landwirtschaftliche Beratung und partiell die Nitratforschung (vgl. Kapitel 6.4), in der Intention der Mehrzahl der beteiligten Akteure nur begrenzt als auf Symbolpolitik ausge-

²²³ Diese sachlich gemeinte Feststellung läßt die Frage offen, ob in der Vergangenheit weitergehende nitratpolitische Maßnahmen politisch überhaupt durchsetzbar gewesen wären.

²²⁴ Politik ist im allgemeinen immer auch Symbolpolitik, sofern sie sich überhaupt (öffentlich) legitimieren muß (vgl. Edelman 1964-1971).

²²⁵ Vgl. die entsprechenden Überlegungen zur Implementation der Gülleverordnung in Teherani-Krönner 1987.

richtete Maßnahmen anzusehen; das Interesse an substantiellen Problemlösungsbeiträgen ist durchaus vorhanden. Daß sich einige dieser Aktivitäten aus distanzierterer Perspektive im nachhinein de facto doch als überwiegend symbolpolitische Veranstaltungen herausstellen, ist den Akteuren zum geringeren Teil zuzurechnen.

Als symbolische Agrarumweltpolitik kann die Nitratpolitik jedoch noch in allgemeinerer Hinsicht eingestuft werden. Zum einen kann sie in einem positiven Sinn als Symbol und Vorreiter für eine sich allmählich entwickelnde Agrarumweltpolitik eingestuft werden, worüber einerseits die notwendigen Erfahrungen für eine weiterreichende und umfassendere Umweltpolitik im Agrarsektor gesammelt werden und andererseits das politische Klima und der Handlungsdruck erzeugt werden, die eine solche Agrarumweltpolitik benötigt. Dies bedeutet allerdings auch, daß die Fehler und Mißerfolge der Nitratpolitik sich negativ auf die Entwicklung von Agrarumweltpolitik auswirken können. In der Realität kommt einigen nitratrelevanten Politiksträngen wie WHG, TVO, GVO, Wasserpfennig und landwirtschaftliche Beratung durchaus diese Symbolfunktion für die Agrarumweltpolitik zu; andererseits kann man nur sehr begrenzt von einer ausgesprochenen Vorreiterrolle der Nitratpolitik sprechen, da vergleichbare Aktivitäten im Bereich des Arten- und Biotopschutzes, der Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln oder der Flurbereinigung parallel oder doch nur wenig zeitverzögert zu beobachten sind.

Zum zweiten symbolisiert die Nitratpolitik, falls sich die bei ihr vorfindlichen Politikmuster verallgemeinern lassen sollten, wie wenig und begrenzt die Berücksichtigung von Umweltproblemen im Kernbereich der Agrarpolitik voranschreitet und es zu einer echten Ökologisierung der Agrarpolitik kommt. Es mögen sich inzwischen zwar die Umriss einer primär korrektiv wirkenden Agrarumweltpolitik ausmachen lassen, aber kaum deren substantielle und nicht bloß formale Integration in die Agrarpolitik. Gemessen an diesem strengen Maßstab einer früh- und rechtzeitigen Beachtung möglicher ökologischer Folgeprobleme seitens anderer Politikbereiche hat das vorherrschende Muster der Nitratpolitik eindeutig Symbol-, ja sogar Alibi charakter.²²⁶

²²⁶ In dieser Hinsicht dürfte die Herauslösung von Umweltkompetenzen aus den Fachressorts und die Bildung eigener Umweltministerien nicht unbedingt positiv zu bewerten sein.

Schließlich ist zum dritten zu fragen, ob die zu beobachtende Fokussierung auf das Nitratproblem und hier wiederum auf die Trinkwasserbelastung für eine auf Effizienz und Effektivität bedachte Agrarumweltpolitik auch angemessen ist und nicht ihrerseits symbolpolitischen Charakter hat. Ist das Problem einer Trinkwasser-Nitratbelastung von 100 mg/l gesundheits- oder umweltpolitisch wirklich so bedeutsam im Vergleich zu anderen Umweltproblemen der Landwirtschaft? Sollte nicht das Hauptaugenmerk weit mehr auf den grauen Markt der Tierpharmaka oder die Ausweisung von unter Artenschutzgesichtspunkten (noch) wertvollen ökologischen Ausgleichsflächen gelegt werden? Oder sollte in bezug auf den Stickstoffeinsatz in der Landwirtschaft nicht dessen synergetisches - und insofern nicht ihm allein und eindeutig zurechenbare Folgeeffekte zeitigendes - Zusammenwirken mit anderen Faktoren mehr im Vordergrund stehen wie Versauerung des Bodens und Erschöpfung seines Denitrifikationsvermögens oder der sich wechselseitig zur Ertragssteigerung und -sicherung bedingende Einsatz von viel N-Dünger, Wachstumsreglern und Fungiziden im Getreideanbau? Die Beantwortung solcher Fragen setzt natürlich ein Wissen über und eine Position zu der ökologischen Problemrelevanz unterschiedlicher Umweltauswirkungen der Landwirtschaft voraus. Angesichts des gegenwärtigen Wissensstandes der medizinischen Forschung (vgl. Kapitel 4.1) ist die Vermutung einer Überbetonung der gesundheitsbezogenen Nitratproblematik im Rahmen der Agrarumweltpolitik jedoch nicht ganz von der Hand zu weisen. Zu relativieren ist ein solcher Befund allerdings zum einen dadurch, daß eine systematische Vernachlässigung anderer Umweltprobleme der Landwirtschaft im Vergleich mit dem Nitratproblem nicht zu konstatieren ist, und zum anderen, weil für die Etablierung und Durchsetzung von Agrarumweltpolitik Umwege und Ungleichgewichte in der Sache politisch durchaus sinnvoll sein können. Angesichts der im Zusammenhang mit der Herabsetzung des Nitratgrenzwerts auf 50 mg/l verschärften Nitratdebatte läßt sich eine solche Einschätzung von deren Katalysatorfunktion durchaus vertreten.

In Tabelle 6.17 sind die verschiedenen symbolpolitischen Dimensionen der Nitratpolitik noch einmal zusammengestellt.

Tabelle 6.17: Symbolpolitische Dimensionen der Nitratpolitik

Ebene	Symbolfunktion	Ausprägung
Lösung des Nitratproblems	<ul style="list-style-type: none"> - rein symbolische Aktivitäten - primär symbolisch wirkende Selektion von Politikinstrumenten (moral suasion) - substantiell gemeinte, aber faktisch nur symbolisch wirksame Politikgestaltung - symbolische, da nur an Symptomen kurierende Problemlösungen 	<p>teilweise beträchtlich</p> <p>offen</p> <p>vorherrschend</p>
Agrarumweltpolitik allgemein	<ul style="list-style-type: none"> - Leitbildfunktion für Agrarumweltpolitik - Beispiel für Ökologisierung der Agrarpolitik - primär symbolische Wirkung aufgrund ökologisch falscher Prioritäten 	<p>begrenzt</p> <p>nein</p> <p>mittel</p>

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Vergleicht man die Entwicklung der Nitratpolitik mit anderen Agenda der (Agrar-)Umweltpolitik, dann ist ein Zeitraum von 20 bis 30 Jahren von der auch politischen Problempreperception bis zur Verabschiedung und Implementation politischer Programme als durchaus im Rahmen befindlich, ja eher kurz einzustufen.²²⁷ Von daher besteht ein gewisser Anlaß zu der Hoffnung, daß der Umgang mit dem Nitratproblem mittelfristig nicht vorwiegend als symbolische Agrarumweltpolitik klassifiziert zu werden braucht.

²²⁷ Vgl. etwa die entsprechenden Ausführungen von Erz (1983) zum Naturschutz.

7. Der lokale Umgang mit dem Nitratproblem

7.1 Einleitung: Leerformel Implementation

Vom Projektdesign her sollten die lokalen Fallstudien vor allem dazu dienen, die Untersuchung der Implementationsphase des Politikzyklus und der Muster lokaler nitratbezogener Politikprozesse zu verbinden, also eine zeitliche und eine räumliche Fokussierung der Analyse zu verknüpfen. Auch wenn stets klar war, daß lokale Politikprozesse sich keineswegs nur auf die Implementation nationaler oder regionaler Politikprogramme beziehen, sondern sie beispielsweise auch eine zentrale Rolle bei der Problemwahrnehmung und -definition spielen können (vgl. Conrad/Knoepfel 1984), so impliziert der gewählte Untersuchungsaufbau immerhin die Annahme, daß ein angemessenes Verständnis der Implementation von Nitratpolitik lokaler Untersuchungen bedarf, weil sich die Umsetzung politischer Handlungsprogramme auf substantieller Ebene eben nur jeweils vor Ort vollziehen kann. (Komplementär hierzu steht die gleichfalls untersuchungsmethodisch handlungsleitende Annahme, daß Programmentwicklung und übergeordnete Politikentscheidung auch in der Nitratpolitik primär auf überlokaler (nationaler) Ebene stattfinden (vgl. Kapitel 6.)) Die Betonung der Untersuchung lokaler Implementationsgebiete impliziert hingegen keine einseitige "top-down"-Perspektive, sondern es interessiert gerade der wechselseitige Einfluß von lokaler und überlokaler Politikebene auf den Implementationsprozeß (gemäßiger "bottom-up"-approach; vgl. Conrad/Knoepfel 1984). Dementsprechend sollte das Zusammenwirken von lokalem Problemdruck, bestehendem (nitratpolitischen) Handlungsprogramm und den als Politikspiel konzipierten Interaktionsprozessen von Regulierungsinstanzen, Politikadressaten und möglichen Drittteiligten im Hinblick auf Politikimplementation, -wirkung und -ergebnis (policy output - policy impact - policy outcome; vgl. Conrad/Knoepfel 1984) genauer untersucht werden.

Wollte sich unsere Untersuchung von Implementationsprozessen nicht weitestgehend auf die Analyse des lokalen Umgangs mit der Nitratnorm der TVO beschränken, die sich dann im wesentlichen auf organisatorische Prozesse innerhalb betroffener Wasserwerke reduziert hätte, so war angesichts des im Untersuchungszeitraum noch weitgehenden Fehlens auch die Landwirtschaft betreffender ni-

tratpolitischer Handlungsprogramme¹ die Ausweitung der lokalen Fallstudien auf den Umgang mit dem Nitratproblem generell, also nicht beschränkt auf Programmimplementation, insbesondere im Zeitraum 1980 bis 1986, angebracht, womit die erwähnte Koppelung räumlicher und zeitlich-phasenbezogener Fokussierung aufgehoben wurde.² Diese Erweiterung der lokalen Fallstudien war insofern von Vorteil, weil nun mehr oder weniger der Gesamtprozeß der Entwicklung des Umgangs mit dem Nitratproblem ohne eine analytisch vorgeprägte selektive Auswahl von lokalen Politikprozessen in einigen Gebieten auf lokaler Ebene rekonstruiert wurde. Ergänzend wurden die nitratpolitischen Aktivitäten des jeweiligen Bundeslandes erhoben. Jedoch ist einzuräumen, daß bei der Analyse der Nitratpolitik die Landes- und Bezirksebene gegenüber der jeweils betroffenen Bundes- und lokalen Ebene ein wenig in den Hintergrund gerückt ist, obwohl gerade auch auf diesen Ebenen wesentliche nitratpolitische Aktivitäten zu verorten sind.³

Im wesentlichen bestimmten vier Kriterien die Gesamtauswahl der lokalen Untersuchungsgebiete (vgl. Conrad 1984: 50):

- o Dominanz bestimmter Anbauprodukte (Wein, Gemüse, Güllewirtschaft)⁴
- o Abdeckung aller Flächenstaaten mit Ausnahme des Saarlandes⁵

¹ Lediglich eine erste Untersuchung der Implementation von Gülleverordnung und Gülleerlaß war bis Ende 1987 möglich. In der Zukunft wäre insbesondere das Studium nitratbezogener Wasserschutzgebietsverordnungen von Interesse, wie dies Uka (1989) bezogen auf die Umsetzung der Wasserpfeffig-Regulierung bereits ansatzweise versuchte.

² Seit dem Abschluß der empirischen Erhebungen in den Fallstudien in 1986/87 läßt sich die Implementation nitratpolitischer Programme zunehmend deutlicher ausmachen, so daß die ursprünglich anvisierten Implementationsuntersuchungen heute sehr wohl möglich wären.

³ Behandelt werden sie insbesondere in den Abschnitten 6.4.3, 6.4.7, 6.4.10, im Rahmen der Arbeiten zur GVO in Nordrhein-Westfalen und in einer Reihe der lokalen Fallstudien.

⁴ Im flächenmäßig besonders bedeutsamen Getreideanbau finden sich bisher kaum Orte mit signifikanten Nitratproblemen. - Neben partiellen Monokulturen wurden auch einige örtlich gemischt-landwirtschaftliche Produktionsgebiete untersucht.

⁵ Im Saarland spielt die Landwirtschaft eine vergleichsweise geringe Rolle, und gravierende Nitratprobleme waren nicht bekannt. Erst in jüngster Zeit wurden im Rahmen eines Meßprogrammes bei 16 von 450 Brunnen-Meßstellen Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg/l festgestellt. Im Trinkwasser gibt es bislang keine Grenzwertüberschreitung. Örtlich ist Wasserverschneidung notwendig.

o Vorhandensein örtlichen Problemdrucks und/oder Problembewußtseins⁶
o Verfügbarkeit und Zugänglichkeit von Daten⁷.

Bei der Auswahl einzelner Untersuchungsgebiete spielten dann gelegentlich noch andere, eher zufällige Gesichtspunkte eine Rolle. Dennoch können die insgesamt 13 lokalen Fallstudien eine Art "exemplarische Repräsentativität" für sich beanspruchen.⁸ In Abbildung 7.1 sind die ausgewählten lokalen Untersuchungsgebiete geographisch gekennzeichnet. Tabelle 7.1 gibt einen Überblick über formale Kennzeichen der lokalen Fallstudien.

In Abschnitt 7.2 wird die Nitratpolitik vor Ort für jedes lokale Untersuchungsgebiet knapp skizziert. In Abschnitt 7.3 werden die Befunde dann vergleichend dargestellt.⁹ Abschnitt 7.4 beschreibt die Zusammenhänge zwischen lokaler und überregionaler, insbesondere Landes-Nitratpolitik. In Abschnitt 7.5 werden schließlich Politikimplementations-, -wirkung und -ergebnis, soweit es die gewonnenen Untersuchungsergebnisse gestatten, zueinander in Beziehung gesetzt. Die mehr theoretisch-analytisch orientierte Interpretation lokaler Nitratpolitik im Rahmen der bundesdeutschen Politik- und Regulierungsmuster findet sich dann in Kapitel 8.

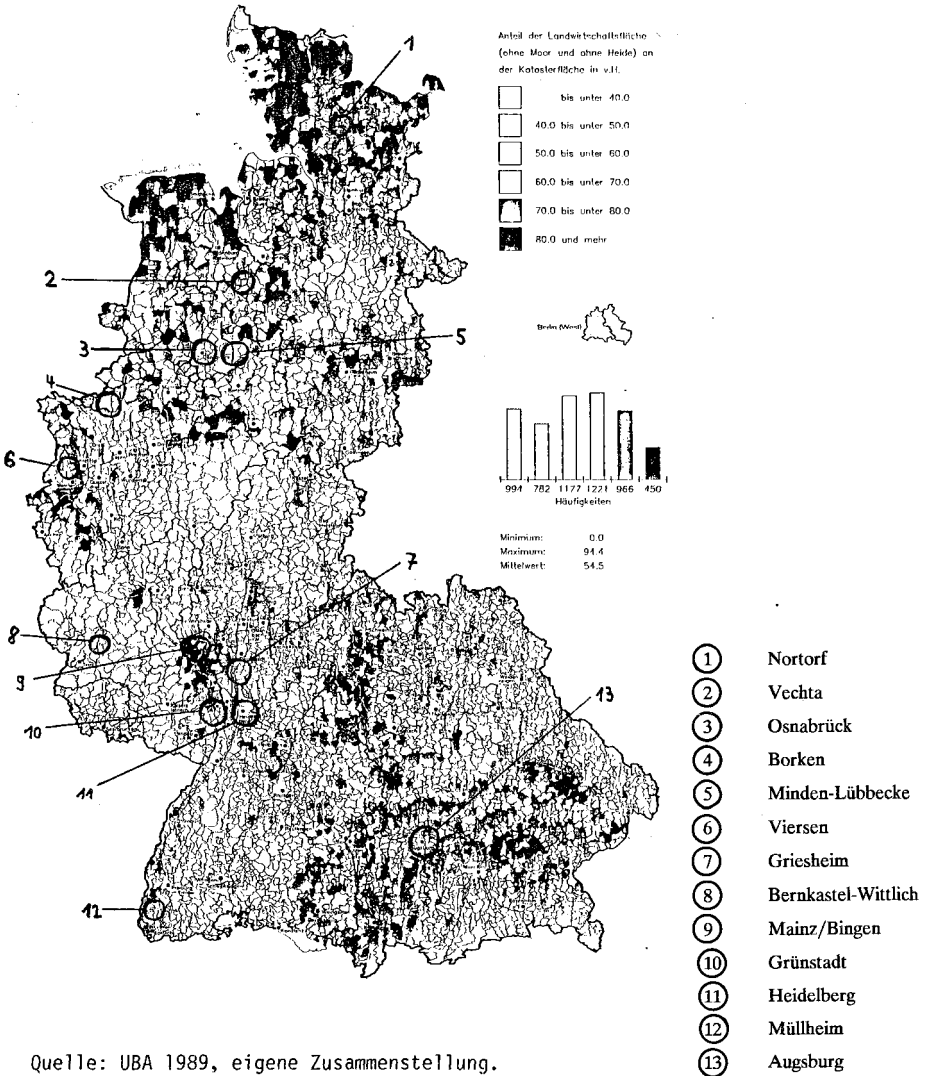
⁶ Es muß keineswegs beides vorhanden sein.

⁷ Als vorteilhaft wurde auch die frühere Untersuchung des lokalen Gebietes unter verwandten Fragestellungen angesehen.

⁸ Ihre Ergebnisse sind nicht repräsentativ, dürften aber die Spannweite der verschiedenen Formen des lokalen Umgangs mit dem Nitratproblem relativ weitgehend abdecken.

⁹ Für eine ausführlichere vergleichende Darstellung siehe Bruckmeier 1987a, 1988a.

Abbildung 7.1: Anteil der Landwirtschaftsfläche und Verteilung der lokalen Untersuchungsgebiete (ohne Moor und Heide) an der Katasterfläche in v.H.



Quelle: UBA 1989, eigene Zusammenstellung.

Tabelle 7.1: Formale Kennzeichen der lokalen Fallstudien

Ort/Kreis	Land	landwirtschaftliche Produktion	Problemdruck (1)	Problembewußtsein (2)	Datenverfügbarkeit	Publikation
Mortorf	Schleswig-Holstein	Rindviehhaltung, Futterbau	mittel	hoch	gut	Hünemann 1987b
Vechta	Niedersachsen	Schweine- und Geflügelhaltung, Futterbau	groß (3)	gering	gut	Teherani-Krönner 1988
Osnabrück	Niedersachsen	Rind-, Schweine- u. Geflügelhaltung, Futterbau	groß (3)	mittel	gut	Teherani-Krönner 1989a
Borken	Nordrhein-Westfalen	Rind- und Schweinehaltung	groß (3)	gering	gut	Teherani-Krönner 1987, 1989b
Minden-Lübbecke	Nordrhein-Westfalen	Rind-, Schweinehaltung, Futterbau	groß	mittel	mittel	Teherani-Krönner 1989c
Viernsen	Nordrhein-Westfalen	Rind-, Schweinehaltung, Zuckerrüben-, Gemüseanbau	mittel	hoch	gut	Gitschel 1987b
Griesheim	Hessen	Gemüse, Getreide Zuckerrüben	gering	gering	mäßig	Gitschel 1987c
Bernkastel-Wittlich	Rheinland-Pfalz	Wein	heute gering	gering	mittel	Bruckmeier 1987b
Weinz-Bingen	Rheinland-Pfalz	Wein, Obst, Gemüse	groß	mittel	gut	Bruckmeier 1987d
Grünstadt	Rheinland-Pfalz	Wein-, Ackerbau	mittel	hoch	gut	Bruckmeier 1987c
Weidelberg	Baden-Württemberg	Ackerbau, gemischt	mittel	mittel	gut	Uka 1989
Müllheim	Baden-Württemberg	Wein, Getreide, Mais	mittel	hoch	gut	Brüggenmann et al. 1986
Augsburg	Bayern	in Augsburg gering im Süden Milch-wirtschaft, Getreide, Mais	gering	hoch	gut	Hafenecker 1989

(1) bei gelegentlichen Trinkwasser-Nitratgehalten über 90 mg/l: groß; zwischen 50 und 90 mg/l: mittel; unter 50 mg/l: gering.

(2) bei intensiver öffentlicher Nitratdebatte hoch; bei deren Fehlen: gering.

(3) für die Vielzahl der Eigenversorgungsanlagen.

Quelle: eigene Zusammenstellung.

7.2 Zusammenfassender Überblick über lokale Fallstudien

*Fallstudie Nortorf*¹⁰

In Schleswig-Holstein wurden der Raum Nortorf im Kreis Rendsburg-Eckernförde und außerdem peripher die Insel Föhr in bezug auf den lokalen Umgang mit dem Nitratproblem untersucht. Im Durchschnitt hat Schleswig-Holstein die reichsten Landwirte und die größten Betriebe der Bundesrepublik, wobei allerdings auch hier eine Vielzahl kleinerer und mittlerer Betriebe am Rande der Existenz wirtschaftet. Im Gebiet um Nortorf dominieren Futterbaubetriebe und Grünlandwirtschaft in Verbindung mit Rinderhaltung. Daneben spielt auch der Kartoffelanbau eine gewisse Rolle, wobei viele Landwirte feste Abnahmeverträge mit einer kartoffelverarbeitenden Fabrik in Nortorf haben.

Die Trinkwassergewinnung im Kreis Rendsburg-Eckernförde zeichnet sich durch einen hohen Anteil von Einzelgewinnungsanlagen aus (Versorgung von 65 % der Grundstücke im Amtsbezirk Nortorf-Land in 1987), die aus dem oberflächennahen Grundwasser fördern. Die Stadtwerke Nortorf sind aufgrund der Lage des Gebiets über einem Salzstock bislang ebenfalls gezwungen, oberflächennahes Grundwasser zu fördern. Hier ist die Ausweisung eines Wasserschutzgebietes vorgesehen. Intensive Viehhaltung mit hohem Gülleanfall auf sandigen, durchlässigen Böden führten zu hohen Nitrateinträgen in das oberflächennahe Grundwasser; in tieferliegenden Grundwasserstockwerken ist der Nitratgehalt sehr gering. In Nortorf-Land wiesen in 1986 ca. die Hälfte der Einzelbrunnen Nitratgehalte von mehr als 50 mg/l auf. Der Nitratwert des Trinkwassers der Stadtwerke Nortorf sank im vergangenen Jahrzehnt durch Aufkauf- und Aufforstungsmaßnahmen und Anschlüsse an die zentrale Abwasserbeseitigung allmählich und liegt seit 1984 zwischen 60 und 70 mg/l.

Neben der Boden- und Gewässerbelastung durch Gülle zeichnet sich der Kreis Rendsburg-Eckernförde durch die Belastung der Gewässer mit Abwässern, die hohe SO₂-Belastung der Luft und wenig Naturschutz- bzw. naturnahe Flächen aus (vgl. Koch 1985).

¹⁰ Vgl. ausführlich Hünermann 1987b.

Mit hohen Nitratwerten im Trinkwasser sah sich Nortorf schon in den 60er Jahren konfrontiert (154 mg/l). Der alte, ab 1976 geltende Grenzwert von 90 mg/l konnte knapp eingehalten werden. Seit 1976 wurden Untersuchungen und Probebohrungen durchgeführt und Planungsüberlegungen angestellt, die die zukünftige Gestaltung der Wasserversorgung betrafen. Dabei spielten Fragen des Anschlusses von Einzelversorgungen, des Verbundes mit den Stadtwerken Neumünster, der Abstimmung des Vorgehens von Nortorf-Stadt und der Gemeinden von Nortorf-Land und der der Erschließung neuer Brunnen und ihrer Kosten eine Rolle. In der Umgebung vom Wasserwerk der Stadt Nortorf bringen die Landwirte seit 1981 aufgrund informeller Vereinbarung im Winter keine Gülle mehr aus. Während sich Stadtverwaltung, Untersuchungsämter und Wasserwerke somit in steigendem Maß seit Ende der 70er Jahre mit dem Nitratproblem befaßten, kam es 1986/87 auch zu einer öffentlichen, mediengestützten Diskussion, die parteipolitisch eingefärbt war und die sich auf die Frage der kostenlosen Abgabe von Mineralwasser an Haushalte mit Säuglingen zuspitzte. Nachdem eine solche Regelung auf der Insel Föhr praktiziert wurde, gab der Bürgervorsteher im September 1987 aufgrund des öffentlichen Drucks in der Stadtverordnetenversammlung bekannt, daß bedürftige Haushalte mit Säuglingen Gutscheine für den Kauf von Mineralwasser erhalten sollten. In der Sache bedeutsamer war die Genehmigung des Kreisgesundheitsamtes für die Stadtwerke Nortorf im Oktober 1986, daß sie bis Ende 1988 die Stadt mit Trinkwasser mit einem Nitratgehalt bis zu 70 mg/l versorgen durften. 1987 fiel die Entscheidung, je nach Ergebnis der Probebohrungen in Zukunft Trinkwasser aus dem 2. Grundwasserstockwerk mit sehr gutem oder aus dem 3. Stockwerk mit stark eisen- und ammoniumhaltigem Grundwasser zu fördern, wobei mit einem Anstieg des Wasserpreises von 1,40 DM/m³ auf knapp 2 DM/m³ zu rechnen war. Demgegenüber war die Entscheidung, die Versorgung aus Einzelbrunnen zugunsten einer zentralen Versorgung aufzugeben, aufgrund der hohen Kosten des Aufbaus einer zentralen Wasserversorgung in den meisten Umlandgemeinden noch nicht gefallen. Dies hatte zeitliche Friktionen bei den Abstimmungs- und Planungsprozessen zwischen der Stadt Nortorf und den Umlandgemeinden zur Folge. Wenn sich die Stadtverwaltung auch um die Erforschung der Ursachen der örtlichen Nitratbelastung bemühte, so wurde doch von beiden Kommunalverwaltungen und den zuständigen Fachbehörden die Gewinnung von Grundwasser aus großen Tiefen und der Aufbau zentraler Versorgungssysteme als die geeignete Lösung des Nitratproblems angesehen. Die Wirksamkeit der freiwilligen Vereinbarungen mit Landwirten in der Umgebung Nortorfs wurde sehr unterschiedlich beurteilt.

Von allen Seiten wurden allerdings aus unterschiedlichen Motiven weitergehende Auflagen für die Landwirtschaft, insbesondere in Form einer Gülleverordnung, befürwortet, wofür aber die Landespolitik zuständig ist. 1989 wurde dann eine Gülleverordnung verabschiedet. Die bestehende Flüssigmist-Richtlinie von 1973 bzw. 1983 hatte demgegenüber keine Bedeutung. Die Landesregierung von Schleswig-Holstein, insbesondere das Landwirtschaftsministerium (MELF), hat die ursprüngliche Strategie, nur wasserwirtschaftliche Maßnahmen zu ergreifen, inzwischen aufgegeben. Seit 1986 wird die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, verbunden mit Bewirtschaftungsauflagen für die Landwirtschaft, forciert, wobei aber mit langwierigen Verfahren zu rechnen ist. Eine Anwendung des Föhner Modells auf Nortorf wurde erwogen. Dort ist auf der Basis freiwilliger Verträge in Wasserschutzgebieten nurmehr extensive Grünlandnutzung ohne Pestizideinsatz und mit insgesamt maximal 200 kg/ha N-Düngung gegen hohe Ausgleichszahlungen von kumulativ 675 DM/ha zugelassen.

"Generell ist festzustellen, daß in der Auseinandersetzung um das Nitratproblem in Nortorf und Umgebung die Initiative im wesentlichen in der Hand einiger weniger Personen lag. Das liegt vor allem daran, daß die Interessen der Wasserwirtschaft zugleich vom Bürgermeister der Stadt, die Interessen der Landwirtschaft zugleich vom Leiter des Amtes Nortorf-Land vertreten werden und der Stadtverordnete der GRÜNEN maßgeblich die Veröffentlichung des Nitratproblems initiiert hat.

Das Auftreten des Bürgermeisters in der Öffentlichkeit war durch den Versuch gekennzeichnet, die Diskussion zu beschwichtigen. Er gab zwar zu, daß ein Problem existiere; da dieses aber in allernächster Zeit gelöst werde, gäbe es keinen Grund zur Aufregung ...

Bemerkenswert ist weiterhin, daß es in diesem Falle keine ausgesprochen harten Formen in der politischen und öffentlichen Auseinandersetzung gibt. Alle Seiten bescheinigen sich gegenseitig Konstruktivität und sachliche Angemessenheit. Dennoch werden unterschiedliche Akzente gesetzt:

- o Während der Bürgermeister und Leiter der Stadtwerke neben der Problemlösung durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen auch Ursachenforschung betreibt und versucht, die Landwirtschaft zur Kooperation zu gewinnen, setzt der Landwirt und Vorsteher des Amtes Nortorf-Land ganz auf den Ausbau der öffentlichen Wasserversorgung.
- o Während der Bürgermeister mit zunehmendem Engagement - erkennbar daran, daß er nicht einmal mehr 12 mg Nitrat/l im Wasser der Stadt akzeptieren will - versucht, das Problem in den Griff zu bekommen, hält sich die zuständige Gesundheitsbehörde mit der in ihre Kompetenz fallenden Kontrolle der Trinkwasserqualität auffallend zurück ...
- o Auf die gesundheitlichen Aspekte des Nitratproblems konzentrieren sich dagegen vor allem die GRÜNEN. Ihre Aktivitäten sind in erster Linie darauf ge-

richtet, eine Versorgung der besonders gefährdeten Bevölkerungsgruppen mit einwandfreiem Trinkwasser zu gewährleisten, solange das Nortorfer Wasser zu hohe Nitratwerte aufweist." (Hünemann 1987b: 53 ff.)

Die Landwirte fühlten sich zu Unrecht als "Brunnenvergifter" beschuldigt und sahen - ohnehin in mehr oder weniger großen wirtschaftlichen Schwierigkeiten - der Verabschiedung einer Gülleverordnung mit Sorge entgegen, selbst wenn bisher niemand den Landwirten Bewirtschaftungsbeschränkungen ohne finanziellen Ausgleich zumuten wollte.

"Kritik daran, daß letztendlich der Verbraucher die Zeche zu zahlen hat, wird auch von Seiten der Nortorfer SPD und der GRÜNEN geübt. In ihren Augen mußte vor allem die Ursache der Nitratbelastung des Grundwassers angegangen werden. Sie befürchten, daß dies gerade nicht geschehen werde, wenn die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen erst einmal erfolgreich sind.

Sollte der im Föhrenskamp angebohrte Grundwasserleiter von Qualität und Ergiebigkeit her für die Wasserversorgung der Stadt nutzbar sein, wird sich das Nitratproblem für die Stadt Nortorf in absehbarer Zeit verringern." (Hünemann 1987b: 55)

Hingegen wird das Thema Nitrat die Gemeinden im Umland noch lange beschäftigen (Hünemann 1987b: 53 ff.)

*Fallstudie Vechta*¹¹

In Niedersachsen wurden die Landkreise Vechta und Osnabrück untersucht, in denen gleichfalls die Gülleausbringung auf überwiegend sandigen Böden die Hauptursache für Nitratbelastungen des Grundwassers bildet. Vechta ist der Kreis mit der höchsten Viehdichte in der Bundesrepublik Deutschland, in dem durchschnittlich 4 DE/ha, in einigen Gemeinden sogar 6 DE/ha an Gülle anfallen. Der hohe Anteil kleinerer und mittlerer Betriebe mit Flächen unter 10 ha ist nur durch intensive Tierhaltung, verbunden mit Futtermittelzukauf, lebensfähig. Der Bereich der Geflügelproduktion ist bereits weitestgehend in den Händen agroindustrieller Betriebe. Der Maisanbau machte 1983 bereits über 40 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche, örtlich auch 75 % aus, in Vergleich zu 3 % 1971; der Grünlandanteil ging von ca. 50 % in den 60er Jahren auf unter 30 %

¹¹ Vgl. ausführlich Teherani-Krönner 1988.

zurück. Es dominieren also Geflügel- und Schweinehaltung und Futtermittelanbau.

Die öffentliche Wasserversorgung im Landkreis Vechta erfolgt durch mehrere Wasserwerke bzw. Wasserverbände. Aber gut 40 % der Haushalte bezogen 1983 ihr Wasser aus Eigenversorgungsanlagen, wobei dieser Anteil je nach Gemeinde zwischen 10 % und 80 % schwankt. In einer ersten, relativ flächendeckenden unentgeltlichen Untersuchung der Privatbrunnen, die oberflächennahes Grundwasser fördern, um 1983 - als Folge einer Untätigkeitsklage der GRÜNEN gegen Kreisverwaltung und Gesundheitsamt -, überschritten 68 % den 50 mg/l-Nitratstandard und 49 % auch den 90 mg/l-Grenzwert. Bei der öffentlichen Wasserversorgung sorgen tiefe Brunnen (100 m und mehr), die darüberliegenden Deckschichten und eine vielfach hohe Denitrifikationskapazität des Untergrundes im allgemeinen dafür, daß die Nitratgehalte des Rohwassers gering sind. Allerdings mußten auch einige Brunnen geschlossen werden, so beim Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverband bei Holdorf trotz eines bestehenden Wasserschutzgebiets. Die diesbezügliche WSG-Verordnung wurde 1987 bezogen auf N-haltige Düngemittel deutlich verschärft. Sanierungsmaßnahmen (Anschluß an die öffentliche Wasserversorgung, Tiefer- und Neubohren von Brunnen) treffen bei den Besitzern von Privatbrunnen infolge der damit verbundenen hohen Kosten häufiger auf wenig Interesse, auch wenn ihnen die Entnahme von Trinkwasser amtlicherseits unter Zwangsgeldandrohung untersagt und mittlerweile 300 Privatbrunnen geschlossen wurden.¹² Neben den Gewässer und Böden betreffenden Gülleproblem fallen im Landkreis Vechta noch besonders fehlende naturnahe und Naturschutzflächen ins Gewicht (Koch 1985):

Bereits in den 70er Jahren wurden infolge von öffentlichen Auseinandersetzungen um Geruchsbelästigungen durch Gülleausbringungen, die bis heute örtlich immer wieder aufflackern, in mehreren Kreisen "Kreisgülleverordnungen" herausgebracht. Eine öffentliche Diskussion um Grundwasser-Nitratbelastungen begann im Kreis Vechta Anfang der 80er Jahre, angestoßen durch das Schließen zweier Brunnen des Wasserwerkes Holdorf und entsprechende Artikel in der Zeitschrift "Natur", auch wenn auf solche Problemlagen bereits in den 70er Jahren vereinzelt aufmerksam gemacht worden war. Aktiv wurde eine Arbeitsgruppe Trinkwasser

¹² Praktikabler erscheint umweltbewußten Landwirten mit Säuglingen in der Familie z.B. eher der Tausch von Milch gegen unbelastetes Wasser beim Nachbarn.

bei der Biologischen Schutzgemeinschaft Hunte-Weser-Ems in Zusammenarbeit mit den GRÜNEN. Hierdurch wurde die immer noch laufende amtliche Überprüfung und gegebenenfalls Schließung von Einzelversorgungsanlagen maßgeblich angestoßen. Aber zu einer dauerhaften Nitratkontroverse kam es in Vechta nicht. Dies hängt auch damit zusammen, daß Kritik im wesentlichen nur von außerhalb kam, wie durch die Berichterstattung in überregionalen Medien, durch die Einschaltung der Staatsanwaltschaft in Oldenburg, über die Aktivität von Umweltschutzorganisationen in Nachbarkreisen, durch Gülleerlaß (1983) und Dümmersanierungskonzept (1987) seitens der Landesregierung und über Proteste in Nachbarkreisen und -gemeinden gegen die Abnahme von Gülleüberschüssen aus dem Kreis Vechta.

Innerhalb des Kreises Vechta mit einer katholizismus-markierten kulturellen Abgrenzung gegenüber den protestantischen Nachbarkreisen betraf die öffentliche wie administrative Diskussion in erster Linie die akzeptable und wirtschaftlich möglichst wenig belastende Umsetzung des Gülleerlasses. Dabei handhabten die Vollzugsbehörden, in Übereinstimmung mit den Erläuterungserlassen der Landesregierung von 1983 und 1985, den Gülleerlaß flexibel und ließen bis 1987 eine Reihe von Ausnahmen von dem als verbindlich deklarierten Gülleausbringungsverbot im Winter zu mit der Maßgabe des Baus ausreichender Güllelagerstätten im folgenden Jahr. Die Einhaltung der Mengenbegrenzung auf 3 DE/ha wurde nicht kontrolliert; allerdings wird systematisch ein EDV-gestütztes Güllekataster aufgebaut, das in Zukunft grundsätzlich die Kontrolle der Einhaltung flächenbezogener Nutzungsarten erlaubte. Insofern der Gülleerlaß die Zustimmung von Einzelverfügungen an den Landwirt vorschreibt und die Verhängung von Zwangsgeldern erst nach zweimaligem/wiederholtem Verstoß möglich ist, bleibt der unteren Abfallbehörde

"eigentlich gar nichts anderes übrig, als gegenüber den Landwirten behutsam vorzugehen, da sie ansonsten mit einer Flut von Widerspruchsverfahren zu rechnen hätte. Wenn es dennoch trotz des sehr schwachen rechtlichen Instrumentariums zu einer teilweisen Befolgung der Vorgaben im Gülleerlaß, zumindest was die zeitliche Regelung betrifft, gekommen ist, so ist dies zum einen auf die Kooperationsbereitschaft der landwirtschaftlichen Organisationen und der Kamern zurückzuführen, die ihre Mitglieder dazu aufgefordert haben, im Erlaß gesetzte zeitliche Aufbringungsbeschränkungen zu beachten.

Zum anderen wurden der Gülleerlaß in der Öffentlichkeit als wirksames Mittel gegen die Grundwasserbelastung mit Nitrat von seiten des damaligen Ministers propagiert und die gesetzten Normen verteidigt. Den Landwirten wurde dazu geraten, sich an die Regeln zu halten, da ansonsten die Regierung eine Gülleverordnung herausgeben würde. Somit wurde von Anfang an mit dem Erlaß einer Ver-

ordnung gedroht, um das Aufbringen der Gülle entsprechend den Vorgaben zu gestalten, auch wenn sie eigentlich gegenüber den Landwirten keine rechtliche Bindung gehabt haben. Auf der kommunalen Ebene wurde die Beweispflicht quasi umgedreht. Nunmehr waren es die Landwirte selbst, die sich an die Kreisverwaltungen mit der Bitte um Ausnahmen gewandt haben, ohne daß ihnen zuvor eine Einzelverfügung erteilt wurde.

Aus der Handlungsanleitung für die Behörden wurde somit eine Anleitung zur Güllendüngung, die der Erlaß zunächst gar nicht beinhaltet. Aus der rechtlichen Norm gegenüber der Verwaltung ist eine Handlungsnorm für den Landwirt zustande gekommen." (Teherani-Krönner 1988: 68 f.)

Dabei ist "unabhängig von der Durchsetzungskraft der rechtlichen Rahmenbedingungen mittlerweile ein sozialer Druck von seiten der Bevölkerung entstanden, die zwar das Güllen nicht verbieten kann, wohl aber die gesetzten Normen einzuhalten fordert. Die über den Gülleerlaß festgelegten rechtlichen Normen, die sich in erster Linie an die Verwaltung richten, sind zu einer 'sozialen Norm' im Umgang mit Stallabfällen geworden und mehr als über juristische Wege gesellschaftlich wirksam." (Teherani-Krönner 1988: 108)

Der Bau von Güllebehältern, insbesondere in den Jahren 1984 bis 1986, hat mittlerweile im allgemeinen ausreichende Speicherkapazitäten zur Einhaltung der Ausbringungsfristen im Kreis Vechta geschaffen. Auch der Gülletransport und der Gülleerlaß spielen eine zunehmende Rolle zur Vermeidung von Gülleüberdüngung, wenn auch teilweise nur auf dem Papier und ökonomisch allenfalls bei Hühnergülle rentabel. 1987 wurde - mit staatlicher Starthilfe - eine Gülle-Verwertungsgenossenschaft in Vechta gegründet, die insbesondere kleinen und mittleren Betrieben bei Problemen mit Gülleüberschüssen helfen soll.

Verstöße gegen das Abfall- und Wasserrecht im Zusammenhang mit Gülleausbringung wurden jährlich mehrere hundert gemeldet, wobei es sich überwiegend um leichter nachweisbare Oberflächenschädigungen und nicht um Grundwasserbelastungen handelte. In ca. 10 % der Fälle wurden seit 1986 Verwarngelder verhängt, aber weitaus häufiger waren Freisprüche infolge der jeweils geltenden konkreten Rechtslage oder infolge der komplizierten Beweisanforderungen.

Abgesehen von der beabsichtigten Dümmersanierung mit großzügigen staatlichen Ausgleichszahlungen und Fördergaben und dem Hoffen auf technische Lösungen des Gülleüberschußproblems hat sich die Landesregierung von Niedersachsen hinsichtlich landwirtschaftsbezogener Lösungen des Nitratproblems zurückgehalten bzw. deren Realisierung auf die Ebene der jeweiligen Bezirksregierungen und Landkreise abgewälzt. Trotz deutlicher Anforderung seitens der Kreisverwaltun-

gen und der Bezirksregierung Weser-Ems als hauptbetroffene Region beabsichtigte die Landesregierung bis Anfang 1988, keine Güllerverordnung zu erlassen, sondern nur die maximal zulässigen Ausbringungsmengen im Gülleerlaß auf 2 DE/ha zu reduzieren. Erst 1988/89 setzte sich allmählich die Einsicht in die Notwendigkeit einer Güllerverordnung auf politischer Ebene durch.

Zu den Einkommensbelastungen für viele Betriebe im Falle effektiver Gülleregulierungen durch die unteren Abfallbehörden kommen für den Kreis Vechta die Schwierigkeiten bei dem Export überschüssiger Gülle hinzu, insbesondere nachdem die Kreistage der Landkreise Osnabrück, Friesland und Diepholz eine politische Willenserklärung abgegeben haben, keine Gülle abzunehmen, mit der (impliziten) Absicht, den Agroindustriellen im kulturell abgegrenzten Süddoldenburg das Wasser abzugraben und nicht deren Probleme durch Gülleabnahme zu lösen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß sich das Nitratproblem des Kreises Vechta auf Gülleüberschüsse aufgrund intensiver Tierhaltung, auf Probleme mit dem Gülleexport, die Nitratbelastung von Privatbrunnen und die Eutrophierung des als Landschafts- und Naturschutzgebiet ausgewiesenen Dümmmersees konzentriert. Solange weder eine drastische Verringerung der Viehdichte im Kreis Vechta noch eine wirtschaftliche Güllerverwertung in Sicht ist, bleibt auch für Vechta letztlich nur die wasserwirtschaftliche (eventuell wassertechnische) Lösung des Nitratproblems, was hier (Zwangs-)Anschluß der eigenversorgten Haushalte und Hoffen auf die Dichtigkeit der Deckschichten und auf ausreichende Denitrifikationskapazität des Untergrundes oberhalb der Tiefbrunnen der öffentlichen Wasserversorgung bedeutet.¹³

*Fallstudie Osnabrück*¹⁴

Bei ähnlicher Struktur der Landwirtschaft wie im Kreis Vechta, allerdings mit mehr Milchwirtschaft, mehr Dauergrünland und mehr Waldflächen, ist die Viehdichte im Landkreis Osnabrück im Durchschnitt (1,4 DE/ha) und auch bei den

¹³ Denkbar ist natürlich auch eine Wasserfernversorgung, die allerdings bisher genauso wenig wie eine Nitratelimination in Erwägung gezogen wird.

¹⁴ Vgl. ausführlich Teherani-Krönner 1989a.

hauptbetroffenen Gemeinden (2,5 DE/ha) deutlich geringer als im nördlich angrenzenden Kreis Vechta.

Die öffentliche Wasserversorgung ist mit 36 WVUs dezentral organisiert, wobei für 31 der 87 Wassergewinnungsanlagen Wasserschutzgebiete ausgewiesen sind. Wasserschutzgebietsverordnungen jüngerer Datums (ab Mitte der 70er Jahre) enthalten Ausbringungsbeschränkungen und Genehmigungspflichten für das Güllen auch in Schutzzone III. Für die mögliche Senkung des Grundwasserspiegels werden seit Mitte der 70er Jahre auf der Basis eines Vergleichs mit Ernteerträgen auf Vergleichsflächen außerhalb des Wasserschutzgebiets auch Ausgleichszahlungen an die betroffenen Landwirte geleistet. Der Nitratgrenzwert von 50 mg/l kann von den WVUs im allgemeinen eingehalten werden, wobei der Rohwasser-Nitratgehalt diesem in einigen Brunnenanlagen allerdings sehr nahekommt. Bei der privaten Trinkwasserversorgung, die mit 14.000 Einzelwasserversorgungsanlagen den Spitzenplatz in der BRD einnimmt und ca. 16 % der Haushalte betrifft, lagen nach einer Untersuchung des Gesundheitsamtes von Osnabrück in den Jahren 1983 bis 1985 etwa ein Drittel der Brunnen über 50 mg/l. Ein Anschluß der privaten Brunnenbesitzer an das öffentliche Versorgungsnetz wird zwar angestrebt, ist aber in manchen Gebieten nur mit Schwierigkeiten realisierbar. An sonstigen bedeutsamen Umweltproblemen nennt Koch (1985) die Abwasserbelastung und die Chloridbelastung der Bevölkerung durch das Trinkwasser.

Nitratbezogene Diskussionen, Verwaltungsaktivitäten und Schutzmaßnahmen finden im Landkreis Osnabrück auf drei relativ separaten Ebenen statt:

1. Untersuchung und Erörterung der Nitratbelastung in Privatbrunnen
2. Umsetzung des Gülleerlasses
3. Abwehr von Gülletransporten aus Vechta.

Im Gefolge des bereits erwähnten Urteils des OLG Hamm, das eine Vermieterin de facto für die hohen Nitratwerte ihres Privatbrunnens und für die daraus resultierenden Folgeschäden für das Kind der Mieterin haftbar gemacht hatte, löste ein Urteil des Bundesgerichtshofs 1983, in dem die Überwachung von Einzelversorgungsanlagen nach § 8 der TVO unterstrichen wurde, relativ abrupt Aktivitäten vieler Kreisverwaltungen im norddeutschen Raum aus, wo es noch viele Privatbrunnen gibt, insbesondere auch in Osnabrück.

"Das Gesundheitsamt startete eine amtliche Untersuchung des Trinkwassers privater Gewinnungsanlagen im Kreis. Genaue Untersuchungsergebnisse lagen bereits 1985 vor. Auch wenn die Veröffentlichung der Daten erst 1986 auf Druck der GRÜNEN erfolgte, waren die Ermittlungen bereits Mitte der 80er Jahre abgeschlossen." (Teherani-Krönner 1989a: 42)¹⁵

Eine kontroverse öffentliche Nitratdiskussion entwickelte sich im Kreis Osnabrück lediglich im Vorfeld der niedersächsischen Landtagswahlen zwischen Ende 1985 und 1986.¹⁶ Dabei betraf die Kontroverse im wesentlichen nur die Überschreitung des Nitratgrenzwertes in vielen Privatbrunnen, während die Diskussion um die Abwehr von Gülleimporten aus Vechta lokal konsensuell verlief.

"Nach Ansicht der GRÜNEN wurden die Landwirte, insbesondere die Agrarindustrie, nicht ernsthaft in die Pflicht genommen. Jedenfalls wurde das Problem der Belastungen des Grundwassers entweder durch Sanierung von Privatbrunnen oder durch die Empfehlung eines Anschlusses an die öffentliche Wasserversorgung zu reparieren versucht. In einigen Gemeinden besteht auch ein Anschluß- oder Benutzungszwang, den allerdings (trotz Bußgeldandrohung) nicht alle Bürger befolgen." (Teherani-Krönner 1989a: 34)

Obwohl die lokale Nitratkontroverse in Osnabrück intern angestoßen und nicht wie in Vechta von außerhalb initiiert wurde, blieb ihre Intensität unter derjenigen in Vechta.

Auch in Osnabrück gab es bereits 1978 eine Kreisgülleverordnung gegen Geruchsbelästigung und in einer Reihe von WSG-Ausweisungen seit 1974 (bis ca. 1977) genehmigungspflichtige Vorgaben zur "Einleitung von Abwasser in den Boden zu Düngezwecken aus Massentierhaltungen" auch in der Schutzzone III. Aus dieser Zeit resultiert das benannte relativ einvernehmliche Zusammenwirken von eigenständigen lokalen WVUs und örtlichen Landwirten auf der Basis von bilateralen Verträgen. Bei der Umsetzung des Gülleerlasses, der keine lokalen Allgemeinverfügungen zuläßt, hat sich die Vollzugsbehörde darum bemüht,

¹⁵ "In Vechta hingegen bedurfte es einer Reihe von Aktivitäten der BSH (Biologische Schutzgemeinschaft Hunte Weser-Ems) und der GRÜNEN, um Grundwasseruntersuchungen im Kreisgebiet zu veranlassen. Durch eine Strafanzeige bei der Staatsanwaltschaft in Odenburg wurden die Kreisverwaltung und das zuständige Gesundheitsamt in Vechta in Zugzwang gesetzt." (Teherani-Krönner 1989a: 42)

¹⁶ Die bevorstehenden Wahlen waren für die einen (CDU) Grund, das Problem herunterzuspielen, für die anderen (die GRÜNEN) Anlaß, um dieses Thema auf die Tagesordnung zu setzen.

"die zeitlichen Vorgaben des Erlasses gegenüber den Landwirten als verbindlich darzustellen. Neben dem Abfallrecht wurde zum Schutz des Grundwassers auch noch das Wasserrecht hinzugezogen, um der Gülleregulierung Nachdruck zu verleihen. Die pragmatische Vorgehensweise der Vollzugsbehörde, auf Einzelverfügungen zu verzichten und auf Antrag Ausnahmegenehmigungen zu erteilen, die dem Vollzug einer Verordnung sehr nahe kommt, wurden von seiten des Landwirtschafts- und Umweltministeriums als rechtlich unzulässige Vollzugspraxis gerügt. Für die Implementation der Gülleregulierung in Osnabrück ist festzustellen, daß auf lokaler Ebene der Gülleerlaß zum Teil ernster genommen wurde, als er auf ministerieller Ebene gemeint war." (Teherani-Krönner 1989a: I)

Zwischen 1984 und 1986 wurde ein Güllespeicherraum für 290.000 m³, d.h. ca. 35 % des fehlenden Gesamtbedarfs, bauaufsichtlich genehmigt. Für den Winter 1986/87 hatte die Kreisverwaltung aber auch in ca. 100 Fällen in Einzelfügungen mit "Sondergenehmigungen" an landwirtschaftliche Betriebe die Ausbringung von Gülle trotz sonst bestehender Ausbringungsbeschränkungen gestattet, jedoch mit der rechtlich kaum durchsetzbaren Auflage verbunden, sich die erforderliche Speicherkapazität innerhalb eines Jahres zu beschaffen.

Bereits in den 70er Jahren wurde der Gülletransport nach Osnabrück problematisiert. Inzwischen besteht ein hoher Konsens im Landkreis darüber, daß keine Fremdgülle aufgenommen werden sollte, was sogar bis zur Solidarisierung landwirtschaftlicher Ortsvereine gegen die Gülleabnahme aus Süldoldenburg geführt hat.

"In der Abwehrhaltung gegen Gülleimporte aus dem Süldoldenburger Raum besteht eine weitgehende Übereinstimmung unter den verschiedenen Parteien und Akteuren der Wasserwirtschaft, der Landwirtschaft und der Umweltschutzverbände. In diesem Punkt sind sich alle, trotz ansonsten kontroverser Standpunkte, einig. Von seiten der GRÜNEN werden Gülleüberschüsse als Problem der intensiven Tierhaltung unter den Agrarindustriellen angeprangert" (Teherani-Krönner 1989a: 37),

eine allerdings in dieser Form nicht zutreffende Behauptung. Die Abwehr von Gülleüberschüssen aus Vechta einte somit die unterschiedlichen Parteien in Osnabrück und erklärt teilweise die geringe Bedeutung kreisinterner Kontroversen. Abgesehen von einer gewissen Kritik seitens der GRÜNEN wurde die Landwirtschaft im Landkreis nicht angeklagt, sondern es gerieten besonders die agroindustriellen Betriebe in Vechta in die Rollen des Sündenbocks. Außerdem hatte sich die Kreisverwaltung beim Vollzug des Gülleerlasses mit einem diesen mehr symbolpolitisch verstehenden Ministerium auseinanderzusetzen und kaum mit örtlichen Landwirten, die wiederum vor dem Hintergrund positiver Erfahrungen

mit der Wasserwirtschaft in bezug auf geregelte Ausgleichszahlungen seit den 70er Jahren vergleichsweise kooperationswillig waren.

*Fallstudie Borken*¹⁷

Der Kreis Borken weist mit umgerechnet 2,7 DE/ha in 1986 die höchste Viehdichte Nordrhein-Westfalens auf. Milchwirtschaft, Schweinehaltung und Futtergetreideanbau sind die vorherrschenden landwirtschaftlichen Produktionszweige. Knapp drei Viertel der Kreisfläche werden landwirtschaftlich genutzt, und zwar im Verhältnis 3 : 4 Ackerland zu Grünland. Die Ackerfläche wurde 1981 zu 71 % mit Getreide und 18 % mit Mais bebaut. Die Zahl der in der Landwirtschaft tätigen Personen hat sich von einem Drittel der Erwerbstätigen in 1950 auf unter 9 % (ca. 10.000 Personen) in 1980 verringert. Die Betriebsgrößenstruktur (16,3 ha in 1981) liegt im Landesdurchschnitt. Entsprechend der dominierenden Veredelungs-Landwirtschaft ist die Gülleausbringung auch in Borken die Hauptquelle von Nitratbelastungen des Grundwassers.

Gut drei Viertel der Einwohner des Kreises werden aus zentralen Wassergewinnungsanlagen von insgesamt neun WVUs versorgt. Etwa 16 % der Einwohner können wegen der Wohnstreulage aus wirtschaftlichen Gründen auf absehbare Zeit nicht an eine zentrale Anlage angeschlossen werden. Eine Reihe von zentralen Wasserversorgungsanlagen mit Fernleitungen wird zur Zeit gebaut. Von den 12 Wasserwerken haben die Werke Bochohl-Mussum und Gronau den Nitratgrenzwert von 50 mg/l bisweilen überschritten, wobei das Trinkwasser aufgrund von Beimischungen aus benachbarten Wasserwerken weniger als 50 mg/l Nitrat enthielt. Bei Mussum wurden in den 70er und 80er Jahren einige Brunnen (zeitweilig) geschlossen. Im übrigen differieren die Nitratwerte bei den Wasserwerken zwischen nur 4 mg/l und über 100 mg/l mit allmählich steigender Tendenz. Für die meisten Wassergewinnungsanlagen sind Wasserschutzgebiete ausgewiesen, deren Verordnungen bisher jedoch kaum relevante Düngungsbeschränkungen enthalten. Die hydrogeologischen und die Bodenverhältnisse variieren im Kreis Borken beträchtlich.

¹⁷ Vgl. ausführlich Teherani-Kröner 1989b.

Seit 1984 werden Eigenversorgungsanlagen (insgesamt ca. 13.500) untersucht und überwacht, wobei über 50 % Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg/l und knapp 30 % von über 90 mg/l aufwiesen. Eingeleitete Maßnahmen betrafen die Kennzeichnungspflicht betroffener Zapfstellen mit dem Hinweis "Kein Trinkwasser", die Erteilung von Ausnahmegenehmigungen bei Vorliegen eines realisierbaren Sanierungsplans und Druck in Richtung eines Anschlusses an die zentrale Wasserversorgung, jedoch ohne die Einleitung von Zwangsmaßnahmen. Darüber hinaus wurde in einigen Gemeinden für Kleinkinder abgepacktes nitratarmes Wasser verteilt.

Unter der Annahme eines steigenden Wasserverbrauchs wird es im nördlichen Teil des Kreises Borken in Zukunft Schwierigkeiten in der Wasserversorgung geben. Die festgestellten bedeutenden Grundwasservorkommen von ausgezeichneter Qualität im Gebiet Lammersfeld zwischen den Orten Borken und Heiden sollen diesen prognostizierten Wassermangel im Norden über eine ca. 14 Mio. DM teure Fernleitung möglicherweise beheben.

Die Hauptumweltprobleme des Kreises Borken sind zu sehen in der Bodenbelastung durch Gülleanfall und Maisanbau sowie in der Gewässerbelastung (Koch 1985).

Sowohl die frühen Kenntnisse über erhöhte Nitratwerte in der Wassergewinnungsanlage Mussum als auch Krankheitssymptome in der Kälberzucht und -mast als Folge stark nitratbelasteten Wassers auf Einzelhöfen führten zu keiner öffentlichen Nitratdebatte in Borken. Diesbezügliche Anstöße kamen eher von außen durch Anfragen der GRÜNEN und durch die Aufforderung des Gesundheitsministeriums von Nordrhein-Westfalen im Jahre 1983, das Wasser aller Privatbrunnen untersuchen zu lassen, wobei es auch zu Widerständen der Privatbrunnenbesitzer kam, die sich gegen die gebührenpflichtigen Untersuchungen wehrten. Der Vollzug der Gülleverordnung führte auch im Kreis Borken ab 1984 zu vermehrten Diskussionen, die aber ähnlich wie in Vechta vor allem Ausnahmeregelungen, Einkommensbelastungen und Agrarpolitik, den Bau von Güllebehältern, den Nachweis von Pachtflächen etc. betrafen. Insgesamt lassen sich im Kreis Borken zwei relativ separate nitratbezogene Debatten sowie eine dritte, unten beschriebene, um die Wasserentnahme im nördlichen Kreisbereich unterscheiden.

Bei der Diskussion um die im Gefolge des BGH-Urteils 1983 erfolgte Untersuchung der Privatbrunnen auf ihre Nitratwerte und daraus abzuleitende Schutzmaßnahmen agierte das Gesundheitsamt eher zurückhaltend¹⁸, während die Verbraucherverbände offensiver in die öffentliche Diskussion hineingingen. In diese die Nitratbelastung des Trinkwassers betreffende Debatte waren vor allem Privatbrunnenbesitzer, das Gesundheitsamt, die Verbraucherverbände sowie begrenzt die Wasserwerke und die GRÜNEN involviert.

Die Implementation der Gülleverordnung sah sich mit den in Teherani-Krönner 1987 und 1989b beschriebenen Problemen konfrontiert, wobei die Landwirtschaftskammer eher zu einer positiven Beurteilung kam, während die Kreisverwaltung, die Wasserwirtschaft und die betroffenen Landwirte ihre Kritik in den Vordergrund stellten. Die Vollzugsbehörde sprach insbesondere Probleme der technischen Überwachung, Definitionsschwierigkeiten, fehlende Regelungen für Gülleverträge und Nachweisflächen, mangelnde Kontrollierbarkeit der Daten und die fehlenden Bußgeldvorschriften an. Hauptbeteiligte der meist örtlich dezentralen landwirtschaftlichen Diskussionsprozesse waren neben den betroffenen Landwirten die Landwirtschaftskammer und die Abfallbehörde. Der teils seit langem angestaute Unmut von Teilen der Bevölkerung über die Praxis der Güllewirtschaft kam als eine Art Kleinkrieg um Gülle in einer Reihe von Nachbarschaftskonflikten zum Ausdruck, die jedoch kein direktes Verwaltungshandeln auslösten. Auf der politisch-administrativen Handlungsebene ist der vermehrte Bau von Güllebehältern seit 1984 (ca. 500 jährlich), die Einhaltung der zeitlichen Aufbringungsbegrenzung und die weitgehende Nichtüberwachung der mengenmäßigen Norm der GVO zu notieren. Nitratausträge infolge mineralischer Stickstoffdüngung spielten bei den lokalen Debatten und Maßnahmen bislang so gut wie keine Rolle. Infolge der wirtschaftlich bedeutsamen Position der Landwirtschaft im Kreis Borken war hier eine strenge Vorgehensweise ihr gegenüber nicht im Alleingang beabsichtigt. Die Strategie des Kreises war es daher eher,

¹⁸ Die gemäß dem Erlaß des MAGS von 1986 notwendigen Ausnahmen entsprechend § 4 TVO "wurden von seiten des Gesundheitsamtes in jedem Fall als problematisch dargestellt, da zum einen die Erteilung einer Ausnahmegenehmigung einer Unbedenklichkeitsbescheinigung gleich käme, zum anderen eine Ablehnung zu finanziellen, sozialen und politischen Konflikten führen könne. Durch eine stark restriktive Handhabung der TVO würde sich das Vertrauensverhältnis zwischen Gesundheitsamt und Bürger weiter spalten." (Teherani-Krönner 1989b: 121)

Probleme der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft zu entkoppeln und als zwei gesonderte Bereiche zu behandeln.

Weniger die hohen Nitratwerte in Brunnen von Heiden (bis zu 620 mg/l) brachten die Bürger auf die Barrikaden als vielmehr die geplante Wasserentnahme bei Lammersfeld für den nördlichen Kreisbereich. Dies würde, so die Befürchtung, zur Absenkung des Grundwasserspiegels und zur Ausweisung eines Wasserschutzgebietes von 800 ha mit Bewirtschaftungsauflagen für die betroffenen Betriebe führen, die teils intensiven Gemüseanbau betreiben. Die Landwirte, die Protestschreiben und -versammlungen organisierten, traten dabei als heimatverbundene Umweltschützer gegen eine umweltzerstörende Kreisverwaltung auf. Im Hintergrund dieser mehr Quantitäts- als Qualitätsprobleme der Wasserwirtschaft betreffenden Auseinandersetzungen um die Erschließung dieser Grundwasserreserven sind vor allem die in einem "Wassermonopoly" konkurrierenden Interessen der Stadtwerke Borken, Bocholt, Rhede, Ahaus und Gronau als Mitglieder des Planungsverbandes Westmünsterland¹⁹, der Rheinisch-Westfälischen Wasserwerksgesellschaft und der Gelsenwasser AG von Belang. Dieser wasserpolitische Konflikt spielt in Borken eine bedeutsamere Rolle als die nitratbezogenen Auseinandersetzungen.²⁰

¹⁹ Die beiden letztgenannten Stadtwerke im Norden haben Probleme mit ihrer zukünftigen Wasserversorgung und mit ihren Nitratgehalten im Rohwasser; die Stadtwerke Borken sind gegen diesen ihre eigenen Grundwasservorkommen tangierenden Plan und präferieren die Versorgung von Nachbargemeinden durch eigene Überkapazitäten in der Wasserförderung.

²⁰ "Das Besondere an der Fallstudie im Kreis Borken ist darin zu sehen, daß die Vermeidung konfliktträchtiger präventiver Maßnahmen zur Versorgung der Bevölkerung mit einwandfreiem Trinkwasser letztlich auch im Fall der Bemühung um Harmonisierung zur Konfrontation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft führte. Durch die unmittelbare Betroffenheit der Landwirtschaft in einer Gemeinde kam es zu Solidarisierung mit Naturschützern und dem Einschreiten für den Umweltschutz. Hier wurde der Spieß umgedreht, nicht die Landwirte wurden aufgrund ihrer Überdüngung angegriffen, sondern sie beschuldigten die Verwaltung und die Wasserwirtschaft, in der Planung eines Vorhabens verstrickt zu sein, das zu erheblichen Umweltbelastungen führe. Die lokale Politik zur Vermeidung der Diskussion über die Ursachen der Qualität des Trinkwassers und Konzentration auf Fragen der Quantität des Wasserverbrauchs konnte dennoch die Interessenkollision nicht verhindern. Die in puncto Gülle und Qualität des Trinkwassers eigentlich auf der Anklagebank sitzende Landwirtschaft verstand es, ihren Platz zu wechseln. Sie wurde Kläger zur Durchsetzung von ökologischen Interessen." (Teherani-Krönner 1989b: 152)

Als Lösungsmuster für das Nitratproblem zeichnet sich für Borken noch kein klares Bild ab, aber eine Dominanz wasserwirtschaftlicher Maßnahmen ist bislang trotz Güllerverordnung unverkennbar.

*Fallstudie Minden-Lübbecke*²¹

In Minden-Lübbecke liegt die Viehdichte mit weniger als 2 DE/ha deutlich niedriger als in Borken. Die Struktur der landwirtschaftlichen Produktion hat ihre Schwerpunkte aber ebenso in den Bereichen Milchwirtschaft, Schweinehaltung und Futtergetreide mit überwiegend kleinflächigen Betrieben, davon 1985 über 50 % mit weniger als 10 ha.

Zur Trinkwasserversorgung der Bevölkerung ist der Kreis Minden-Lübbecke ausschließlich auf die Entnahme von Grundwasser angewiesen²²:

"Das gesamte Kreisgebiet ist bis auf wenige Einzelgehöfte an die öffentliche Wasserversorgung angeschlossen. Die Struktur der Wasserversorgung ist weitgehend noch dezentral und erfolgt über mehrere kleinräumige Wasserbeschaffungsverbände, die jedoch in den vergangenen Jahren zu größeren Verbundsystemen zusammengeschlossen werden mußten. In Minden-Lübbecke gibt es 15 bereits ausgewiesene Wasserschutzgebiete, für vier Grundwasserentnahmegebiete steht die Ausweisung als Wasserschutzgebiet noch aus. Die fünf Heilquellenschutzgebiete sind bereits festgelegt worden." (Teherani-Krönner 1989c: 16)

An sonstigen Umweltbelastungen nennt Koch (1985) neben der unten noch erörterten Dioxinbelastung des Grundwassers generell die Gewässerbelastung und die Chloridgehalte des Trinkwassers.

²¹ Vgl. ausführlich Teherani-Krönner 1989c.

²² "Unter der Annahme eines weiterhin konstanten Wasserverbrauchs decken die Wasservorkommen den Bedarf. So erscheint für den Kreis Minden-Lübbecke die Quantität des Wassers zunächst kein Problem zu sein, wohl aber läßt die Quantität des geförderten Wasser, insbesondere in den nordöstlichen Gebieten, zu wünschen übrig. Dies wiederum hat Auswirkungen auf die erforderliche Quantität, wenn ein Teil des bisher geförderten Grundwassers nicht mehr zur Trinkwasserversorgung genutzt werden kann. Einzelne Wasserwerke müßten über den Bau neuer Wasserleitungen miteinander verbunden werden, um nitratbelastetes Rohwasser durch Verschnitt mit nitratärmerem Wasser als Trinkwasser abgeben zu können." (Teherani-Krönner 1989c: 17)

Trotz des geringeren Viehbesatzes verzeichneten die meisten der nordöstlichen Wasserwerke einen deutlichen Anstieg der Nitratwerte, der im Wasserwerk Aminghausen-LeteIn innerhalb von acht Jahren (1973 bis 1981) 85 mg/l betrug. Die Grundwasserförderung wurde hier 1981 aufgrund der Aufforderung des Kreisgesundheitsamtes stillgelegt, und über eine Verbundleitung wird Wasser aus dem benachbarten Wasser aus Wietersheim zugemischt. Aufgrund der mangelnden Ausweichmöglichkeiten zur Wasserbeschaffung wurde auch an die Errichtung einer Aufbereitungsanlage zur Nitratentfernung gedacht, was aber wegen der damit verbundenen hohen Kosten zurückgestellt wurde.

Aufgrund der beschriebenen Situation der Wasserversorgung von Minden-Lübbecke ist die Kreisverwaltung mehr oder minder gezwungen, grundwasserschützende Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich anzustreben, um den Nitratgrenzwert im Trinkwasser einzuhalten. Hierzu erweist sich aber die Gülleverordnung als kaum geeignet.

"Denn ein Dilemma des Kreises Minden-Lübbecke mit der Mengengrenzung auf 3 DE/ha durch die GVO ist darin zu sehen, daß es in einem Raum mit geringerem Gülleaufkommen von weniger als 2 DE/ha im Durchschnitt des Kreisgebiets die Nitratwerte im Grundwasser in den vergangenen Jahren ständig gestiegen sind." (Teherani-Krönner 1989c: 13)

Ganz unabhängig davon stellten Kontrolle und Überwachung der Umsetzung der GVO

"für die Kreisverwaltung in Minden-Lübbecke - wie für andere Kreisgebiete - eine nahezu unlösbare Aufgabe dar. Auch wenn es Hinweise von seiten der Bevölkerung gab, daß sich Landwirte nicht an das Ausbringungsverbot halten, war es nicht möglich, Verstöße zu ahnden, da es im Rahmen der GVO keine Bußgeldvorschriften gibt. Die Verwaltung konnte nur mahnen, eine meist aussichtslose Zwangsgeldandrohung ansprechen oder auf Beratung der Landwirte durch die Landwirtschaftskammer hoffen und auf die Einsicht der Normadressaten selbst setzen." (Teherani-Krönner 1989c: 11)²³

²³ "Bei der Überwachung der landwirtschaftlichen Betriebe in bezug auf die Einhaltung der Bestimmungen der Gülleverordnung sind den zuständigen Behörden nicht die Mittel an die Hand gegeben, die meines Erachtens erforderlich wären, um Verstöße wirksam zu ahnden. Es ist nicht möglich, bei Übertretungen ein Bußgeld festzusetzen. Wir können nur mit Verwaltungszwang arbeiten. Es ist in einer solchen Situation vielleicht verständlich, wenn bei dem einen oder anderen Bediensteten der Überwachungsbehörde die Frage kommt: 'Wie ernst meint es eigentlich der Minister mit der Gülleverordnung, wenn er uns an der Front im Regen stehen läßt?'" (Altwater 1988: 102)

Die Vollzugsbehörde konzentrierte sich bei der GVO aus Praktikabilitäts­erwägungen auf die Durchsetzung der zeitlichen Ausbringungsbeschränkungen. In Minden-Lübbecke war bereits seit 1978 der Bau von Güllebehältern aus Landesmitteln bezuschußt worden. Die Zahl der Anträge erhöhte sich dann 1984 massiv.

"Dennoch reichte Mitte der 80er Jahre die Lagerkapazität im Kreis Minden-Lübbecke nicht aus, damit alle Landwirte das Ausbringungsverbot befolgen konnten. Daher wurde reger Gebrauch von der Möglichkeit gemacht, Ausnahmegenehmigungen in Anspruch zu nehmen, die von seiten der Landesregierung zugestanden wurden." (Teherani-Krönner 1989c: 10)

In Kenntnis der unzureichenden Schutzwirkung der GVO wurden in Minden-Lübbecke in Zusammenarbeit mit dem Regierungspräsidenten in Detmold Schritte zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit verschärften Auflagen unternommen. Dies war jedoch mit erheblichen Schwierigkeiten und Verzögerungen verbunden.²⁴

"Nach langwierigen Verhandlungen zwischen wasserwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Interessen konnte im Jahre 1987 eine Wasserschutzverordnung verabschiedet werden, die eine Begrenzung der Gülleaufbringung in der Schutzzone III auf 2 DE/ha und ein grundsätzliches Verbot der Gülledüngung in der Schutzzone II vorsieht. Zum Zeitpunkt der Ausweisung des Wasserschutzgebiets waren die Entnahmebrunnen jedoch wegen einer undichten Mülldeponie im Nachbarland Niedersachsen und der Dioxingefahr für das Grundwasser stillgelegt. Damit wurden Auflagen gegenüber den Landwirten de facto obsolet." (Teherani-Krönner 1989c: 2)

Zusammenfassend betrachtet zeichnet sich die Wasserpolitik in Minden-Lübbecke als ein Hürdenlauf ohne Ende aus, bei bislang faktischer wasserwirtschaftlicher Priorität des Ausbaus der Verbundleitungen. Deutlich wird eine Politik des Aufschiebens und Verlagerns von Problemen von einem Gesetz zum anderen und von einer Instanz zur anderen, obwohl oder gerade weil es zu keiner relevanten öffentlichen Nitratkontroverse kam. Innerhalb dieses Verschiebespiels von Verantwortlichkeiten und Schuldzuweisungen werden die Schwierigkeiten besonders deutlich, konkrete Maßnahmen im Umweltschutz durchzusetzen, und zwar nicht nur in bezug auf die verschiedenen Akteure, sondern insbesondere auch hinsichtlich des regionalen Konflikts vor Ort unter den Gemeinden, den Kreisen und entlang der Grenzen zwischen Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen. Im wasserpoliti-

²⁴ Dabei hat die Landwirtschaftskammer "ihre Beteiligung an den Untersuchungen im Wasserschutzgebiet als zwiespältig empfunden, da sie in einem Entscheidungsprozeß zwischen landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Interessen eingeschaltet wurde" (Teherani-Krönner 1989c: 22).

schen Entscheidungsprozeß "bot die Mülldeponie im Land Niedersachsen die Möglichkeit, von der Nitratdiskussion, den endogen verursachten Belastungen in Minden-Lübbecke (NRW) abzulenken und die Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit vorwiegend auf die exogenen Belastungsquellen zu lenken" (Teherani-Krönner 1989c: 28).²⁵

*Fallstudie Viersen*²⁶

Die mittelständische landwirtschaftliche Struktur des Kreises Viersen (durchschnittliche Betriebsgröße 1983: 18 ha) hat ihre Produktionsschwerpunkte in der Veredelungswirtschaft (Rind- und Schweinehaltung). Zuckerrüben-, Kartoffel- und Gemüseanbau machen immerhin 30 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus. Auch in Viersen ist die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe trotz der durchaus diversifizierten Produktionsstruktur in vielen Fällen (ca. 50 %) ungünstig.

Das Gebiet des Kreises Viersen teilt sich tektonisch in zwei Einheiten unterschiedlicher Schichtenfolge und Hydrogeologie auf. Der Kreis Viersen wird von acht eigenständigen WVUs mit Trinkwasser versorgt, das zu 100 % aus Grundwasser gewonnen wird. Zur Vertretung der Interessen der Wasserwirtschaft haben sich die Geschäftsführer der WVUs zur Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke des Kreises Viersen zusammengeschlossen, wobei die Stadtwerke Viersen als das sowohl technisch als auch finanziell im Kreis führende Unternehmen den Ton angeben. Einige WVUs sind auch Mitglied des Wasserverbundes Niederrhein, der durch Ausnutzung vorhandener Grundwasserreserven und eine Wasserfernversorgung den prognostizierten zusätzlichen Wasserbedarf der Mitgliedsunternehmen decken und die Einhaltung der Wasserqualitätsanforderungen sichern soll. Die jeweils gültigen Nitratgrenzwerte wurden in Viersen - bei langsam steigenden Konzentrationen - stets eingehalten. Für einzelne Wassergewinnungsanlagen trifft dies jedoch nicht zu. Nur wenige Wassergewinnungsanlagen sind durch eine Schutzzonenvorordnung offiziell geschützt, und die Ausweisung weiterer Schutzgebiete

²⁵ Dabei forderte die besorgte Bevölkerung bereits in den 70er Jahren die Stilllegung und Sanierung der undichten Sondermülldeponie und wurden durch sie verursachte mögliche Grundwasserbelastungen schon 1983 in der lokalen Presse thematisiert.

²⁶ Vgl. ausführlich Gitschel 1987b.

verläuft zähflüssig und konfliktreich. Eigenversorgungsanlagen spielen keine Rolle.

Ein Hauptumweltproblem ist die Nordwanderung des Braunkohletagebaus mitsamt der Auswirkungen der befürchteten Grundwasserabsenkungen auf die Feuchtgebiete des Kreises Viersen. Generell stellen Gewässerbelastungen neben Gülle- und Düngungsbelastungen die Hauptumweltprobleme dar (Koch 1985).

Eine mehr oder minder kontinuierliche Nitratdebatte fand im Kreis Viersen - mit variierenden lokalen Schwerpunkten - von 1981 bis 1987 statt. Bis 1981 wurde die Nitratbelastung im Kreis Viersen von den damals beteiligten (d.h. informierten) Akteuren (Stadtwerke Viersen, Kreisgesundheitsamt) eher als ein rein wassertechnologisches Problem angesehen. Nach der Verabschiedung der EG-Trinkwasser-Richtlinie erlangten die Nitratprobleme im Kreis Viersen ihren politischen Stellenwert

"durch die antizipierte Berücksichtigung eines erst künftig gültigen Grenzwertes, während hingegen gleichzeitig der (noch) gültige Grenzwert immer eingehalten wurde und deshalb objektiv kein direkter Handlungsbedarf bestand. Genau diese Ambivalenz jedoch wurde zu einem treibenden Element der Debatte, die sich im Endeffekt um die Frage drehte, welcher Grenzwert als Bewertungskriterium für eine mögliche Gesundheitsgefährdung herangezogen werden kann ... Das gemeinsame Interesse der Wasserwirtschaft und der ökologischen Gruppierungen an Nitratreduzierung im Trinkwasser wurde eben dadurch aufgebrochen: An seine Stelle trat die für die Debatte charakteristische Konfliktlinie.

Diese Konfliktstruktur erlaubt gleichzeitig der Landwirtschaftsseite, sich während langer Phasen der öffentlichen Debatte aus ihr gänzlich herauszuhalten, obwohl sowohl von ökologischer Seite als auch von der Wasserwirtschaft immer wieder darauf hingewiesen wurde, daß der Schlüssel zur Lösung der Probleme bei der Landwirtschaft liege. Sah sich jedoch die Wasserwirtschaft hauptsächlich im lokalen/regionalen Rahmen auch politisch unter Druck gesetzt, Maßnahmen zur Nitratreduzierung weiterzutreiben, so betten sich die landwirtschaftlichen Maßnahmen doch sehr stark ein in ein überregional koordiniertes Politikschema, welches auf lokaler Ebene implementiert wird. Ein sehr gutes Beispiel hierfür sind die Maßnahmen auf dem Sektor des Gemüsebaues, welche völlig unabhängig von der lokalen Diskussionslage eingeführt wurden, die die 'Nitratrelevanz' des Gemüseanbaus nie thematisiert hat. Die landwirtschaftsbezogenen Maßnahmen erfolgen deshalb aufgrund einer Politik des antizipierten Schutzes der Landwirtschaft vor

- o Kritik durch die Öffentlichkeit
- o Wasserschutzzonen-Ausweisungen
- o (für den Gemüsebau) auch der Einführung von Nitratgrenzonen von Gemüse." (Gitschel 1987b: 80 f.)

Da die Wasserwirtschaft auf eine Kooperation der Landwirtschaft angewiesen ist, unternimmt sie eine Gratwanderung zwischen konfliktorientiertem Vorgehen zur Unterstreichung der Notwendigkeit einer Verhaltensänderung der Landwirtschaft bei gleichzeitigen konsensorientierten Lösungsvorstellungen.

Bei näherer Betrachtung reduzierte sich die Diskussionsbeteiligung an der stark von der Presse und öffentlichen Veranstaltungen getragenen Nitratdebatte mit Einschränkungen "auf das jeweilig betroffene Wasserversorgungsunternehmen auf der einen (Stadtwerke Viersen, Gemeindewerke Grefrath) sowie auf ökologisch orientierte Gruppierungen (GRÜNE, BUND) auf der anderen Seite, mit geringfügiger und zumeist defensiver Beteiligung des Kreisgesundheitsamtes, während sich die kommunalen Institutionen überhaupt nicht aktiv in die Kontroversen einschalteten" (Gitschel 1987b: 46). Dabei zeichneten sich die wichtigsten Entscheidungen

"über Strategien zur Nitratreduzierung im Kreis Viersen schon vor Debattenanfang deutlich ab oder waren schon getroffen. Sowohl der Wasserverbund Niederrhein als wassertechnologische Großlösung bestand schon in der Planungsphase seit dem Ende der 70er Jahre als auch die Ansätze zu wassertechnologischen 'Kleinlösungen', wie der Bau von Notverbundleitungen bei den Stadtwerken Viersen, sowie die Investitionen zum Tieferbohren einiger Brunnen." (Gitschel 1987b: 56)

"Die eingeleiteten Maßnahmen der Wasserwirtschaft des Kreises Viersen werden verständlich vor dem Hintergrund einer Doppelgefährdung

o durch steigenden Nitratgehalt im Grundwasser und
o durch die Nordwanderung des Braunkohletagebaues,

welche durchaus existenzbedrohende Ausmaße annahm, da nicht für alle Wassergewinnungsanlagen im Kreis die Möglichkeit eines Tieferbohrens besteht, so daß, will man die belastete Anlage nicht vollends aufgeben, andere Maßnahmen gefunden werden müssen (Flächenkauf, Denitrifizierung etc.). Nur auf diese Weise kann eine verstärkte Abhängigkeit von Wasserlieferungen aus anderen Gebieten (und durch den Wasserverbund Niederrhein) z.T. vermieden werden und die im Kreis vorherrschende kleinstrukturierte Wasserwirtschaft aufrechterhalten werden." (Gitschel 1987b: 71)

"Auf Seiten der Landwirtschaft deuteten sich ebenfalls die eingeschlagenen Lösungswege schon seit 1981 an, so daß die öffentliche Nitratdebatte im wesentlichen nur eine Symbolfunktion vor der umwelt- und gesundheitsbewußten Öffentlichkeit erhalten konnte, ohne daß sie in irgendeiner Form Entscheidungsrelevanz erlangte. Entsprechend standen auch weniger verschiedene Lösungsansätze zur Debatte, als vielmehr rechtliche/gesundheitliche Aspekte der Nitratbelastung, während der Landwirtschaft gleichzeitig die Möglichkeit gegeben wurde, an der Debatte nur sporadisch teilzunehmen." (Gitschel 1987b: 56)

Vorherrschendes Politikmuster der lokalen Nitratpolitik waren Einzelmaßnahmen der Akteure. Nur punktuell wurden zweiseitige Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft vereinbart.²⁷ So wacht das Kreisgesundheitsamt

"über die Einhaltung der Trinkwasserverordnung, nicht aber über die Lösungswege zur Beseitigung des Nitratproblems, die Stadt Viersen ergreift nur Initiativen für die stadteigene Pachtfläche, die Wasserwirtschaft interessiert sich für den Schutz ihrer Wassereinzugsgebiete, die Landwirtschaft hingegen preist die N_{min}-Methode, die untere Wasserbehörde untersagt den Neubau von Einzelwasserversorgungsanlagen, Grüne und BUND setzen sich für Verbraucherbelange ein. Die jeweils eingeschlagenen Maßnahmen bleiben an der interessengebundenen Fallbearbeitung orientiert.

Die mit von den Stadtwerken Viersen ausgelöste Nitratdebatte spielt dabei eine ambivalente Rolle. Die dauerhafte Thematisierung durch die Presse hält einerseits einen permanenten Handlungsdruck aufrecht, welcher weitere Maßnahmen seitens der Hauptakteure zur Nitratreduzierung fordert, andererseits sehen gerade die Hauptakteure Wasserwirtschaft und Landwirtschaft ihre Kooperation durch eine zu 'scharfe' Betonung des Konfliktes, z.B. durch Grüne oder den BUND, gefährdet: Sie suchen die Basis der vertrauensvollen und emotionslosen Zusammenarbeit, soweit sie bisher unter Mühen erreicht worden ist, vor Störeffekten weitgehend zu schützen ...

Das Land Nordrhein-Westfalen hat keine einheitliche Nitratpolitik zugunsten einer großräumigen Versorgung über den Wasserverbund Niederrhein oder aber über den Schutz der bestehenden Wasserversorgungsunternehmen entwickelt. Die mengenmäßig begründeten Planungen zum Wasserverbund Niederrhein seit den 70er Jahren erfuhren in den 80er Jahren angesichts wachsender Qualitätsprobleme und verringerter Verbrauchssteigerungserwartungen eine Umwidmung der Zielstruktur: Der Wasserverbund Niederrhein dient nunmehr stark der Qualitätssicherung und der langfristigen Sicherung bisher noch unberührter Wasserreservoirs vor Alternativnutzungen. Er verliert gleichzeitig den Mengenbezug nicht vollends: Hierfür sind weniger steigende Verbrauchssteigerungserwartungen ausschlaggebend als vielmehr eine Verringerung des Wasserdargebots am südlichen linken Niederrhein durch den Braunkohleabbau.

Andererseits wird die wasserwirtschaftliche Großplanung nicht als Konzept ungebrochen durchgesetzt: Die Wasserpolitik des Landes Nordrhein-Westfalen läßt sich als durchaus differenziert beschreiben, denn nicht anders ist - neben der Planung und Durchsetzung des Wasserverbundes Niederrhein - die verstärkte Schutzgebietspolitik sowie die Landesförderung zu verstehen. Zumindest die Schutzgebietspolitik trifft auf den Widerstand der Landwirtschaft (wenn auch durch Ausgleichszahlungen abgeschwächt), die sich für eine zentralisierte Wasserversorgungsstruktur stark macht, um die Zahl möglicherweise belasteter Einzugsgebiete klein zu halten." (Gitschel 1987b: 76 ff.)

²⁷ Abgesehen von gemeinsamen N_{min}-Untersuchungen in Wassereinzugsgebieten organisieren die Landwirtschaftskammer Rheinland und die Wasserwirtschaft im Kreis Viersen seit 1985/86 gemeinsame Diskussionsveranstaltungen.

Bislang dominieren also letztlich trotz heftiger Nitratdebatte wasserwirtschaftliche und -technische (biologische Denitrifizierungsanlage in Viersen-SüchteIn) Lösungen des Nitratproblems im Kreis Viersen.

*Fallstudie Hessisches Ried*²⁸

Die landwirtschaftliche Produktionspalette im Hessischen Ried beschränkt sich im wesentlichen auf intensiven Ackerbau, wobei neben Getreide und Zuckerrüben besonders im näher untersuchten Raum Griesheim der Gemüseanbau, vor allem Spargelanbau, mit hohen Düngergaben eine große Rolle spielt (50 % der LF). Dabei werden ehemals gartenbauliche Gemüsekulturen zunehmend durch landwirtschaftliche Gemüseanbaubetriebe übernommen. Praktisch die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche (auf häufig sandigen wasserdurchlässigen Böden) wird mit Grundwasser beregnet. Die ökonomische Situation des Gemüseanbaus ist durch sich verschärfenden Wettbewerb gekennzeichnet mit entsprechend raschem Strukturwandel (um 30 % bis 50 % verminderte Zahl an Betrieben von 1975 bis 1984).

Die Wasserversorgung des Hessischen Riedes erfolgt im wesentlichen durch wasserwirtschaftliche Großunternehmen. Nur wenige Wasserwerke weisen Nitratbelastungen des Rohwassers von mehr als 50 mg/l auf. Der Trinkwasserstandard läßt sich problemlos einhalten. Probleme bereiten eher Verschmutzungen des Grundwassers durch industrielle Emissionen, speziell chlorierte Kohlenwasserstoffe, sowie die Absenkung des Grundwasserspiegels durch forcierte Wassergewinnung. Neben starker Gewässerbelastung nennt Koch (1985) Waldschäden und großen Abfallmengen als Hauptumweltprobleme. Nur vereinzelt wurden Brunnen zur Nitratreduzierung vertieft. Einige der wenigen Einzelversorgungsanlagen weisen hohe Nitratwerte (um 100 mg/l) auf. Diese Fälle werden als Einzelproblem behandelt, wobei im Falle des Anschlusses an die öffentliche Wasserversorgung die Kosten in der Regel zwischen WVU und Anschlußnehmer, die sich teils auch der in der Vergangenheit nur sporadischen Überwachung zu entziehen versuchen, geteilt werden.

"Im Untersuchungsgebiet um Griesheim und im Hessischen Ried gibt es eine Nitratdiskussion auf örtlicher und auch auf regionaler Ebene kaum; aufgetretene Belastungen werden zumeist nur von den zuständigen Behörden registriert und

²⁸ Vgl. ausführlich Gitschel 1987c.

dringen nicht an die Öffentlichkeit. Nimmt diese doch Kenntnis von höheren Nitratkonzentrationen, so erlahmt das Interesse aufgrund des Vorhandenseins eines den Bestimmungen entsprechenden Trinkwassers (vgl. die vereinzelt Anfragen im Hessischen Landtag).

Die im Untersuchungsgebiet festzustellende überregionale wasserwirtschaftliche Großstruktur, aufgrund der Wassermengenbedürfnisse des Rhein-Main-Gebietes geschaffen, führte tendenziell (durch tiefe Brunnen und durch Grundwasserabsenkungen, die den Grundwasserflurabstand vergrößern) zu einer Problemschärfung, bevor das Thema Nitrat überhaupt virulent werden konnte. Die Entwicklung der wasserwirtschaftlichen Strukturen verläuft weitgehend 'entkoppelt' vom Nitratreintrag durch Landwirtschaft und Gemüseanbau.

Weniger die tatsächliche Nitratbelastung im Untersuchungsgebiet führt zu einer ihr entgegengerichteten Aufmerksamkeit durch die wasserwirtschaftlich planenden Behörden, als vielmehr das schlecht kalkulierbare Gefährdungspotential, das die Menge des zu Trinkwasserzwecken nutzbaren Grundwassers reduzieren könnte. In diesem Sinne ist auch das Projekt der Rheinwasserversickerung im Hessischen Ried zu interpretieren. Der Aufbau des Qualitätsmeßnetzes dient in hohem Maß der verbesserten Abschätzung des Gefährdungspotentials." (Gitschel 1987c: 96)

"Einer Thematisierung der Stickstoffdüngung als politisches Thema stand die geringe umweltpolitische Bedeutung und Brisanz entgegen. Selbst unter Voraussetzung der umweltpolitischen Konfliktfähigkeit der Stickstoffdüngung hätte sie mit anderen offensichtlicheren Konflikten konkurriert: Der Bau der Startbahn West des Frankfurter Flughafens sowie die Betreibung und Planung des weiteren Ausbaus des Kernkraftwerkes Biblis absorbierte die Kräfte der regionalen Umweltbewegung. Darüber hinaus überdeckte der Konflikt um das Projekt der landwirtschaftlichen Verregnung (und Infiltration) aufbereiteten Rheinwassers die mögliche Gefährdung durch die Stickstoffdüngung." (Gitschel 1987c: 57)

"Die Stickstoffdüngung im Untersuchungsgebiet ist nach den bisher vorliegenden Erkenntnissen sicherlich durch Düngungsoptimierung reduzierbar, ohne daß es zu Ertragseinbußen kommen muß. Die schlechte ökonomische Lage vor allem der Griesheimer Gemüsebauern läßt aber der Vermittlung des für eine Düngeroptimierung notwendigen Wissens wenig Möglichkeiten." (Gitschel 1987c: 56)

"Eine Konfliktregulierung zwischen wasserwirtschaftlichen Qualitätsanforderungen und landwirtschaftlicher Stickstoffdüngung findet erst ansatzweise verwaltungsintern auf hohem Niveau statt. Die Regulierung ist eindeutig durch die Vorgaben in der Wasserhaushaltsgesetzesnovelle vorstrukturiert, die das Instrument der Ausgleichszahlungen eingeführt hat." (Gitschel 1987c: 57)

Dabei nimmt die Landwirtschaft eine ambivalente Position als potentieller

"Emittent und Adressat möglicher behördlicher Auflagen zur Düngereduzierung und gleichzeitig - über die Beregnung - als wasserwirtschaftlicher Akteur ein, der bisher mit der Wasserwirtschaft um die knappen Ressourcen konkurrierte. Diese Konkurrenz mußte jedoch zwangsläufig zugunsten der Wasserwirtschaft ausfallen, da selbst die tiefsten Beregnungsbrunnen nicht mit denen der Wasserversorgungsunternehmen vergleichbar sind und im Falle einer längeren Trockenperiode zuerst trockenfallen. Die Gründung des Wasserverbandes liegt also in beiderseitigem Interesse: Es sind die Landwirte, die die Rheinwasserversicke-

rung besonders vertreten, auch vor dem Hintergrund, daß das zu versickernde Wasser Trinkwasserqualität nach TVO hat." (Gitschel 1987c: 54)

"Auf der anderen Seite sind die Wasserversorgungsunternehmen in vielfältiger Weise in direktem Kontakt mit der staatlichen Mittelebene, d.h. vor allem den Regierungspräsidien, mit denen sie ein gemeinsames Interesse zur Grundwasserreinhal- tung verbindet, auch wenn - beispielsweise beim Problem des Aufbaus des Grundwasserqualitätsmeßnetzes - die Kostenträgerschaft noch nicht vollständig abgeklärt ist. Diese etablierte Struktur ... tendiert zu einer Wasserschutzpolitik, die in ihrem Kern (Intensitätsreduzierung der Landwirtschaft durch Auflagen) für die Landwirtschaft ohne einen Ausgleich nicht akzeptabel ist. Die Konfliktregulierung wird jedoch den übergeordneten Verwaltungsinstanzen überlassen (Ministerien, Landwirtschaftsverwaltung, Hessisches Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung), die aufgrund der Vorgaben des Wasserhaushaltsgesetzes eine Entschädigungsregelung aushandeln. Im Konfliktfall wird eine Regelung auf höchster Ebene angestrebt." (Gitschel 1987c: 54 f.)

Die aufgrund der wasserwirtschaftlichen Mengenplanungen seit den 60er Jahren bestehende enge Verquickung zwischen Wasserwirtschaftsverwaltung und Wasserversorgungsunternehmen (Südhessische Gas- und Wasser AG) stellt sich infolge der ihr im Zusammenhang mit den Grundwasserabsenkungen entgegengebrachten Kritik traditionell gegenüber der Öffentlichkeit als wenig transparent dar, wie sich auch bei der Diskussion um die Rheinwasserversickerung zeigt.

"Für den Fall einer umfassenden Diskussion um die Qualität des Grund- und Trinkwassers im Untersuchungsgebiet heißt dies, daß Lösungsmöglichkeiten im Rahmen der etablierten Strukturen zwischen Wasserwirtschaft und Wasserwirtschaftsverwaltung ausgehandelt werden." (Gitschel 1987c: 57)

"Unabhängig von diesen Strukturen agiert lediglich die Landwirtschaftsverwaltung im Untersuchungsgebiet, die zur Umsetzung ihrer Beratungsstrategie über keine vermittelnde Zwischeninstanz (wie z.B. die Boden- und Beregnungsverbände) verfügt und infolgedessen nur einen kleinen Kreis von Landwirten überhaupt erreicht. Die bestehenden informellen Kontakte der Berater im Untersuchungsgebiet zu den Boden- und Beregnungsverbänden könnten im Sinne einer Düngeoptimierung durch verbesserte Information der Landwirte erheblich verbessert werden." (Gitschel 1987c: 55)

Denn die Officialberatung allein kann schon aus Gründen des Personalmangels und der Ausstattung die Umsetzung einer Strategie verminderter Nitratauswaschung nicht sicherstellen.

Insgesamt besteht also im Hessischen Ried nur ein geringer Problemdruck für - seien es landwirtschaftliche, seien es wasserwirtschaftliche - Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers. Allerdings weisen vermehrte

Pressemeldungen über erhöhte Nitratwerte (vgl. Frankfurter Rundschau vom 6.6.1989) darauf hin, daß sich die Situation seit Abschluß der Fallstudie eher verschärft hat.

*Fallstudie Bernkastel-Wittlich*²⁹

In der Moselregion des Landkreises Bernkastel-Wittlich dominiert ganz eindeutig der Weinbau. Von ihm und dem Weintourismus hängt die gesamte wirtschaftliche Situation dieses Gebietes ab. Die Betriebe sind relativ klein (durchschnittlich 1,2 ha). Die technischen und Arbeitsbedingungen des Weinbaus an steilen Hängen auf Schieferböden sind schwierig. Die gegenwärtige ökonomische Krise des Weinbaus begrenzt bereits das Interesse der Winzer und Lokalpolitiker an einer offenen Diskussion von Umweltproblemen (generell Landschaftsverbrauch und Abwasserbelastung; vgl. Koch 1985) der Landwirtschaft, speziell des Nitratproblems.

Seit den 60er Jahren sind hohe Nitratkonzentrationen (200 mg/l und mehr) in örtlichen Brunnen bekannt³⁰, ohne daß dies zu öffentlichen Diskussionen führte. Generell gab es auf lokaler Ebene in den Weinbaugebieten der Mosel kaum eine Nitratdiskussion.

"Die örtlich aufgetretenen Nitratbelastungen von Grund- und Trinkwasser wurden 'von oben her' administrativ und großräumig gelöst (Ansatzpunkt: Kreiswasserwerk). Die Nitratprobleme wurden nur *wasserwirtschaftlich gelöst*. Die amtliche *Weinbauberatung* (Düngungsberatung als Ansatz zur Sanierungslösung) kam nicht rechtzeitig zum Zug. Im Sinne der Maßstäbe der Landesregierung handelt es sich bei der Großraumversorgung Eifel-Mosel nicht um eine präventive, vielmehr um eine 'antizipative korrektive Lösung'. Steuernde Institution der wasserwirtschaftlichen Problemlösung war der 1971 fertiggestellte *wasserwirtschaftliche Generalplan* für das Moselgebiet, nicht die spät einsetzende umweltpolitische Programmentwicklung der Landesregierung. Die fachliche und administrative Planung als 'multizentrischer', öffentlich wenig in Erscheinung tretender Akteur nahm die Lösung der Nitratprobleme vorweg (in der Dimension

²⁹ Vgl. ausführlich Bruckmeier 1987b.

³⁰ Schwille berichtet, daß die Winzer im Zuge von Entschädigungsverfahren bei der Moselkanalisierung sehr wohl wußten, daß sich der Nitratgehalt des Wasserpegels in Häusern etc. als Kriterium für Wassereinbrüche seitens der Mosel gegenüber hangseitigen Grundwasserströmungen benutzen ließ (Interview Schwille).

'Grenzwerteinhaltung'), bevor sie zu umweltpolitisch diskutierten wurden." (Bruckmeier 1987b: 45 f.)

Durch die Mitte der 80er Jahre beinahe fertiggestellte Großraumversorgung Mosel-Eifel, die auf der Erschließung regionaler Grundwasserreserven und dem Verbund von Kreiswasserwerken basiert³¹, ist die Einhaltung des Nitratgrenzwerts der TV0 auch bei Nutzung nitratbelasteter Moselbrunnen gewährleistet.

"Die *Stickstoffdüngung* im Weinbaugebiet als Hauptursache der Nitratbelastung könnte - gemessen an den Beratungsempfehlungen in den siebziger Jahren und den üblichen Düngergaben - ohne Ertragseinbußen erheblich reduziert werden (bis zu zwei Dritteln). Ursächlich für hohe Stickstoffgaben sind nicht nur traditionelle Orientierungen der Winzer ('mehr Stickstoff bringt mehr Ertrag'), sondern auch die größere Arbeitsintensität, die optimierte und zeitlich aufgeteilte Düngung vor allem in Steilhanglagen erfordern würde." (Bruckmeier 1988b: 46)

Erst um 1980 vollzog die landwirtschaftliche Beratung einen Schwenk und reduzierte ihre Düngungsempfehlungen von teils bis über 300 kg N/ha auf weit weniger als 100 kg N/ha. Ob praxisbezogene Düngungsforschung und vermehrte Beratung, insbesondere gestützt durch Arbeiten der LLVA Trier, jedoch zu entsprechend geringeren Düngergaben der Winzer geführt haben, ist kaum bekannt, eher fraglich und aufgrund des infolge dieser abrupten Änderungen der Beratungsempfehlungen leicht entstehenden Vertrauensverlustes der Berater vermutlich zumindest mit Zeitverzögerungen behaftet.

Wenn es eine Nitratdebatte in Form einer politischen Kontroverse nicht gab, so gab es doch

"o wissenschaftliches und administratives Handeln (Forschung, Planung, Entscheidung): Fachdiskussion statt öffentlicher Kontroverse;
o formalisierte Konflikte im Rahmen der wasserrechtlichen Bewilligung (Grundwasserentnahme im Salmtal/Eifel);
o Teilkontroversen, in denen das umfassende Problem 'auf kleiner Flamme gehalten' und alltäglich bewältigt wurde, etwa im Rahmen der Umsetzung von Forschungsergebnissen in Empfehlungen der Officialberatung und von dort in die betriebliche Praxis." (Bruckmeier 1987b: 46)

³¹ Diese Kreiswasserwerke waren ihrerseits früh geschaffen worden, um Wasserknappheiten in Gemeinden außerhalb des Moseltals zu vermeiden.

Die geringe Öffnung der Nitratdiskussion in den politischen Raum resultierte aus einem Diskussions- und Handlungsstil, der sich als *Besetzung des Themas durch Experten* (Nichtzulassung von Laien) und als *'Interiorisierung'* der Probleme durch Landwirtschafts- und Wasserwirtschaftsverwaltung beschreiben läßt. Infolge fehlender örtlicher Verankerung und geringen politischen Einflusses war die Umweltbewegung kein bedeutsamer Akteur in der Nitratdiskussion. Als *umweltpolitische Themen* fielen bis in die Mitte der 80er Jahre das nahegelegene Kernkraftwerk Cattenom und (landwirtschaftsbezogene) Flurbereinigung mehr ins Gewicht. Zukünftig könnten jedoch Folgeprobleme der bisherigen Lösung (Grundwasserabsenkung in der Eifel) zu *umweltpolitischen Themen* werden.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß auf den Weinbau als Verursacher zielende Maßnahmen der Düngungsreduzierung zwar seit den 80er Jahren in Angriff genommen wurden, ohne daß deren praktische Umsetzung damit bereits garantiert ist, daß aber das Nitratproblem inzwischen durch wasserwirtschaftliche Vorkehrungen, ohne eigens darauf bezogen zu sein, implizit schon gelöst worden ist.

*Fallstudie Mainz-Bingen*³²

Im Kreis Mainz-Bingen spielen Sonderkulturen (Wein-, Obst- und Gemüseanbau) neben Getreideanbau die zentrale Rolle (allein Weinbau: 32 % der LF in 1983), während Tierhaltung kaum noch existiert. Der intensive Ackerbau hat neben hohen Nitratreinträgen in das Grundwasser zu starker Erosion der ehemals mächtigen Lößlehmschichten und zur Ausräumung naturnaher Landschaften im Gefolge von Flurbereinigungen beigetragen. Die meisten Betriebe sind klein, und viele von ihnen werden im Neben- oder Zuerwerb geführt. Neben hohen Düngereinträgen stellen Landschaftsverbrauch, Gewässerbelastung und der Chloridgehalt des Trinkwassers wesentliche Umweltprobleme im Kreis Mainz-Bingen dar (Koch 1985).

Aufgrund des örtlich aufgetretenen Wassermangels wurde seit Anfang des Jahrhunderts mit dem Aufbau einer durch Gruppenwasserversorgungen bzw. Wasserverbände gekennzeichneten großräumigen Trinkwasserversorgung begonnen (heute: Wasserverband Rhein-Selz; Wasserversorgungsverband für das Selz-, Wiesbach-, Nahe-, Appelbach-Gebiet; Rheinhessische Energie- und Wasserversorgungs-GmbH

³² Vgl. ausführlich Bruckmeier 1987d.

für die Stadt Ingelheim). Zur Sicherstellung des lokalen Wasserbedarfs wurden, verstärkt durch die Beobachtung von Grundwasserabsenkungen in einigen Fördergebieten, lange Verbundleitungen gelegt.

Die Nitratbelastung des Trinkwassers ist in Rheinhessen an vielen Orten sehr hoch und ein seit langem bekanntes Problem (51 % des Trinkwassers des Kreises Mainz-Bingen wiesen 1983 mehr als 50 mg/l Nitrat auf). Gerade in Rheinhessen gibt es eine lange Tradition wissenschaftlicher Untersuchungen des Nitratproblems durch Hydrologen, Bodenkundler, Geographen und Mediziner (vgl. Abschnitt 5.1). Auch wenn das Nitratproblem in Kreisen der Wasserwirtschaft frühzeitig bekannt war und diskutiert wurde, führte dies, abgesehen von punktuellen örtlichen Disputen, nicht zu politischen Diskussionen und Aktivitäten, insbesondere nicht auf lokaler Ebene. Experten- und politische Diskussion hatten wenig wechselseitige Berührungspunkte. Erst in den 80er Jahren kam es, wie in einer Reihe von Orten (insbesondere im nördlichen Rheinhessen), in Ingelheim zweimal (1980 bis 1982, 1985) und in Nierstein-Schwabsburg (1982 bis 1984) zu heftigen lokalen Nitratkontroversen, die jedoch eher kurzfristiger Natur waren und keine dauerhaften Wellen schlugen. Mitentscheidend hierfür war, daß entsprechende wasserwirtschaftliche Problemlösungen bereits geplant oder in Angriff genommen wurden, als die öffentliche Diskussion aufkam.

Die Nitratdebatte in Nierstein-Schwabsburg war in zeitlicher, räumlicher und sozialer Hinsicht nur von geringer Größe.

"Sie konnte sich nicht zu einer umweltpolitischen Alternative zur technischen Lösung der Nitratbelastung des Trinkwassers (Ersatzwasserbeschaffung und Anschluß an die überörtliche Trinkwasser-Versorgung) entwickeln, da

- o die lokale Ausdehnung des Problems zu klein war;
- o die Handlungsbereitschaft der betroffenen Trinkwasser-Konsumenten zu gering war, um lokalen Widerstand gegen die Großraumlösung zu mobilisieren;
- o ein mächtiger politischer Akteur, der sich des Themas angenommen hätte, fehlte.

Die Trennung zwischen örtlichem Auftreten der Nitratprobleme und ihrer überörtlichen Beseitigung durch Anschluß an die Wasserversorgung aus Guntersblum entspricht einer verbreiteten Form der wasserwirtschaftlichen 'Reparaturlösung'. Durch den Anschluß wird Nierstein-Schwabsburg von der Ausnahme zur Regel, vom letzten Relikt einer lokalen Trinkwasser-Versorgung zum rheinhessischen Normalfall.

Durch das Handeln der Wasserwirtschaft waren Landwirtschaft und Weinbau von akutem Handlungsdruck in Richtung umweltverträglicher Anbau- und Düngepraxis

befreit ... Das Nitratproblem als Umweltproblem ging damit auch zunächst am örtlichen Weinbau vorbei.

Die öffentliche Diskussion entstand erst spät, zu einem Zeitpunkt, als die wasserwirtschaftliche Lösung schon bereitstand und politische Alternativen sich kurzfristig kaum noch entfalten konnten. Auch dadurch waren die Möglichkeiten zu einer weinbaubezogenen Lösung begrenzt. Die Zeit der Kontroverse reichte nicht einmal aus, um den örtlichen Weinbau stärker in die umweltpolitische Auseinandersetzung zu zwingen.

Die örtliche Kontroverse hat nicht 'Geschichte gemacht' in dem Sinn, daß sie als bemerkenswertes Ereignis und lokale umweltpolitische Auseinandersetzung an die überörtliche Öffentlichkeit gedrungen wäre." (Bruckmeier 1987d: 24 f.)

Bis zum Beginn des vom Land großzügig bezuschußten Baus der Fernleitung nach Guntersblum 1982 war die Nitratdiskussion in den Medien in Ingelheim und in den umliegenden Gemeinden heftig, wobei auch wassertechnische Lösungsalternativen erörtert wurden. Diese jeweils ortsspezifischen Diskussionen liefen ganz unabhängig voneinander ab und hatten keinen substantiellen Einfluß auf die getroffenen nitratpolitischen Entscheidungen. Die diesbezüglich relevante Debatte spielte sich vor allem zwischen Wasserwerken, Stadtverwaltung, Verbandsgemeinden und Mainzer Landwirtschaftsministerium ab. Die zweite Kontroverse um 1985 wurde einerseits von "unten" durch örtliche Umweltschützer und Grüne, andererseits von "oben" durch die Landespolitik im Zusammenhang mit der anstehenden Implementation der EG-Trinkwasser-Richtlinie initiiert. An dieser zweiten öffentlichen Ingelheimer Nitratdiskussion zwischen Wasserwirtschaft und Umweltbewegung, in der ansatzweise auch die möglichen ökologischen Folgeprobleme wasserwirtschaftlicher Reparaturlösungen wie einer Fernwasserversorgung thematisiert wurden, beteiligten sich die Verwaltung, das Gesundheitsamt und die etablierten Parteien schon gar nicht mehr. Sie konnten gegebenenfalls auf ihr eigenes Handeln (Bau der Verbundleitung) und landespolitische Aktivitäten verweisen. Die örtliche Landwirtschaft war in keinem Fall an der öffentlichen Diskussion beteiligt und wurde von den anderen Akteuren nur allgemein als Verursacher angesprochen. Auch die Aktivitäten der Offzialberatung zugunsten einer verminderten Stickstoffdüngung gerieten nicht in das Blickfeld der öffentlichen Diskussion.

"Seit die Landesregierung von Rheinland-Pfalz eine umweltpolitische Reorientierung der Landwirtschaftspolitik eingeleitet hat, (...) sind zwar die Umweltprobleme in allgemeiner Form und in ihren Zusammenhängen benannt, aber daraus werden keine spezifischen und weiteren Handlungsgebote für die Landes-

politik abgeleitet, die über das Maß des bisherigen Vollzugs umweltpolitischer Maßnahmen hinausgehen." (Bruckmeier 1987d: 40)

Dennoch hat die Landespolitik mit ihrem Aufgreifen des Nitratproblems kurz vor der Einführung des neuen Grenzwerts zur Entlastung des Problemdrucks beigetragen. Ohne daß es bereits zu spezifischen Maßnahmen oder einer merklich reduzierten Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft kam, sahen sich die örtlichen (kommunalpolitischen) Instanzen angesichts dieser öffentlich dokumentierten agrarumweltpolitischen Programmatik auf höherer Ebene weniger zu eigenständigem Handeln gezwungen. Zumindest standen sie nicht mehr allein, und die Verantwortung konnte als geteilt empfunden werden.

Die Akteure "Landwirtschaft" und "Wasserwirtschaft" handelten insgesamt weiterhin und weitgehend unter den herkömmlichen Rahmenbedingungen - der Weinbau unter dem Zwang zur Intensivierung und Ertragsmaximierung, die Wasserwirtschaft unter dem Zwang, die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung einzuhalten und dazu nur die konventionellen Notlösungen der Fernversorgung und des Wassermischens zur Verfügung zu haben.

"Bei den Wasserverbänden ist im 'geschäftlichen Alltag' auch nicht die Haltung zu erkennen, die die Wasserwirtschaft insgesamt bzw. auf der Ebene ihrer professionellen Vereinigungen wahrzunehmen geneigt ist: die des Kritikers der Wasserbelastungen durch die moderne Landwirtschaft oder - weitergehend - des Anwalts einer umweltverträglichen Landwirtschaft. Vor Ort tritt die Wasserwirtschaft nicht als politischer Gegner der Landwirtschaft auf, eher in der Rolle des Helfers in der Not, der vorläufige Lösungen anzubieten hat, solange die Landwirtschaft und die Agrarpolitik keine erreichen." (Bruckmeier 1987d: 37)

Nachdem die Würfel zugunsten wasserwirtschaftlicher Problemlösungen gefallen waren und die Einhaltung auch des neuen Nitratgrenzwertes im Trinkwasser, wenn auch um den Preis eines hohen Wasserpreises, gesichert war, hatten die dann erst in die Debatte einsteigenden Umweltschützer und GRÜNEN kaum noch eine Chance, die Diskussion auf der örtlichen Ebene auszudehnen und am Leben zu erhalten.

Die Landwirtschaft in der Verbandsgemeinde Grünstadt-Land im Landkreis Bad Dürkheim ist gemischter Natur: Weinbau, Ackerbau und Grünland-/Viehwirtschaft, allerdings räumlich relativ getrennt. Insofern kommen als Quellen für Nitratbelastungen sowohl Mineraldüngung (besonders im Weinbau) als auch Gülleausbringung in Frage. An sonstigen Hauptumweltproblemen des Landeskreises Bad Dürkheim benennt Koch (1985) die Gewässergüte und den Landschaftsverbrauch.

Trinkwasser wird im Landkreis Bad Dürkheim ausschließlich aus Grundwasser gewonnen. Die Grundwasservorräte in der Vorderpfalz sind begrenzt; die Fördermengen des Trinkwassers können langfristig nicht wesentlich gesteigert werden. Nitratbelastungen aus landwirtschaftlicher Produktion sind in oberflächennahem Grundwasser bekannt, jedoch wurden Nitratmessungen bisher nur vereinzelt und in großen Zeitabständen durchgeführt. Das landesweite amtliche Meßstellennetz ist noch im Ausbau und in der Vereinheitlichung, eine Grundwasserdatenbank noch im Aufbau begriffen. Die Trinkwasserversorgung von Grünstadt erfolgte bis 1987 mit Grundwasser durch das Verbandsgemeindewerk und die Stadtwerke Grünstadt, wobei bei einigen Wasserwerken leicht erhöhte Nitratwerte über 50 mg/l gemessen wurden. Mit dem Bau einer von der Landesregierung großzügig bezuschußten lokalen Verbundleitung innerhalb der Verbandsgemeinde Grünstadt zu den verschiedenen Ortsgemeinden seit 1986 läßt sich der Nitratgrenzwert der TVO zukünftig durchgängig einhalten, allerdings auch um den Preis einer vermehrten Grundwassernutzung im naturnahen Eisbachtal.

"In der Verbandsgemeinde Grünstadt-Land nahmen die lokalen politischen Instanzen und Akteure ein Nitratproblem erst wahr, seitdem die Landesregierung von Rheinland-Pfalz der landesweiten Nitratbelastung des Grundwassers durch Einsetzung eines interministeriellen Arbeitsgruppe Bedeutung zumaß. Während Landesregierung und Ministerien (Landwirtschaft und Umwelt) in der ersten Hälfte der 80er Jahre eine Reihe von umweltbezogenen Aktivitäten entfalteten, die sich als Entfaltung von Ziel- und Programmstrukturen der Umweltpolitik deuten lassen, waren diese Jahre in der Verbandsgemeinde solche der relativen Ruhe. Es war die Phase der verwaltungsinternen Rezeption, der Suche nach wasserwirtschaftlichen Lösungsmöglichkeiten, der Planung der Ersatzwasserversorgung und der Suche nach Informationsstrategien, mit denen die Bevölkerung auf das Nitratproblem aufmerksam gemacht werden konnte; eine öffentliche Nitratdiskussion entstand erst 1985.

³³ Vgl. ausführlich Bruckmeier 1987c.

Die Nitratdiskussion in der Verbandsgemeinde Grünstadt-Land bewegt sich nicht außerhalb des auf Landesebene abgesteckten politischen Rahmens. (...) Die Diskussion war nur insofern nicht exemplarischer Fall dieses allgemeinen Musters, als die örtliche Landwirtschaft und der Weinbau im Sinne einer verursacherorientierten Lösung nicht in die Pflicht genommen wurde. Die Verbandsgemeinde sah in dieser Hinsicht auch wenig Handlungsmöglichkeiten für sich und gab die Auseinandersetzung mit der Landwirtschaft an die Fachdienststellen der Landwirtschaftskammer in Kaiserslautern und die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUF) Speyer ab, womit ein wesentlicher Teil der Kontroverse aus dem örtlichen Geschehen herausgetrennt wurde. Was seitens der Verbandsgemeinde überhaupt erreicht werden konnte, ist nur ein Notbehelf im Sinne korrekativer Maßnahmen, die den Bezug zur umfassenden Zielsetzung der Landesregierung, die von langfristiger, ursachenorientierter Beseitigung der Nitratbelastung ausgeht, noch weitgehend vermissen läßt." (Bruckmeier 1987c: 19 f.)

Die Nitratkontroverse in Grünstadt-Land (1984 bis 1986) ist somit zeitlich und

"thematisch eher synchronisiert mit der Nitratdiskussion auf landespolitischer Ebene und mit der allgemeinen Diskussion im Zuge der Senkung des Grenzwerts durch die EG-Trinkwasser-Richtlinie als mit der örtlichen Entwicklung der Nitratbelastung und deren 'objektiven' Ausmaßen. Es handelt sich um eine späte und verspätete Kontroverse, die erst ausbrach, als es zu der wasserwirtschaftlichen Notlösung (Verbundleitung) örtlich keine Alternativen mehr gab. Erreicht wurde lediglich der Versuch, eine örtliche Trinkwasserversorgungsanlage teilweise zu halten.

Die Kontroverse war eine Trinkwasserkontroverse, keine Landwirtschaftskontroverse. Landwirte und Winzer bzw. deren Stickstoffdüngung blieben auf örtlicher Ebene von der Diskussion weitgehend verschont: eine 'Ursachenfront' kam in der Diskussion kaum zustande.

Die von der offiziellen Landwirtschafts- und Weinbauberatung vertretenen Düngungsempfehlungen blieben in der Kontroverse ebenfalls im Hintergrund. Die Trennung zwischen Trinkwasserkontroverse (vor Ort 'ausgehandelt', zumindest unter Beteiligung der örtlichen Verwaltung und lokaler Akteure) und Düngungskontroverse (überörtlich ausgetragen und begrenzt durch die auf Empfehlungen beschränkten Handlungsmöglichkeiten der landwirtschaftlichen Officialberatung) prägte das örtliche Erscheinungsbild der Nitratkontroverse und die erreichte Lösung, führte aber nicht dazu, daß sie ruhig ablief (weil die Diskussion hauptsächlich um die Trinkwasserversorgung kreiste, die Landwirtschaftsseite draußen blieb, trat die Wasserwirtschaftsseite in den Vordergrund).

Die Alarmzeichen überhöhter Nitratwerte in einigen örtlichen Trinkwasserbrunnen konnten die öffentliche Kontroverse zwar auslösen, ihr Andauern jedoch allein nicht erklären. Momente, die 'öffentlichkeitserhaltend' wirkten, waren:

- die Bereitschaft der Verbandsgemeinde, sich im Rahmen ihrer Aufgaben und Kompetenzen auch einer politischen Diskussion zu stellen (sie ging mit gesundheitlichen Aufklärungsmaßnahmen und durch Bekanntgabe der gemessenen Nitratwerte an die Öffentlichkeit);

- das Einmischen von Vertretern der Umweltbewegung in die Diskussion (BUND und Grüne), nicht nur als betroffene Bürger, sondern als 'Advokaten des Umweltschutzes';

o die teilweise Einbindung der Umweltbewegung in die Verwaltungslösung, die zu einer Spaltung und Eingrenzung der Handlungsräume von BUND und Grünen führte: Während den GRÜNEN nur die Szene der (Presse-)Öffentlichkeit zur Nutzung politischer Handlungsmöglichkeiten blieb (und wahrgenommen wurde durch Kopplung der örtlichen Nitratdiskussion mit dem Landtags- und Bundestagswahlkampf), erreichte der BUND eine Anerkennung der Verwaltung als Expertenorganisation. Er konnte dadurch seinen Einfluß nach innen (Verwaltung) und nach außen (Öffentlichkeit) verstärken.

Eine Reihe von Experten und Akteuren, die sich des Nitratproblems hätten annehmen können, trat in der örtlichen Diskussion kaum in Erscheinung (Wissenschaft und Forschung; Gesundheitsverwaltung; Landwirtschaftskammer; LLFA Neustadt und LUFA Speyer; Bezirksregierung und Wasserwirtschaftsamt). Die örtlich präsenten Experten (Verbandsgemeindeverwaltung resp. Trinkwasserversorgung und BUND) gerieten in die Lage von Hauptakteuren, die die Diskussion bestimmten, zumal auch seitens der Einwohner wenig Aktivität zu verzeichnen war. Die örtliche Presse hat dadurch, daß sie ausführlich über die Ereignisse berichtete, der Nitratkontroverse nicht nur ein Diskussionsforum gegeben, sondern auch dazu beigetragen, daß der Fall Grünstadt-Land überörtlich gewisse Aufmerksamkeit erreichte." (Bruckmeier 1987c: 41 f.)

Auch im Gebiet Grünstadt-Land dominiert also die wasserwirtschaftliche Lösung des Nitratproblems. Die Verwaltung beabsichtigt inzwischen allerdings auch, Bauern und Winzer hinsichtlich ihrer Düngungspraxis direkter anzugehen. Auch ein Erfolg diesbezüglicher Bemühungen würde die Priorität korrekativer Problemlösungen jedoch nicht mehr in Frage stellen.

*Fallstudie Heidelberg*³⁴

Im in der Oberrheinebene liegenden, durch das Landwirtschaftsamt Ladenburg verwalteten Teil des Rhein-Neckar-Kreises findet sich eine relativ vielfältige und intensive landwirtschaftliche Produktion neben den ausgedehnten Industrie- und Siedlungsflächen. Dabei spielt der Hackfrucht-, Gemüse- und Tabakanbau im Vergleich zum Getreide-, Mais- und Futterpflanzenanbau eine im Landesdurchschnitt überproportionale Rolle. Bei einer durchschnittlichen Betriebsgröße von 16 ha in 1984 findet sich eine relativ breite Verteilung auf Klein- (weniger als 5 ha) und größere (mehr als 30 ha) Betriebe. Eine eindeutige Zurechnung bekanntgewordener Grundwasser-Nitratbelastungen zu bestimmten landwirt-

³⁴ Vgl. ausführlich Uka 1989.

schaftlichen Produktionszweigen ist ohne nähere Untersuchungen des Einzelfalles auf den Löß-, Schwemmland- und Aueböden des Bezirks Ladenburg nicht möglich, von offensichtlichen Fällen wie dem Intensivgemüsebau im Nordwesten Heidelbergs abgesehen. Die Hauptumweltprobleme im Rhein-Neckar-Kreis sieht Koch (1985) im Landschaftsverbrauch, schlechter Gewässergüte und in hohem Düngereintrag.

Neben der örtlichen Trinkwasserversorgung des Rhein-Neckar-Kreises durch Grund- und Quellwasser entnimmt die Industrie für die Eigenwasserversorgung noch einmal rund zwei Drittel dieser Menge. Entgegen früheren Befürchtungen in den 70er Jahren ist es zu keinem weiteren Absinken des Grundwasserspiegels gekommen, so daß die Sicherstellung der künftigen Wasserversorgung kein quantitatives Problem mehr darstellt. Mit Ausnahme einiger Aussiedlerhöfe und Weiler sind alle Haushalte an öffentliche Wasserversorgungsanlagen angeschlossen. Neben 14 Wasserversorgungsverbänden, in denen sich jeweils eine Reihe vorher selbständiger Gemeindewasserwerke zusammengeschlossen hat, versorgen sich zahlreiche Gemeinden, darunter Eppelheim, durch gemeindeeigene Wasserwerke (ca. 30 % der öffentlichen Wasserversorgung). Chlorierte Kohlenwasserstoffe und hohe Nitratgehalte stellen die Hauptbeeinträchtigungen des Trinkwassers im Rhein-Neckar-Kreis dar. Das Problem steigender Nitratbelastung ist den Behörden bereits seit gut 20 Jahren bekannt. Von den 39 WVUs im Rhein-Neckar-Kreis überschritten 1985 3 den Wert von 50 mg/l. Einige Brunnen wurden geschlossen.

Die Nitratdiskussion im Raum Heidelberg-Mannheim verlief in zwei Wellen. 1972/73 kam es zu einer öffentlichen Diskussion in der Presse und auf eigens einberufenen Veranstaltungen, an denen neben besorgten Eltern Vertreter von Gemeindeverwaltung, Gesundheitsamt, Landwirtschaftsministerium, Wasserwerken und einige wissenschaftliche Experten beteiligt waren. Die Diskussion konzentrierte sich auf das Methämoglobinämieproblem bei Säuglingen. Abgesehen von einer erhöhten Meßtätigkeit der zuständigen Behörden hatte sie keine weiteren Auswirkungen.

Die zweite, noch andauernde Nitratkontroverse bildete sich ab 1983 im Gefolge einer breiteren Diskussion um Grundwasserbelastungen im Rhein-Neckar-Raum, insbesondere durch chlorierte Kohlenwasserstoffe (1980 bis 1982), heraus. Sie steht keineswegs im Zentrum der öffentlichen umweltpolitischen Diskussion,

trotz einiger Versuche der GRÜNEN in diese Richtung. Vielmehr zeichnet sie sich durch eine gewisse Diskontinuität, die Parallelität öffentlicher und verwaltungsinterner Diskussionen und ihre "zufällige" raum-zeitliche Verlagerung zwischen verschiedenen betroffenen Gemeinden (Heidelberg, Eppelheim, Schriesheim, Ladenburg, Ilvesheim, Heddesheim) aus. Bei örtlichen Unterschieden beteiligten sich interessierte Bürger, Landwirte, Gemeinderäte, Umweltschützer, Parlamentarier, Wasserwerke, Landwirtschafts- und Wasserwirtschaftsbehörden an der Debatte. Dabei sind deutlich zwei Konfliktfronten auszumachen, die sich teils überlagerten: die wasser- und gesundheitspolitische zwischen Umweltschützern/GRÜNEN/besorgten Bürgern und Wasserwerken/Wasserbehörden/Bürgermeistern und die landwirtschaftspolitische zwischen Landwirten und Wasserwirtschaft/Gemeindeverwaltungen/besorgten Bürgern/Wasserfachleuten.³⁵ Der Wasserpfennig spielte als Thema eher eine untergeordnete Rolle in der Kontroverse.

Der Ausbau der Fernwasserversorgung im Untersuchungsgebiet, ursprünglich zur Bewältigung quantitativer Probleme in Angriff genommen, dient mittlerweile der Lösung qualitativer Probleme. So war die Gemeinde Eppelheim, die 1986 den neuen Nitratgrenzwert mit Wasser aus ihrem Brunnen nicht mehr einhalten konnte, gezwungen, sich an die überörtliche Versorgung mittels Fernwassers anzuschließen. Insgesamt läßt sich feststellen, daß die WVUs zur Lösung des Nitratproblems auf Zumischung von Fernwasser aus wenig belasteten Regionen zurückgreifen, um die Grenzwerte einhalten zu können (Stadtwerke Heidelberg, Stadtwerke Mannheim). Außerdem wurden in zwei Fällen Tiefbrunnen gebohrt.

Maßnahmen auf seiten der Landwirtschaft, abgesehen von einer seit 1982 zunehmenden Düngeberatung durch das Landwirtschaftsamt Ladenburg, sind eindeutig in die entsprechenden landespolitischen Programme (Wasserpfennig, Ökologieprogramm, Forschungsvorhaben Ladenburg) eingebunden, mit deren Umsetzung ab der zweiten Hälfte des Jahres 1987 begonnen wurde. Bewirtschaftungsbeschränkungen ohne Ausgleichszahlungen sind nirgendwo bekannt geworden.

Auch im Rhein-Neckar-Kreis waren die wasserwirtschaftlichen Problemlösungen in den betroffenen Gemeinden bereits zwischen den zuständigen Behörden und Was-

³⁵ Daneben spielten noch die Bemühungen um die Erhaltung einer eigenständigen kommunalen Wasserversorgung (Eppelheim) eine Rolle.

serwerken weitgehend abgeklärt, wenn es zur öffentlichen Diskussion kam. Außerdem erfolgten nitratrelevante land- und wasserwirtschaftliche Maßnahmen im allgemeinen ohne maßgebliche Interaktion der jeweils hieran beteiligten Akteure und damit entkoppelt voneinander.

*Fallstudie Müllheim*³⁶

Müllheim im Markgräflerland spielte eine Vorreiterrolle in der Nitratdebatte der BRD. Intensive Landwirtschaft mit viel Wein-, Obst- und Maisanbau auf nitrat- auswaschungsgefährdeten Böden führten schon in den 60er Jahren zu alarmierenden Nitratwerten im Markgräflerland. Müllheims Trinkwasser liefert der Wasserversorgungsverband Weilertal, der auch andere umliegende Gemeinden versorgt.

1969 fand als Reaktion auf die Messung hoher Nitratwerte eine Aufklärungsversammlung für Landwirte und Winzer statt, organisiert vom Regierungspräsidium Freiburg und dem Landwirtschaftsamt Müllheim, in der sich die Bauern vehement gegen die ihnen vorsichtig zugeschriebene Verursacherrolle wehrten. Ein anschließendes dreijähriges Forschungsprogramm brachte unerwarteterweise keine Belege für den vermuteten Zusammenhang zwischen Stickstoffdüngung und Nitratbelastung.³⁷

Zu öffentlichen Nitratkontroversen kam es dann in Müllheim in mehreren Wellen: 1978, 1980/81, 1982 und 1984. Dabei spielten lokale bzw. überregionale Medien eine auslösende Rolle. Mitte 1978 initiierte die Umweltgruppe "Arbeitsgemeinschaft Umweltschutz Markgräflerland" aufgrund eines entsprechenden Hinweises des Gesundheitsamtes an das Krankenhaus einen Bericht über die Gesundheitsgefahren höherer Trinkwasser-Nitratbelastung in der regionalen "Badischen Zeitung". Dieser Bericht führte innerhalb eines Monats zu einer Reihe von öffentlichen Stellungnahmen von Gesundheitsamt und Regierungspräsidium, die sich in der Sache mit der Position der Arbeitsgemeinschaft deckten, in der Diktion jedoch mehr auf Beruhigung abzielten. Darüber hinaus trugen direkte Vorgespräche besorgter Mütter beim Bürgermeister dazu bei, daß sich die Gemeindeverwaltung

³⁶ Vgl. ausführlich Brüggemann et al. 1986 sowie Conrad 1988 f.

³⁷ Dieses Resultat hatte mit der Zeitverzögerung des Nitratreintrags in das Grundwasser und dem langsameren Grundwasserstrom zu tun.

gen mit dem Nitratproblem befaßten. In der öffentlich durchgeführten Diskussion lassen sich bereits sämtliche Elemente der späteren bundesweiten Nitratdebatte wiederfinden: Nitratgehalt des Wassers, mögliche Gesundheitsgefährdungen, Verursachung durch Stickstoffüberdüngung, Problematik der Meß- und Grenzwerte, korrektive und präventive Lösungsvorschläge (kein Leitungswasser für Babys, verminderte Stickstoffdüngung). Die Diskussion war zwar emotional relativ hoch aufgeladen, in ihren Zustandsbeschreibungen und Aussagen über Zusammenhänge, Ursachen und Folgen aber nicht kontrovers. Da keine der beteiligten Behörden direkte Eingriffsbefugnisse besaß, um verursacherorientiert zur Problemlösung beitragen zu können, waren Appelle an der Tagesordnung, und über Appelle streitet man nicht. Die als Verursacher ausgesprochenen Winzer und Bauern beteiligten sich, wie auch später, kaum an der Diskussion.

In der Folge schlummerte die öffentliche Diskussion ein. Zum einen gaben die Behörden mit ihren vielfältigen Stellungnahmen, Pressekonferenzen etc. der Öffentlichkeit im Grunde Recht, zum anderen wurden seitdem Nitratwerte regelmäßig veröffentlicht, die "belegten", daß etwas geschah. Außer routinemäßigen Wasserqualitätsuntersuchungen bestand ohne fortgesetzten öffentlichen Druck kein Anlaß für besondere Aktivitäten der Verwaltung.

Erst zwei Jahre später flammte die Debatte erneut auf, diesmal hervorgerufen durch eine Panorama-Sendung "Nitrat im Grundwasser", in der Müllheim und das Markgräflerland explizit als Problemgebiet genannt wurden. Diesmal verlief die Diskussion wesentlich kontroverser. Zum einen wurde von Behördenseite einschließlich Gesundheitsamt unter Verweis auf Professor Borneff eine Gesundheitsgefahr für Säuglinge bei Trinkwasser-Nitratgehalten von weniger als 90 mg/l ausgeschlossen, obwohl oder vermutlich gerade weil die EG-Richtlinie die Senkung des Nitratgrenzwertes vorsah und die Nitratwerte im Müllheimer Raum gerade 1980 deutlich anstiegen. Ziel war zweifellos, Dampf aus der öffentlichen Diskussion abzulassen. Aber gerade damit war die Bühne für den entsprechenden Expertenstreit geöffnet, den es zwei Jahre zuvor nicht gegeben hatte. Auch Bauern beteiligten sich an der Debatte. Ein Drittel der Besucher einer von der erwähnten Arbeitsgemeinschaft Umweltschutz einberufenen und gut besuchten Versammlung zum Nitratproblem waren Landwirte. Zugleich nahm der moralische Handlungsdruck der öffentlichen Diskussion auf die Winzer und Bauern als die eigentlichen Verursacher zu. Politiker aller Parteien suchten sich

über die Nitratdebatte zu profilieren, häufig mit wenig Sachkenntnis, indem sie Messungen und Bekanntgabe der Nitratgehalte des Wassers forderten, obwohl dies bereits geschah.

Insgesamt trug die öffentliche Diskussion 1980 dazu bei, daß sich die Behörden vor dem Hintergrund der EG-Richtlinie intensiver mit der Nitratfrage befaßten und Lösungswege suchten, die aus ihrer Sicht durchaus ursachenorientiert waren. In der Folgezeit finden eine Unzahl von im wesentlichen an die Landwirte adressierten Aufklärungsveranstaltungen in sämtlichen Gemeinden statt. Während sich dabei die Erörterung des Nitratproblems räumlich verbreiterte und auch verlagerte, ebte die öffentliche Diskussion allmählich ab.

Noch einmal kam es im Anschluß an einen Artikel "Vorsicht Wasser" im Stern-Magazin im Oktober 1982, in dem Müllheim explizit erwähnt wurde, zu einer kurz aufflammenden öffentlichen Diskussion sowie im Juni 1984 zu einer Flugblattaktion und einer Anfrage der Frauengruppe "Aktion Muttermilch" an die Gemeindeverwaltung Müllheim in bezug auf den Nitrat- und Chlorkohlenwasserstoff-Gehalt im Trinkwasser und dessen Gefahren. Ansonsten aber blieben die Verwaltungen zunehmend unter sich, und die anlaufenden sowohl auf die Landwirtschaft als auch auf die Wasserversorgung bezogenen Maßnahmen und deren Diskussion und Vorbereitung werden im Expertenkreis der zuständigen Fachbehörden durchgeführt. Erwähnenswert ist nur, daß später völlig analoge Diskussionen in anderen Gemeinden im Oberrheingraben und anderswo abliefen, ohne daß auf die Ereignisse und Entwicklungen in Müllheim Bezug genommen wurde.

Seit 1981 wird im Markgräflerland über eine entsprechende und intensiviertere landwirtschaftliche Beratung für eine angemessenere Stickstoffdüngung das Nitratproblem verursacherorientiert angegangen, wobei stark auf das ökonomische Eigeninteresse der Landwirte gesetzt wird, dem Überdüngungen zuwiderlaufen. Aber trotz der stets erneuten Betonung, daß vorbeugende Maßnahmen absoluten Vorrang vor Lösungsansätzen im Wasserwerk hätten, wurden wasserwirtschaftliche und/oder -technische Maßnahmen in Müllheim zunehmend als unumgänglich angesehen. Dabei spielte die Furcht vor Aktionen und Angriffen der Öffentlichkeit im Fall der Überschreitung des neuen Grenzwertes eine Rolle in den behördeninternen Abstimmungsprozessen. 1982 wurde zunächst die Beteiligung an einem neuen Tiefbrunnen der Stadt Neuenburg erörtert, dann aber 1983 aus Kostengründen

(10 Mio. DM), Gemeinderivalitäten und wegen der Befürchtung auch dort schnell ansteigender Nitratwerte eine Eigenlösung des Wasserzweckverbandes Weilertal bevorzugt, der das Wasser für Müllheim liefert. Diese Eigenlösung besteht in einem Ausgleich von Berg- und Tiefbrunnenwasser mit knapp 5 Mio. DM Kosten, die zwischen Gemeindeverwaltung, Geologischem Landesamt, Wasserwirtschaftsamt und Regierungspräsident in monatlichen Sitzungen ausgehandelt wurde, nachdem der Gemeinderat dieser Lösung ohne Diskussion im April 1984 zugestimmt hatte. Die Öffentlichkeit spielte bei diesem Entscheidungsprozeß keine Rolle, obwohl die wassertechnischen und -wirtschaftlichen Maßnahmen etwa zu einer Verdoppelung des Wasserpreises von 1,05 auf 2,10 DM/m³ geführt haben, und einige Annahmen, die der Eigenlösung zugrundeliegen, durchaus problematisch sind.

Im Ergebnis sieht es damit trotz gegenseitiger Beteuerungen so aus, daß - im Müllheimer Fall wohl unvermeidlich - Maßnahmen auf der Wasserseite mehr Gewicht bekommen als solche auf der Landwirtschaftsseite, die administrativen Zugriffsformen weniger zugänglich ist. Die Debatte über weniger kontroverse (kurzfristige) Maßnahmen stand im Vordergrund, ohne daß Gesamtkonzepte entwickelt wurden. Insgesamt wurde von allen beteiligten Akteuren die ökologisch-gesundheitliche Dimension des Nitratproblems wahrgenommen, in der Praxis aber in technische Lösungen und ökonomische Anreize uminterpretiert. Auf den öffentlichen Druck reagierten die Behörden bei Fehlen einer eigenen Konzeption im wesentlichen mit formeller Aktivität (Stellungnahmen, Pressekonferenzen), mit Versuchen des Abwiegeln, des Ablenkens, um Zeit zu gewinnen, sowie mit dem Hinweis auf fehlende Kompetenzen und Verantwortlichkeit. Erst als gesetzlicher und damit bürokratie-adäquater Zugzwang hinzukam (EG-Trinkwasser-Richtlinie), wurden substantielle Maßnahmen in Angriff genommen. Um Umweltschutz geht es nur vermittelt, direkt allein um die Einhaltung von Grenzwerten. Dann aber wirkt öffentlicher Druck nurmehr störend und suspekt, da Verwaltungshandeln dann nicht mehr entlang von Sachzwängen, sondern von tagespolitischen Opportunitäten bestimmt wird. Inzwischen geht alles wieder seinen geordneten bürokratischen Gang. (Neue Kontroversen traten erst in jüngster Zeit im Kontext geplanter vorläufiger Anordnungen zur Ausweitung von Wasserschutzgebieten im Markgräflerland auf der Grundlage der SchALVO auf, von denen eine Reihe von Landwirten mit intensiver Landbewirtschaftung auf guten Lößböden denn auch massiv betroffen sein wird.)

Im Gebiet der kreisfreien Stadt Augsburg spielt die Landwirtschaft keine große Rolle. Allerdings konzentriert sie sich auf ausgewiesene Trinkwasserschutzgebiete. Intensive Viehwirtschaft und Maisanbau finden sich jedoch in den südlichen Landkreisen. So ist der alluviale Grundwasserstrom unter den durchlässigen Kies- und Schotterböden, aus dem die Stadt Augsburg dann neben uferfiltriertem Lechwasser ihr Trinkwasser gewinnt, hoch nitratbelastet (ca. 50 mg/l). Mit in einem 30 km² großen Trinkwasserschutzgebiet im Süden der Stadt gewonnenen Trinkwasser versorgen die Stadtwerke die Stadt Augsburg. Der Nitratwert des Trinkwassers liegt eher unter 25 mg/l bei leicht steigender Tendenz. Dies gilt auch für die meisten Brunnen. Ansonsten zeichnet sich Augsburg durch hohe Abwasserbelastung, hohe Luftverschmutzung, Trinkwasserbelastung durch Sulfat und CKWs sowie überdurchschnittliches Waldsterben ökologisch negativ aus (Hafenecker 1989: 10).

Von einer Nitratkontroverse in Augsburg kann man für den Zeitraum 1982 bis 1986 sprechen, die durch die Stadtwerke erheblich mitinitiiert wurde. Dabei handelte es sich um eine zwar in der Presse detailliert wiedergegebene, jedoch weitgehend inneradministrative Debatte, an der im übrigen weder Landwirte noch Umweltschützer noch politische Parteien stärker beteiligt waren. Seit 1987 ist die öffentliche Resonanz weitgehend verebbt und durch die CKW-Problematik verdrängt, wobei die Umsetzung der geplanten Maßnahmen (Bebauungsplan, Änderung der Schutzgebietsverordnung) bei der Verwaltung und im Stadtrat fort dauert. Hauptakteure in der Augsburger Nitratkontroverse waren der Stadtrat, die Stadtverwaltung, die Stadtwerke, das städtische Gesundheitsamt und die Wasserwirtschaftsverwaltung (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Wasserwirtschaftsamt Donauwörth), wobei letztere drei Akteure mehr oder weniger an einem Strang zogen.

"Obwohl nach dem jeweils gültigen Grenzwert gemäß TVO zu keinem Zeitpunkt eine Überschreitung des Nitratgrenzwertes im Augsburger Trinkwasser zu verzeichnen war und demgemäß kein akuter Handlungsdruck bestand, wurden in Augsburg frühzeitig vorsorgende, am Verursacherprinzip orientierte Maßnahmen zur Nitratreduzierung unternommen. Diese Strategie wurde im allgemeinen während der gesamten Nitratkontroverse beibehalten, die wasserwirtschaftliche 'Lösung' der neuen Brunnen stellt lediglich eine notwendige Ergänzung dar.

³⁸ Vgl. ausführlich Hafenecker 1989.

Mit den Einzäunungen der Fassungsgebiete und den vielfältigen Straßen- und Wegesperrungen im TWSG, dem Naherholungsgebiet der Augsburger Bürger, wurden auch unpopuläre, die Bevölkerung und nicht nur die Landwirtschaft betreffende Maßnahmen ergriffen. Die Augsburger Nitratkontroverse wurde hinsichtlich des möglichen Nitratgefährdungspotentials, der Lösungsvorstellungen und der auf-tretenden Konfliktlinien weitgehend öffentlich diskutiert. Hervorzuheben ist das hohe Problembewußtsein einzelner in der Nitratpolitik betroffener Fachverwaltungen, insbesondere bei den Stadtwerken und dem Gesundheitsamt, und deren Kooperation untereinander. Modellhaft erscheint ferner die großangelegte wissenschaftliche Begleitforschung, die parallel zur öffentlichen Nitratkontroverse stattfand und deren Ergebnisse die Grundlage der diskutierten Lösungsvorstellungen bildeten.

Die an einem konsequenten Trinkwasserschutz orientierten, modellhaften Lösungsstrategien der Hauptakteure wurden nur bruchstückhaft in die Praxis umgesetzt. Gerade in bezug auf verschiedene Bauvorhaben im und am Rande des TWSG kam es zu Kompromissen zwischen konsequentem Trinkwasserschutz und den Interessen der Wirtschaftsförderung. Die eigentliche Konfliktlinie in der Nitratdiskussion Augsburgs verlief im Gegensatz zu anderen Fallstudien nicht zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, sondern bezeichnenderweise zwischen Wirtschaftsförderung und Gewässerschutz." (Hafenecker 1989: 55 ff.)

Bereits innerhalb der Stadtverwaltung kam es zu einem Kompromiß zwischen Wasserschutz und Wirtschaftsförderung, der dann durch landespolitische Rücksichten und mangelndes umweltpolitisches Engagement im Stadtrat weiter aufgeweicht und verzögert wurde.

"Das vorhandene rechtliche Instrumentarium wurde nicht erschöpft bzw. Möglichkeiten einer Regulierung versäumt. Die unpopulären Maßnahmen der Einzäunungen der Fassungsgebiete und die Sperrung von Straßen und Wegen im TWSG wurden erst nach jahrelangem Druck der zuständigen Aufsichtsbehörden realisiert. Die Möglichkeit einer Verschärfung der Schutzgebietsverordnung, die seit März 1985 als Mustertext in der Verwaltungsvorschrift zum Bayerischen Wassergesetz vorliegt und von Wasserwirtschaftsseite seit langem gefordert wurde, ist bislang nicht wahrgenommen worden. Der für die gesamte Nitratkontroverse typische Konflikt um Bauvorhaben im und am Rande des TWSG führte erst Anfang 1987 zu einem ersten Entwurf eines Bebauungsplanes für Haunstetten - für den Bereich Siebenbrunn existiert bislang kein Entwurf." (Hafenecker 1989: 56 f.)

Da die wasserwirtschaftlichen Alternativen der Stadt Augsburg begrenzt waren (geringe Ergiebigkeit von Tiefbrunnen angesichts eines Fördervolumens der Stadtwerke von 25 Mio. m³ jährlich, Fehlen alternativer Grundwasservorkommen im Einzugsgebiet der Stadt, Ablehnung der Nitratentfernung durch Trinkwasseraufbereitung aus politischen und wirtschaftlichen Gründen),

"standen anfänglich zwangsläufig landwirtschaftsbezogene Maßnahmen im Mittelpunkt. Da die Landwirtschaft sowohl ökonomisch als auch als Bevölkerungsgruppe

für die Stadt Augsburg eher nachrangig ist, stießen Maßnahmen wie Kündigung der Pachtverträge auf nur geringen öffentlichen Widerstand. Für die unbedeutende Stellung der Landwirtschaft spricht auch, daß die Stadt eine mögliche Kooperation mit der Landwirtschaft während der gesamten Nitratdebatte kaum versucht hat. (...) Ein im Landesdurchschnitt sehr niedriger Wasserpreis in Verbindung mit bis zu 80%-igen Rabatten für Großabnehmer fördert den hohen Wasserverbrauch der Stadt und verhindert damit gleichzeitig ein unter ökologischen Aspekten sinnvolles Wassersparen. Über die kürzere Verweilzeit des geförderterten Trinkwassers im Grundwasserstrom werden dadurch biologische Denitrifizierungsprozesse verhindert. Ferner bestünde über eine Erhöhung des Wasserpreises die Möglichkeit, kostenintensive Maßnahmen wie den Kauf privater landwirtschaftlich genutzter Flächen im TWSG zu realisieren, was bislang an den beschränkten finanziellen Mitteln der Stadt scheiterte.

Vor allem bleibt festzuhalten, daß alle während der Nitratkontroverse diskutierten Lösungsstrategien auf den Bereich des Augsburger Trinkwasserschutzgebietes beschränkt blieben. Obwohl die Gutachter des BLW bereits 1983 feststellten, daß durch Maßnahmen im TWSG allein keine wesentliche Nitratreduzierung erreicht werden kann und es daher gelte, in Kooperation mit der Landwirtschaft und den Vertretern der südlichen Gemeinden und Landkreise, die für die Hauptnitratfracht verantwortlich sind, Lösungsstrategien zu entwickeln, wurden derartige Versuche nie diskutiert. Somit blieben die gesamte Nitratkontroverse und die hieraus entwickelten Lösungsansätze auf das Gebiet des Stadt Augsburg beschränkt. Die viel bedeutsamere intensive Landwirtschaft - und die daraus resultierende Nitratproblematik - im südlichen Lechfeld blieb nahezu unberührt. Die positiven und teilweise modellhaften Ansätze einer präventiven Politik des Trinkwasserschutzes hatten keine über das Stadtgebiet hinausgehende Auswirkung." (Hafenecker 1989: 57 f.)

Maßnahmenplanung und öffentliche Debatte liefen in Augsburg - im Unterschied zu anderen, im Rahmen des Forschungsprojekts untersuchten Orten - weitgehend Hand in Hand. Innerhalb des Stadtgebietes konnte die Stadtverwaltung Bewirtschaftungsauflagen für die Landwirtschaft etc. im Wasserschutzgebiet problem- und diskussionslos durchsetzen, während die für die Grundwasser-Nitratbelastung viel bedeutsamere intensive Landwirtschaft in den südlich angrenzenden Kreisen völlig unberührt blieb. (Diesbezügliche unabhängige Bemühungen der Offizialberatung um geringeren Nitratreintrag waren bisher noch wenig erfolgreich.) Die eigentliche Konfliktlinie verlief in Augsburg auch nicht zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, sondern zwischen Siedlungsvorhaben und Wirtschaftsförderung einerseits und Gewässerschutz andererseits.

Im Ergebnis entschied sich auch Augsburg 1986 für den Bau neuer Brunnen und einer Pipeline zum Wasserverschnitt, nachdem die Alternative eines Lechwasser-Versickerungsprojekts an den Bedenken des Gesundheitsamtes und der fehlenden finanziellen Unterstützung durch das bayerische Umweltministerium gescheit-

tert war. Im Unterschied zu den übrigen lokalen Fallstudien gestattet die wasserwirtschaftliche Problemlösung in Augsburg sogar die längerfristige Einhaltung des Nitratrichtwerts von 25 mg/l.

7.3 Lokale Gebiete im Vergleich³⁹

Aus den dreizehn Fallstudien, die sich noch ergänzen ließen durch einige weitere Berichte über örtliche Nitratkontroversen (vgl. Conrad 1988c), lassen sich zwar einige allgemeine, wenn auch nicht repräsentative Schlußfolgerungen über die vorherrschenden Muster des lokalen Umgangs mit dem Nitratproblem in der Bundesrepublik ziehen. Dagegen lassen sich so gut wie keine exemplarischen Bedingungsbeziehungen für verschiedenartige typische Formen und Regulierungsmuster dieses Umgangs ausmachen. In den Tabellen 7.2, 7.3 und 7.4 sind zentrale Merkmale der Beteiligungs-, Lösungs- und Verlaufsmuster lokaler Nitratdebatten und -politik in komprimierter Form synoptisch zusammengestellt. Daraus lassen sich in vergleichender Perspektive folgende interessante Befunde ableiten⁴⁰:

1. Letztlich dominieren Problemlösungen auf der Wasserseite, im wesentlichen Verbund, Verschnitt, Brunnenschließungen und -neubohrungen in weniger nitratbelasteten Grundwässern, während Wasseraufbereitungsverfahren zur Nitratentfernung bisher in keinem Fall zum Zuge kamen.
2. Landwirtschaftsbezogene Maßnahmen werden daneben und in zunehmendem Maße durchaus verfolgt, jedoch ist ihre nitratbezogene Wirksamkeit zumeist begrenzt, zeitverzögert und kaum kontrollierbar, zumal vor allem auf moralische Suasion gesetzt wird. Die Verknüpfung von Bewirtschaftungsauflagen mit Ausgleichszahlungen wird in der Praxis von allen Akteuren weitgehend akzeptiert.

³⁹ Vgl. auch Bruckmeier 1987a, 1988a.

⁴⁰ Eine Darstellung und Erläuterung jedes Einzelpunktes würde den Rahmen dieses Kapitels sprengen.

Tabelle 7.2: Beteiligungsmuster in lokalen Nitratkontroversen (ISB)

Ort/Kreis	Landwirtschaft	Agrarverwaltung	Agarindustrie	Landwirtschaftl. Beratung	Wasserwirtschaft	Wasserbehörden	Gesundheitsverwaltung
Nortorf	11 N	11 PF	00-	11 F	23 PF (A)	12 F	01 F
Vechta	11 P N	22 A P	11 N	22 PF	21 F	22 F	21 F (A)
Osnabrück	01 P N	11 P	00-	12 PF	12 FN	11 F	22 F (A)
Borken	11 N	12 P	11 N	21 F	33 A F	13 A P F	21 F (A)
Minden-Lübbecke	11 N	22 PF	00-	11 F	12 F	21 F	12 F
Viersen	11 A P	00 N	00-	01 F	33 A P F	12 F	12 F (A)
Griesheim	11 F P	11 P	00-	12 FN	23 FN	23 P F	01 F
Bernkastel-Wittlich	01 F	11 P F	01 F	12 F	23 F	23 P F	01 F
Mainz/Bingen	01 P	01 P F	00-	11 F	23 F	12 P F	01 F (A)
Grünstadt	01 F	00 P F	00-	11 F	22 FN	23 P F	01 F
Heidelberg	11 N	12 A P F	00-	21 F	33 A FN	23 P F	11 F
Müllheim	11 A N	11 F	00-	12 F (A)	11 FN	22 A P	32 A F
Augsburg	00-	10 F	00-	00 F	33 A P F	33 P F	33 F

Kommunale Selbstverwaltung/Gemeinderat	Parteien	Örtliche Medien	Umweltverbände	Bürger (-Gruppen)	Regierungspräsident/Bezirksregierung	Landesregierung/Landespolitik	Wissenschaftliche Experten etc.
Nortorf	22 A P	20 A	10 A	20 A	01 F	01 P	12 F
Vechta	21 A P	31 A N	11 A P	20 A	11 P F	12 P	22 F
Osnabrück	11 A	20 A	10 A	10 A	12 P F	22 P	10 F
Borken	21 A	20 A	10 A	11 A	23 P F	22 A P	22 A F
Minden-Lübbecke	11 A	10 A	10 A	00-	11 P F	22 P	21 F
Viersen	11 A P	20 A	20 A	10 A	01 P	01 P	11 F
Griesheim	10 P	10 A	10 A	00-	22 P F	22 P (A)	11 F
Bernkastel-Wittlich	00 P	00 A	00 A	00-	22 P F	11 P	22 F
Mainz/Bingen	11 P	10 A	10 A	00-	12 P F	01 P	11 F
Grünstadt	11 P	30 A	22 A P F	10 A	11 P	01 P	01 F
Heidelberg	11 P	20 A	10 A	00-	11 P F	12 P	11 F
Müllheim	21 A P	20 A	10 A	31 A N	11 P	01 P	21 A F
Augsburg	12 A P	20 A	00 A	00 A	11 F	11 P F	12 F

I = Intensität der Beteiligung: 0, 1, 2, 3

S = (formelle) substantielle Beteiligung: 0, 1, 2, 3

B = Art der Beteiligung: A, P, F, N

A = Allgemeine Öffentlichkeit

P = Politische Öffentlichkeit (Gremien)

F = Fachöffentlichkeit (Experten)

N = Nichtöffentliche (informelle) Beteiligung

0 = nicht vorhanden

1 = gering

2 = mittel

3 = stark

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Tabelle 7.3: Lösungsmuster lokaler Nitratprobleme

Ort/ Kreis	Agri- politik ²	Agrar- um- weltpolitik	ökolog. Landbau ³	intensive ⁴ Düngungs- beratung	Bewirt- schaltungs- auflagen außerhalb von WSG	Wasser- schutz- gebiete	Landauf- kauf	Brunnen- schließung	neue Brunnen	Wasser- ver- band, Fern- versorgung	Wasserauf- bereitung	Notmaß ⁵ nahmen 1987
Nortorf	nein	Flussigmit- richtlinie ohne Bedeu- tung	nein	mittel	keine Gütle im Winter; geplant	geplant	begrenzt	nein	ja, <u>geplant</u>	offen, lokaler Verbund	nein	ja, ab 1987
Vechta	nein	Gülleerlaß	nein	ja ⁶	keine Gütle im Winter; Güllekataster	unbedeu- tend	nein	ja, <u>wenige</u>	ja	nein ⁴	nein	ja ⁷
Osn- brück	nein	Gülleerlaß	nein	ja ⁶	keine Gütle im Winter	ja	nein	ja, <u>wenige</u>	nein	nein	nein	ja ⁷
Borken	nein	GVO	nein	ja ⁶	keine Gütle im Winter; Güllekat.	ja, <u>geringe</u> Auflagen	begrenzt	ja, <u>wenige</u>	ja, <u>geplant</u>	ja, <u>geplant</u> ¹⁰	nein	ja ⁷
Minden- Lübbecke	nein	GVO	nein	begrenzt ⁶	keine Gütle im Winter	ja,	nein	ja, <u>wenige</u>	nein	ja, <u>nur</u> lokal	nein, erwogen	nein
Viersen	nein	GVO	nein	ja	keine Gütle im Winter	ja, <u>geringe</u> Auflagen	ja	ja, <u>wenige</u>	ja	ja, <u>ja</u> ¹⁰	ja, <u>Pilot- anlage</u>	nein ⁸
Gries- heim	nein	nein	nein	Broschüren	nein	unbedeu- tend, <u>gepl.</u>	nein	nein	(ja)	vorfhan- den, <u>nein</u> <u>ja</u> ¹⁰	nein	nein
Bernka- stell-W.	nein	nein	nein	ja	nein	nein	nein	ja	ja ¹⁰	ja ¹⁰	nein	nein ⁹
Mainz/ Bingen	nein	nein	nein	begrenzt	nein	nein	nein	nein	nein	ja	nein, erwogen	nein
Günst. Heidel- berg	nein	Ökologie- programm ab 1988	nein	begrenzt	nein	geplant	nein	ja	nein	ja	nein, erwogen	nein
Heidel- berg	nein	Ökologie- programm ab 1988	nein	ja	nein	ja, <u>Wasser- planning</u>	nein	ja	ja	ja	nein, erwogen	nein
Müll- heim	nein	Ökologie- programm ab 1988	nein	ja	nein	unbedeu- tend	nein	nein	ja, <u>im Bau</u>	ja, <u>lokal</u>	nein, erwogen	nein
Augsburg	nein	Extensivie- rungspro- gramm ab 1988	nein	begrenzt	nein	ja, <u>starke</u> Auflagen in Augsburg, neue außer- halb	ja	nein	ja, <u>geplant</u>	nein	nein	nein

1 Unterstreichung markiert die gewährte/faktische Hauptlösung; 2 implizite Lösungsbeiträge aufgrund agrarpolitischer Maßnahmen; 3 intensive Beratungsbemühungen um umweltschonende Düngung implizieren noch nicht deren Wirksamkeit; 4 öffentliche Bereitstellung von Mineralwasser für Säuglinge, Trinkwasserversorgung aus Tankwagen, Zwangsanschluß an die öffentliche Wasserversorgung; 5 aufgrund informeller Vereinbarung in der Umgebung von Wassergewinnungsanlagen; 6 Beratung zur Gülleabfuhr; 7 Druck auf den Anschlag an die öffentliche Wasserversorgung und Schließung von Privatbrunnen; 8 im benachbarten Wachtendorf zeitweise; 9 in einigen Mossel-Gemeinden zeitweise; 10 nicht primär zur Lösung des Nitratproblems.

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Tabelle 7.4: Verlaufsmuster und Regulierungsstile lokaler Nitratpolitik

Ort/ Kreis	Eigen- ständige Initiierung	Öffentliche Kontroll- versuche	Betroffen- heit der Landwirt- schaft	Rolle lokaler Problemdrucks	Vorrangige Art der Problembearbeitung	Zahl der beteiligten Akteure	Zeiddauer lokaler öf- fentlicher Problemlö- sungen	Regulie- rungsstra- tegie	Politikin- strumente	Regulie- rungsstil	Art der po- litischen Problemlö- sung	Kosten- träger
Nortorf	(ja)	ja	gering	mittel	K	mittel	mehr- jährig	teils Kon- fliktbewälti- gung	(F)	informell	korporativ (partizip.)	W
Veichta	nein	begrenzt	groß ¹	gering	K	viele	mehr- jährig	muddeling	M, R, G	informell	korporativ (substant.)	W, S, L
Osnab- rück	begrenzt	begrenzt	groß ¹	mittel	P, (K)	wenig	ein, zwei Jahre	pragma- tisch	M, R, G	gemischt	korporativ (substant.)	W, L, S
Borken	nein	begrenzt	groß ¹	mittel	K, (P)	mittel	zwei Jahre	technokra- tisch	R, G	informell	korporativ	W, L, S
Minden- Lübbecke	begrenzt	begrenzt	groß ¹	früher groß	K	wenige	-	technokra- tisch	R, G	bürokrati- sch	(symbo- lisch)	W, L, S
Versen	mittel	ja	gering	gering	K	wenige - mittel	mehr- jährig	kooperativ	R, G	informell	korporativ	W, L, S
Gires- heim	nein	nein	nein	gering	(K)	wenige	-	technokra- tisch	-	bürokrati- sch	Regulie- rungsver- zicht	(W)
Bein- ka- stahl-W.	nein	nein	gering	früher groß heute gering	K, Segre- gation	wenige	-	technokra- tisch	(F)	bürokrati- sch	still	W, S
Mainz/ Bingen	mittel	ja	nein	groß	K	wenige	ein, zwei Jahre	technokra- tisch	(G)	privat	(still)	W, S
Gün- stadt	nein	ja	nein	mittel	K	wenige	zwei Jahre	kooperativ	R, G,	bürokrati- sch, in- formell	partizi- pativ	W, S
Heidel- berg	mittel	ja	groß ²	mittel	K, (P)	wenige - mittel	mehr- jährig	kooperativ/ technokrat.	R, M	informell	korporativ	W
Müll- heim	ja	ja	gering	mittel	K, (P)	viele	mehr- jährig	konflikt- bewußt	R, M	informell	partizi- pativ	W
Augs- burg	mittel	ja	nur in Augs- burg	gering	K, P	wenige	mehr- jährig	macht- mäßig	R, G	bürokrati- sch	(macht- betont)	W

korrektive wasserbezogene Problembewältigung; K; präventive landwirtschaftsbezogene Problembewältigung; P; Landwirtschaft; L; Wasserschutz, Wasserverbraucher; W; Staat, Steuerzahler; S; moral suasion; M; geldförmige Instrumente; G; rechtformige Instrumente; R.

¹ durch Güllerverordnung bzw. Güllereifäß ² durch SCHALVO in Wasserschutzgebieten

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3. Agrarumweltpolitische überregionale Handlungsprogramme haben dann, wenn es sie gibt (GVO, Gülleerlaß, Wasserpfennig), maßgeblichen Einfluß auf die Nitratpolitik vor Ort, ohne jedoch die dominanten wasserwirtschaftlichen Problemlösungsmuster in Frage zu stellen.
4. In der Praxis ist eine nicht unbedingt gezielte und abgestimmte Kombination eingesetzter Politikinstrumente festzustellen, wobei die Mischung aus regulativer und persuasiver Politik, ergänzt durch finanzielle Anreize, mehr oder weniger in allen Untersuchungsgebieten anzutreffen ist, ohne daß es sich stets um den bewußten nitratpolitischen Einsatz solcher Politikinstrumente handeln muß.
5. Die "harten" Standards der TVO bewirken, daß policy impacts bei der Wasserwirtschaft deutlicher sichtbar sind als bei der Landwirtschaft, wo bisher im wesentlichen nur GVO und Gülleerlaß eine meßbare Wirkung gezeigt haben.
6. Zwischen Problemdruck, Problembewußtsein und Problemlösung besteht allenfalls ein vager Zusammenhang. Weder korrelieren hohe Nitratwerte eindeutig mit der Intensität öffentlicher Diskussionen, noch der Zeitpunkt und die Form der Problemlösung mit öffentlichem Druck. Soweit es zu öffentlichen Nitratkontroversen kam, geschah dies in der Mehrzahl der Untersuchungsgebiete, nachdem die grundsätzlichen Entscheidungen für eine bestimmte Problemlösung bereits gefallen waren (Ausnahmen: Müllheim, Nierstein-Schwabsburg, Augsburg).
7. Lokale Nitratkontroversen entstanden eher parallel zu und im Gefolge von nitratpolitischer Aktivität und Programmentwicklung auf Landes- und Bundesebene. Dementsprechend wurden lokales Handeln und kommunale Debatte häufig von "außen" angestoßen. In den wenigen anders gelagerten Fällen (Müllheim, begrenzt Nortorf) hatten dagegen die örtlichen Diskussionen teils auch eine Initiativfunktion für überregionale Problemprezipitation und Programmentwicklung.
8. Als Auslöser für die öffentliche Diskussion fungierten verschiedene Akteure: (überregionale) Medienberichterstattung, Wasserwerke, Stadtverwaltung,

Umweltschützer. Dies hatte praktisch keinen Einfluß auf den Verlauf der Debatte und die gewählten Problemlösungen.

9. Bestimmte zeitliche Ereignisse oder situative Einflüsse können maßgeblich nitratpolitische Debatten und Aktivitäten auslösen, wie das Beispiel des BGH-Urteils von 1983 und die sich daran anschließenden Untersuchungen von Privatbrunnen illustrieren.
10. Andere örtliche Umweltprobleme dienen im allgemeinen nicht dazu, das Nitratproblem ins umweltpolitische Abseits zu verdrängen (Ausnahme: Minden-Lübbecke). Sie relativieren jedoch je nach lokalpolitischer Brisanz seinen öffentlichen Stellenwert (z.B. Wasserwirtschaftsplanung in Borken). Insbesondere setzen die siedlungs- und wirtschaftsstrukturellen geographischen Lage- und Standortgegebenheiten der lokalen Untersuchungsgebiete Rahmenbedingungen der umweltpolitischen Diskussion vor Ort, die zusammen mit historischen und traditionsbezogenen Momenten eine die Nitratdiskussion unterdrückende Wirkung entfalten können⁴¹ (Bruckmeier 1988a).
11. Die Landwirtschaft war - abgesehen von Diskussionen über Gülleverordnung oder -erlaß - an den öffentlichen Nitratkontroversen wenig oder gar nicht beteiligt, die Wasserwirtschaft und Umweltverbände (Ausnahme: Augsburg) dagegen meist. Für Behörden, Politiker und Gesundheitsämter ist das Bild uneinheitlich. Bürger (-Initiativen) - oft Eltern von Säuglingen - waren überwiegend nur kurzfristig involviert.

⁴¹ - In Augsburg überlagerte die räumlich dominierende Kommunalpolitik der Großstadt das landwirtschaftsbezogene Problem der Trinkwasser-Nitratbelastung.

- Im hessischen Ried zogen dominierende Umweltkonflikte im nahegelegenen Rhein-Main-Ballungsgebiet (Bau der Startbahn West u.a.) und größere wasserwirtschaftliche Probleme (Übernutzung der Grundwasservorräte) die politische Aufmerksamkeit auf sich.

- Im Rhein-Neckar-Kreis, einem Ballungszentrum mit den Großstädten Mannheim und Heidelberg, überlagern die metropolitanen Umweltprobleme und die Grundwasserbelastung durch chlorierte Kohlenwasserstoffe die nur kleinräumig manifeste Nitratbelastung.

- Im Weinbaugebiet an der Mosel, das in einem strukturschwachen Gebiet weitab großstädtischer Zentren liegt, erschwert die schlechte ökonomische Lage der Weinbauern das Austragen der Nitratkonflikte, obwohl hier hohe Nitratbelastung vorliegt." (Bruckmeier 1988a: 34)

12. Ob die Dominanz gesundheits- und wasserpolitischer Themen und der Konfliktlinie Umweltverbände/Grüne versus Wasserwerke/Wasserbehörden wegen oder trotz der mangelnden Präsenz von Vertretern der Landwirtschaft in der Debatte zustandekam, ist schwer auszumachen.⁴² Die generell ursächliche Rolle der Landwirtschaft wurde allgemein stets angesprochen, doch wurde die kurzfristige Realisierbarkeit wirksamer landwirtschaftsbezogener Maßnahmen überwiegend skeptisch beurteilt. Wahrscheinlich hätte die Beteiligung von Landwirten eher eine thematische Verschiebung in der öffentlichen Diskussion zur Folge gehabt.
13. Die lokale Presse ist in den meisten Fällen das zentrale Medium für die Austragung von örtlichen Nitratkontroversen.
14. Planungsstudien und Expertenaussagen spielten in einigen Kontroversen eine beachtliche Rolle, ohne jedoch ihren Verlauf maßgeblich zu verändern.
15. Lokale Machtverhältnisse spielten in der Mehrzahl der Fälle keine ausschlaggebende Rolle hinsichtlich der präferierten Problemlösung. Unabhängig von der jeweiligen wirtschaftlichen Bedeutung und politischen Stärke der Landwirtschaft kam es letztlich stets zu wasserwirtschaftlichen Problemlösungen. Nur für die Landwirtschaft im Stadtgebiet Augsburg hatte ihre schwache Position Folgen. So dürften eher die ideologisch-politische Einsicht der Akteure in die Einkommensprobleme vieler Landwirte, gestützt durch die Klagen der agrarischen Verbandsfunktionäre, dafür verantwortlich sein, daß die Landwirtschaft nur selten zurückstecken mußte.
16. Der verwaltungs- und wasserwirtschaftsinterne Planungs- und Entscheidungsprozeß verlief in der Substanz relativ entkoppelt von öffentlichen Debatten, die ihn allenfalls zu modifizieren vermochten. Es machte somit in der Sache keinen allzu großen Unterschied, ob dieser durch EG-Trinkwasser-Richtlinie und TVO ausgelöste und geprägte Prozeß örtlich von einer Nitratkontroverse begleitet wurde oder nicht (Ausnahme: Augsburg).

⁴² Eine entsprechende Tendenz läßt sich eher in den südlichen Bundesländern beobachten.

17. Dafür, daß in ländlichen Gebieten kommunale Wasserwerke unter dem Druck landwirtschaftsbeherrschter Gemeinderäte zurückhaltender agieren und rasch klein begeben müssen, sowie daß das Auseinanderfallen von Wassereinzugsgebieten und Gemeindegrenzen zu umwelt- und wasserpolitisch nachteiligen nitratbezogenen Regelungen führt, erbrachten unsere lokalen Fallstudien keine Belege. Dies schließt die Möglichkeit derartiger Fälle aber nicht aus (vgl. Rohmann 1988).
18. Im lokalen Politikspiel deutet sich eine leichte Verschiebung von Konfliktorientiertheit zu mehr Kooperationsbereitschaft an, die mit dem zunehmenden Konsens über anzustrebende Problemlösungsmuster zusammenhängen mag (Kombination von Bewirtschaftungsauflagen, Ausgleichszahlungen und wasserwirtschaftlichen Maßnahmen).
19. Im norddeutschen Raum ist die Problemlage häufig durch das Zusammentreffen von Gülleüberschüssen und einer Vielzahl von hoch nitratbelasteten Privatbrunnen und erst sekundär von Nitratproblemen der öffentlichen Wasserversorgung gekennzeichnet, während im mittel- und süddeutschen Raum die Auswaschung von Mineraldünger in Sonderkulturen und die Nitratbelastung der öffentlichen Trinkwasserversorgung im Vordergrund steht.
20. In den norddeutschen LIAs ist eine relativ deutliche Trennung zwischen Gülle- und Trinkwasserdiskussion mit unterschiedlichen Beteiligungsmustern zu beobachten, wobei hier anders strukturierte Interessenlagen der Akteure und entsprechende Problemverschiebungen zum Tragen kommen (ökonomische Belastbarkeit kleiner Viehhaltungsbetriebe, Abwehrhaltung von Privatbrunnenbesitzern).
21. Keine Fallstudie läßt sich als gelungenes Beispiel für eine Ökologisierung der Landwirtschaft oder der Agrarpolitik interpretieren. Es zeigt sich vielmehr auch auf lokaler Ebene, daß der Prozeß der Ökologisierung mühsam, langwierig und von Rückschlägen gekennzeichnet verläuft. In Osnabrück wurde eine vorbreschende Abfallbehörde von der Landesregierung zurückgepfiffen. In Augsburg wurden die Hauptverursacher seitens der Stadtverwaltung und des Stadtrates gar nicht erst angegangen.

Während in Tabelle 7.4 unter dem Begriff der Regulierungsstrategie die dominanten Verhaltensmuster der maßgeblichen Behörden auf der Verfahrensebene markiert werden (technokratisch, kooperativ, konfliktbewußt etc.), wird unter Regulierungsstil charakterisiert, in welchem Ausmaß die Verwaltung selbst oder überwiegend privatrechtliche Organisationen die konkret-substantielle Problemlösung im Alltag vor Ort übernommen haben (bürokratisch, informell, privat). Mit der Art der politischen Problemlösung wird hingegen vor allem die auf lokaler Ebene sich herauskristallisierende inhaltliche und/oder prozedurale Form und Zielorientierung des Umgangs mit dem Nitratproblem bezeichnet. In Ablehnung an Bruckmeier (1987a) habe ich folgende politische Problemlösungen unterschieden:

1. Substantielle Lösungsorientierung zielt innerhalb des politischen Prozesses primär auf die inhaltliche Lösung des Nitratproblems ab, eine Politikform, die dem gängigen Verständnis von "politics" in der Politikwissenschaft zufolge in der Praxis kaum vorkommen wird, wie auch in Tabelle 7.4 deutlich wird.
2. Regulierungsverzicht bezeichnet den gänzlichen Verzicht auf mögliche eigene Beiträge zur Lösung des Nitratproblems auf lokaler Ebene und seine Verschiebung auf andere externe Instanzen. Er stellt den Gegenpol zur substantiellen Politikorientierung dar.
3. Symbolische Problemlösungen verzichten gleichfalls auf substantielle Beiträge zur Lösung des Nitratproblems, bemühen sich aber darum, diesbezügliche Scheinaktivitäten im Sinne von Symbolpolitik als solche zu verkaufen.
4. Stille Problemlösungen bemühen sich um die sachlich-technische Behandlung des Nitratproblems innerhalb der maßgeblichen Fachkreise und -behörden unter möglichst weitgehendem Ausschluß jedweder Art von Politik ("task force model").
5. Machtbetonte Problemlösungen bezeichnen die Durchsetzung des Lösungsmodells eines starken Akteurs auf der Basis seiner Machtposition im Politikspiel ohne Berücksichtigung der Ziele und Interessen anderer Akteure. (Die in

Augsburg von der Stadtverwaltung durchgesetzte Nitratpolitik kommt einer machtbetonten Problemlösung am nächsten.)

6. Die korporative Problemlösung zielt im Sinne des Korporatismusmodells darauf ab, daß wenige maßgebliche Akteure, die über die entsprechenden Sanktionspotentiale und Einflußmöglichkeiten verfügen, sich in internen, geschlossenen Aushandlungsprozessen auf für sie akzeptable Problemlösungen verständigen und diese dann nach Möglichkeit auch umsetzen. Prototypisch für die korporative Problemlösung sind zwischen der lokalen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft unter Beteiligung der Stadtverwaltung abgestimmte Aktionsprogramme (vgl. Rohmann 1987b).
7. Die partizipative Problemlösung setzt auf die Beteiligung möglichst aller sozialen Gruppen innerhalb eines möglichst demokratischen Politikprozesses, um über zwar häufig kontroverse und langwierige Diskussions- und Abstimmungsprozesse zu letztlich inhaltlich oder zumindest prozedural konsentierten Problemlösungen im Sinne weitgehend lokaler eigenverantwortlicher Selbstregulierung zu gelangen.

Zwischen dem Beteiligungsmuster der Akteure und dem vorfindbaren Regulierungsstil besteht ein gewisser Zusammenhang. Je mehr die Administration die Landwirtschaft einbezieht und je informeller ihr Regulierungsstil, desto eher ist die Landwirtschaft in die lokale Nitratpolitik involviert. Ebenso bestehen Korrelationen zwischen der vorherrschenden Art der politischen Problemlösung und dem Beteiligungsmuster in lokalen Nitratkontroversen. Je offener und partizipativer der politische Problemlösungsprozeß gestaltet ist, desto mehr scheinen Umweltverbände oder lokale bzw. regionale umweltbewußte Bürgerinitiativen und Aktionsgruppen eine Rolle zu spielen. Auf der anderen Seite bestehen zwischen Regulierungsstil, Regulierungsstrategie und Art der politischen Problemlösung keine eindeutigen Zusammenhänge. Ebenso sind zwischen substantiellen und politischen Problemlösungsmustern keine klaren Zusammenhänge erkennbar.

Nach der eher additiven Aufzählung von typischen Struktur- und Prozeßmerkmalen lokaler Nitratpolitik ist abschließend aus mehr politiktheoretischer Perspektive nach einem möglichen Modell ihres Verlaufsmusters zu fragen, das die Ein-

zelfbefunde in ein Gesamtmodell integriert. Die Antwort lautet, daß sich aus den lokalen Fallstudien keine generellen Typen des lokalen Umgangs mit dem Nitratproblem ableiten lassen, und zwar aus drei Gründen:

1. Der Untersuchungszeitraum in den lokalen Fallstudien betrifft Perioden und Politikphasen, in denen eine auf das Nitratproblem bezogene Politik allenfalls rudimentär zu erkennen ist und noch kein klares Muster entwickelt hat. Eine Agrarumweltpolitik befindet sich noch weitgehend im Status nascenti, so daß von einer Implementation nitratpolitischer Programme bis 1986/87 noch kaum die Rede sein kann. Demzufolge ist zu konstatieren, daß die lokalen Fallstudien zeitlich zu früh angesetzt waren, um sich derzeit vielleicht herausbildende Politikmuster empirisch erfassen zu können.
2. Dementsprechend stellt Nitratpolitik gerade auf lokaler Ebene ein bloß analytisches Konstrukt dar, während der tatsächliche Umgang mit dem Nitratproblem in den unterschiedlichsten, fallspezifisch jeweils passenden Politikroutinen stattfindet, die je nach örtlichen Gegebenheiten differieren können, so daß sich kaum typische Verlaufsmuster lokaler Nitratpolitik erwarten lassen.
3. Versucht man aus den Tabellen 7.2 bis 7.4 mit Hilfe von Korrelationsanalysen bestimmte Politikmuster herauszudestillieren, so hat man dabei bis auf die wenigen benannten Zusammenhänge wenig Erfolg.

Aus ähnlichen oder unterschiedlichen lokalen Konstellationen lassen sich somit kaum Schlußfolgerungen über den zu erwartenden Regulierungsstil im lokalen Umgang mit dem Nitratproblem ziehen. Zusammenfassend ist vielmehr festzuhalten, daß der lokale Umgang mit dem Nitratproblem durch Vergleich der Fallstudien nur sehr allgemeine Aussagen über dessen Struktur und Entwicklungsdynamik, wie die anfängliche Priorität wasserwirtschaftlicher Problemlösungen, erlaubt, sich aber keine konkreteren differierten lokalen Politikmuster erkennen lassen, die Erklärungswert für die Politikanalyse böten. So lassen sich etwa aus den empirischen Fallstudien kaum Schlüsse hinsichtlich der politischen Steuerbarkeit eines Umstellungsprozesses auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft hin ziehen, die nicht bereits aus umwelt- und agrarpolitischen sowie allgemeinen

steuerungstheoretischen Untersuchungen naheliegen.⁴³ Zu ähnlichen Ergebnissen gelangt dann auch die vergleichende Einordnung des Verhältnisses von lokaler und überregionaler Nitratpolitik.

7.4 Lokale und überregionale Nitratpolitik

Sowohl die Untersuchung nationaler Politikformulierungsprozesse als auch die Analyse lokaler Nitratpolitik weisen auf die zentrale Rolle der Länderebene für die Regulierung des Nitratproblems im föderativen System der BRD hin. Dies hat damit zu tun, daß

- o das Wasserrecht vorrangig Ländersache ist,
- o eine bundeseinheitliche Güllerverordnung nicht zustandekam,
- o Agrarstruktur und landwirtschaftliche Produktion von Bundesland zu Bundesland stark differieren (Nord-Süd-Gefälle) und
- o eigenständige kommunale Umwelt- und Gewässerschutzpolitik in landwirtschaftlichen Gebieten ohne Druck und Vorgaben von oben die seltene Ausnahme ist.

Bei der Erörterung des Zusammen- und Gegenspiels von Nitratpolitik auf Landes- und auf Gemeinde- bzw. Kreisebene ist jedoch die Rolle der Regierungspräsidenten/Bezirksregierungen zu berücksichtigen, die häufig eine Mittlerrolle und Zwitterfunktion im Prozeß der Kommunikation des Interessenausgleichs, der Implementation von "oben" kommender Programme und Maßnahmen und der Weitergabe von Anliegen und Anregungen von "unten" einnehmen (vgl. exemplarisch die Rolle der Regierungspräsidenten bei der Umsetzung der GVO in Nordrhein-Westfalen; Teherani-Krönner 1985, 1987). Daneben sind noch die direkten (parteilpolitischen) Informationskanäle zu beachten, durch die sich etwa örtliche Ereignisse oder Probleme in Landtagsanfragen niederschlagen.

Wesentlich ist nun zum einen, daß die nach Zuständigkeiten getrennten Politikprogramme der Länder, die teils bereits Konkretisierungen von Vorgaben des

⁴³ In dieser Sicht ist auch die Auswertung der lokalen Fallstudien in den Tabellen 7.2 bis 7.4 verwendeten Kategorien gerechtfertigt, obwohl sich daraus keine typischen Regulierungs- oder Implementationsmuster nitratpolitischer Programme ableiten lassen.

Bundes darstellen, auf lokaler Ebene zusammentreffen, zusammenwirken und sich gegebenenfalls konterkarieren. Vor Ort läßt sich die Fiktion voneinander unabhängiger Programmimplementationen nicht mehr aufrechterhalten. Entsprechend prallen hier Interessengegensätze relativ unverhüllt aufeinander, während sie sich auf ministerieller Ebene noch zum Teil nach Ressortzuständigkeiten sortieren lassen. Zugleich sind die lokalen Behörden auf den Vollzug der rechtlich verbindlichen Ländergesetze und -verordnungen verpflichtet.⁴⁴

Zum zweiten orientiert sich die Politik auf Landesebene bereits nach anderen Kriterien als die Verwaltung vor Ort, und beide finden auch in unterschiedlichen Milieus statt. So steht Symbolpolitik auf Landesebene - und noch mehr auf Bundesebene - mehr im Vordergrund, während die Schwierigkeiten der Vollzugspraxis vor Ort sehr viel weniger interessieren.⁴⁵ Polit- und Verbandsfunktionäre und Bürokraten prägen das politische Tagesgeschäft. Demgegenüber sind auf lokaler Ebene die Möglichkeiten für Symbolpolitik (als Politikersatz) begrenzter, und Politik und Verwaltung haben es etwas weniger mit Papier und sich selbst, aber etwas mehr mit den tatsächlichen Problemlagen und Interessenkonflikten der Umwelt, Bevölkerung, Einzelunternehmen etc. zu tun.⁴⁶

Für die Nitratpolitik bedeutet dies nun, daß die Ambivalenzen und Ungereimtheiten von Agrar-, Umwelt- und Wasserpolitik auf Landesebene ebenso wie die relative Vorrangigkeit übergeordneter partei- und symbolpolitischer Gesichtspunkte den lokalen Vollzug im allgemeinen erschweren, aber der Lokalpolitik auch bei geschicktem Vorgehen zusätzliche Handlungsspielräume eröffnen, die sie nach eigenen Präferenzen ausschöpfen kann. Damit schlagen dann allerdings primär die jeweiligen örtlichen Interessen-, Macht- und Problemlagen durch und nicht unbedingt hehre umweltpolitische Zielsetzungen, auch wenn dies grundsätzlich möglich wäre.

⁴⁴ Daß beim Vollzug durchaus Handlungsspielräume bestehen (vgl. wiederum die Analyse der Implementation von Gülleverordnung und Gülleerlaß in Teherani-Krönner 1987, 1988, 1989a, 1989b, sowie allgemein Mayntz 1980, 1983, Knoepfel/Weidner 1985), bedeutet nicht, daß sich die unteren Behörden nicht an den Vorgaben von "oben" orientieren müssen.

⁴⁵ Beispiele hierfür sind wiederum Gülleerlaß und Gülleverordnung.

⁴⁶ Es handelt sich natürlich nur um ein Mehr und Weniger gegenüber der "hohen" Politik.

Einige Beispiele mögen diese Situation beleuchten. Agrarpolitisch hat die Landesregierung von Nordrhein-Westfalen die Entwicklung der Güllewirtschaft gefördert. Demgegenüber war die politische Rückendeckung für ein offensives Auftreten der Wasserwirtschaftsämter gering. Die Ausweisung von Wasserschutzgebieten und der Vollzug der Gülleverordnung fand vor eher ungünstigen wasserpolitischen Rahmenbedingungen statt. Bei schlechter instrumenteller und personeller Ausstattung und schwieriger juristischer Umsetzbarkeit können und müssen die unteren Wasservollzugsbehörden immer gute Gründe vorbringen, wenn sie bestimmte Aufgaben vernachlässigen oder gar schlicht auslassen (vgl. die Ausführungen des Regierungspräsidiums Düsseldorf zur Implementation der GVO in Teherani-Krönner 1987: 65). Prinzipiell können die Wasserbehörden aber auch unter Hintanstellung agrarpolitischer Gesichtspunkte hart vorgehen und sich z.B. auf § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG berufen, wenn sie, wie in Bielefeld, wo die Agrarpolitik schwach ist, einem Landwirt die Ausbringung von Gülle nur auf der Basis einer Düngerlaubnis gestatten und dies auch in einem Rechtsstreit durchsetzen.

In Niedersachsen haben sich die Vollzugsbehörden einer sehr freien Auslegung des Gülleerlasses befleißigt, um ihn überhaupt praktikabel zu machen. Dabei unterscheiden sich die einzelnen Landkreise in der Reichweite ihrer Vollzugsmaßnahmen teils deutlich. Aufgrund ihrer Erfahrungen befürworteten die Wasserbehörden relativ übereinstimmend die Verabschiedung einer Gülleverordnung. Unter anderem aus wahltaktischen Gründen lehnte die Landesregierung dies in der Vergangenheit ab, stellte aber die "optisch" eindrucksvolle, aber praktisch kaum vollziehbare Herabsetzung der im Gülleerlaß zugelassenen 3 DE/ha auf 2 DE/ha in Aussicht.

Ähnliche wahltaktische Rücksichten kommen bei der administrativen Konkretisierung und Umsetzung des Wasserpfennigs in Baden-Württemberg zum Tragen, die wiederum zuungunsten des Gewässerschutzes ausschlagen (vgl. Abschnitt 6.4.3). Auch hier sind die Handlungsspielräume der Vollzugsbehörden in der Praxis recht weit gesteckt, wie an dem recht unterschiedlichen agrarumweltpolitischen Engagement der verschiedenen zuständigen Landwirtschaftsämter deutlich wird.

Der prägende Einfluß der Landespolitik auf die lokale Nitratpolitik wird in Tabelle 7.5 deutlich, in der die verschiedenen Bundesländer verglichen werden.

Tabelle 7.5: Hauptmerkmale der Nitratpolitik der Länder bis 1987

Land	Entwicklung einer substantiellen Umweltpolitik	Eigenständiges Umweltministerium seit	Nitratbezogene Politikprogramme	Art und Größe der lokalen Probleme	Politische Relevanz des Nitratproblems (+, 0, -) bis Ende 1987
Schleswig-Holstein	bisher gering, wahrscheinlich in Zukunft stärker	1988	Flüssigkeitsrichtlinie, Experiment "In-sai Fähr", Nitratkataster der Landwirtschaftskammer, Grundwassergüte-Meßsystem, Extensivierungsprogramme etc.	Güllebeseitigung, zahlreiche Privatbrunnen, möglicherweise der gesamte Geestriicken betroffen (ca. 50 % des Landes)	- (0)
Niedersachsen	bisher gering, viel Symbolpolitik	1986	Gülle-Erlaß, Grundwassergüte-Meßsystem, Sanierung des Dürmersees, Subventionierung des Baus von Güllebehältern, -behandlung und -banken, Extensivierungsprogramme, Erfassung der Wasservorräte, Düngungsberatung etc.	Güllebeseitigung, zahlreiche Privatbrunnen, regionale Nitratprobleme (Weser-Ems)	0
Nordrhein-Westfalen	mittel, mehr als nur Symbolpolitik	nein	Gülle-Verordnung, Ausweisung von Wasserschutzgebieten, Subventionierung von Güllebehältern und -behandlung sowie Nitratforschung, Düngungsberatung, Grundwassergüte-Meßsystem, Extensivierungsprogramme etc.	Güllebeseitigung, Gemüseanbau (Umwandlung von Wiesen in Ackerland), Privatbrunnen, betroffene Regionen: Köln-Aachener-Bucht, Münsterland mit unterschiedlicher örtlicher Ausprägung (ca. 50 % des Landes)	+
Hessen	bisher gering, Verkopplung sozialer und umweltrelevanter Themen (Grünländumbruch)	1985	Grünländ- und Extensivierungsprogramme, Grundwassergüte-Meßsystem, Düngungsberatung, Umweltberater, Förderung des organischen Landbaus, Subventionierung von Güllebehältern	Sonderkulturen (z.B. Wein, Gemüse, Obst), nur örtliche Probleme	-
Rheinland-Pfalz	bisher gering, Symbolpolitik	1985	Grundwassergüte-Meßsystem	Sonderkulturen, besonders Weinbau; regionale Probleme: Flußtäler, Rheinhessen, Rheinlandpfalz	0
Baden-Württemberg	mittel, mehr als nur Symbolpolitik	1987	Wasserfennig und Ökologieprogramm, Ausweisung von Wasserschutzgebieten, Förderung der Nitratforschung (stärker als in jedem anderen Bundesland), Grundwassergüte-Meßprogramm, Düngungsberatung mit Demonstrationsobjekten	Sonderkulturen, regionale Probleme: Flußtäler, Oberrheinische Tiefebene, Schwäbische Alb (ca. 20 % des Landes)	+
Bayern	niedrig bis mittel, Verkopplung sozialer und umweltrelevanter Politikthemen	1971	Grundwassergüte-Meßsystem, Subventionierung von Güllebehältern und Nitratforschung, Extensivierungsprogramme, Düngungsberatung, Gülleprogramm und Sonderregelungen für Wasserschutzgebiete (von 1988 an)	Güllebeseitigung, Sonderkulturen, beide abhängig vom Bodentyp, lokale und regionale Probleme: Umgebung von München, Lechfeld, Donaualb, örtlich in Franckern, Taler des Main und seiner Nebenflüsse	0

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Es besteht offenbar ein Zusammenhang zwischen der politischen Relevanz des Nitratproblems auf Landesebene und in den betroffenen Gebieten sowie zwischen Anstößen für die Landespolitik von "unten" und der Durchsetzung nitratbezogener Politikprogramme von "oben".⁴⁷ Auch existiert augenscheinlich eine gewisse Korrelation zwischen dem perzipierten Ausmaß des Nitratproblems in einem Bundesland und dem Grad seiner nitratpolitischen Aktivität. Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen haben hier eine Vorreiterrolle inne. Dagegen läßt sich (noch) kein signifikanter Einfluß des Bestehens eigenständiger Umweltministerien auf Landesebene, deren Gründung vielfach aus symbolpolitischen Gründen erfolgte, auf die Entwicklung der Agrarumweltpolitik ausmachen.⁴⁸

Auf der Ebene politisch sichtbarer Aktivitäten fällt auf, daß in der Landespolitik hinsichtlich der Nitratproblematik die landwirtschaftsbezogenen Anstrengungen und Maßnahmen im allgemeinen einen größeren Raum einnehmen als die auf Wasserwirtschaft bezogenen, während sich dies auf lokaler Ebene eher umgekehrt verhält. Hier schlagen augenscheinlich die insbesondere durch die TVO gegebenen Handlungszwänge vor Ort durch, spätestens wenn die Einhaltung des Nitratgrenzwertes durch öffentlichen Druck zum politischen Thema geworden ist, während es symbol- (und partei-) politisch vermutlich vorteilhafter ist, ursachenbezogene Bemühungen zur Problemlösung in den Vordergrund zu stellen. Hier dürfte auch ein Grund für die um Interessenkopplung bemühte Vermischung von Agrarsozial- und Agrarumweltpolitik besonders in Hessen und Bayern liegen, deren praktische Realisierbarkeit als eher prekär und zuungunsten umweltpolitischer Anliegen ausfallend einzuschätzen ist. Diese Länder weisen einen hohen Anteil ländlicher Gebiete mit noch ausgeprägter klein- und mittelbäuerlicher Landwirtschaft auf, für die im Zuge des Agrarstrukturwandels nur geringe Chancen zur Lösung des Arbeitslosigkeitsproblems durch vermehrte Nebenerwerbslandwirtschaft wie in einigen Teilen von Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz offenstehen.

Ergänzend kann aus den landes- und lokalpolitischen Aktivitäten der letzten zwei Jahre festgehalten werden, daß auf präventive Problemlösungen gerichtete

⁴⁷ Das Gegeneinanderauspielen von "top-down" und "bottom-up"-Ansätzen auf politiktheoretischer Ebene wird der politischen Realität offensichtlich nur unzureichend gerecht.

⁴⁸ Das bedeutet nicht, daß solche Gründungen nicht konkrete Auswirkungen auf der Mikroebene der Agrarumweltpolitik hatten.

nitratpolitische Maßnahmen in von Land zu Land unterschiedlichem Ausmaß an Bedeutung gewonnen haben und das landespolitische Interesse an der Umsetzung dieser Maßnahmen gestiegen ist.⁴⁹ Zugleich gewinnt die Implementation nitratbezogener Politikprogramme auf Kreis- und kommunaler Ebene zusehends an Boden, woraus sich eine gewisse Eigendynamik und damit ein Eigeninteresse der beteiligten Akteure an Vollzugserfolgen entwickeln mag. An Beispielen seien die zunehmende polizeiliche Verfolgung von Verstößen gegen Gülleerlaß oder GVO, die Erstellung eines Nitratkatasters der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (1988) oder die LAWA-Konzeption für eine umweltverträgliche Landwirtschaft (LAWA 1989) genannt. Gleichzeitig ist aber mittelfristig eine Entwicklung nicht auszuschließen, bei der sich die Länder aus der Nitratpolitik allmählich zurückziehen, wenn sie ihre die Landespolitik angehende Aufgabe als erledigt zu betrachten beginnen.⁵⁰

7.5 Politikimplementation, Politikwirkung, Politikergebnis

Abschließend wird nun noch etwas näher nach den substantiellen Erfolgen der Nitratpolitik gefragt, d.h. ob sich die policy outputs (Implementation von Politikprogrammen mit konkreten politisch-administrativen Maßnahmen, die sich an dem politischen System nicht zugehörige Adressaten richten) via policy impacts (erreichte Verhaltensänderungen der Regulierungsadressaten) in meßbaren policy outcomes (sprich: verminderte Nitratbelastung des Trink- und Grundwassers) niederschlagen. Für die genauere Untersuchung dieser Frage sind eine Reihe von Kontextvariablen wie Wirkungsverzögerung und indirekte Effekte anderer Politikprogramme sowie Zurechnungsprobleme zu berücksichtigen.⁵¹ Auf deskriptiver Ebene genügt jedoch vorerst die Unterscheidung zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, um eine grobe Einschätzung der Erfolgsquote der Nitratpoli-

⁴⁹ Diese Verschiebung von mehr symbolischer zu mehr substantieller Agrarumweltpolitik dürfte durch den generell gestiegenen Problemdruck und das weiter gewachsene, auch die Landwirtschaft deutlicher kritisierende allgemeine Umweltbewußtsein wesentlich mitbedingt sein.

⁵⁰ So erste Äußerungen aus Nordrhein-Westfalen.

⁵¹ Diese Problemstellung wird in Abschnitt 8.1.8 nochmals systematisch aufgegriffen.

tik zu gewinnen. In Tabelle 7.6 ist eine solche qualitative Abschätzung der Relationen von policy output, policy impact und policy outcome dargestellt.

Bei der ökologischen Beratung liegt der kritische Punkt zwischen policy output und policy impact. Würden sich die Landwirte nach den umweltschonenden Düngungsempfehlungen richten, dürfte der Erfolg eines solchen Programms, relativ unabhängig von der Form der Beratung, gewährleistet sein. Neben Problemen der Ausstattung, Organisation, Darbietung und Glaubwürdigkeit der landwirtschaftlichen Beratung (vgl. Bruckmeier 1987e, 1988b, Brüggemann/Riehle 1986, Gitay/Wathern 1988, Knoepfel 1989a) sind folgende Gesichtspunkte entscheidend für die geringe Politikwirkung einer ökologischen Beratung:

1. Die Beachtung ökologischer Kriterien wirft fast immer Zielkonflikte für den Landwirt auf, ob sie die Beratung nun explizit macht oder nicht. Und im allgemeinen dürften ökonomische Kriterien der Rentabilität und Einkommensmaximierung weiterhin die dominierenden sein, so daß spätestens ab dem Wegfall ökonomischer Überdüngung ökologische Rücksichten im Dünge- und Bewirtschaftungsverhalten unwahrscheinlicher werden.
2. Landwirtschaftliche Beratung beruht auf Freiwilligkeit und Persuasion. Sie ist nicht hierarchische Kommunikation, auf freiwilliges Befolgen abgestellte Empfehlung. Der Landwirt ist weder aufgrund rechtlicher Vorgaben gezwungen noch durch finanzielle Anreize williger, Düngungsempfehlungen nachzukommen.
3. Nicht nur aus Gründen der Personalknappheit agiert die Personalberatung nachfrageorientiert. Sie berät lieber den beratungsinteressierten Landwirt. Nach den vorliegenden Erkenntnissen ist aber gerade zu vermuten, daß die wenig beratungsinteressierten Landwirte (Nebenerwerbslandwirte, ältere Landwirte, kleinere Betriebe) am häufigsten überdüngen. Von daher wäre auch der Beitrag einer sachlich erfolgreichen Beratung zur Verminderung der Nitratauswaschung unzureichend.

Tabelle 7.6: Erfolgseinschätzung nitratpolitischer Programme (1988)

"Politikprogramm"	administrationsinterne Umsetzung	adressatenorientierter Vollzug	Vollzugsinstanz	Adressat	Adressatenverhalten und -reaktion	Reduzierung von Nitratauswaschung bzw. -belastung	Erfolgsbeurteilung	Bewertung
Umweltberatung	Bereitstellung von Ressourcen, Neuorientierung des Beratungsvorganges, Meßinstrumentenentwicklung (H...), Auswertungsverfahren	Informationsbroschüren, Seminare, Demonstrationen, Einzel- und Gruppenberatung	Berater	Landwirte	unterschiedlich, zurückhaltend, von (ökonomischen und sozialen) Kontext abhängig	ungewiß, wenig kontrolliert, örtlich und produktionspezifisch begrenzt	gering, nicht gemessen, offen	geringe Effizienz, Wirkungsverzerrung, Hauptbelastung kaum erfaßt, Verbesserung durch zusätzliche Anreize
Gülleverordnung, Gülleerlaß	personelle Ausstattung der Vollzugsinstanzen, Überwachungssysteme, Sanktionsbewehrung	Information, Überwachung, Buß- und Zwangsgelder, Gerichtsverfahren	Abfallbehörden in Betrieben mit Landwirtschaftskassen	Landwirte	zurückhaltende Akzeptanz, von (ökonomischen und sozialen) Kontext abhängig	ungewiß, wenig kontrolliert, örtlich verschieden, u.U. kontraproduktive Effekte	gering, nicht gemessen, offen	Verbesserung durch Subventionierung des Baus von Güllespülchern, funktionierende Zeit-, nicht funktionierende Mengenregulierung, Problem der Datenverfügbarkeit, falsche Zeitgrenzen, zu hohe Mengengenbegrenzung
Wasserschutzgebietsausweisung	politische Rückendeckung für die Vollzugsinstanzen, politische interne Abstimmungsprozesse, Bereitstellung von Ressourcen für die Vollzugsinstanzen	Durchführung des Ausweisungsverfahrens, Erlaß der MSG-Verordnung, Überwachung Gerichtsverfahren ggf. Ausgleichszahlungen	Wasserbehörden, Regierungspräsident/Bezirkeregierungen (Wasserwerke)	Landwirte im MSG	hinhaltender Widerstand, zurückhaltende Akzeptanz, auch abhängig von Überwachung, Härte der Auflagen und Höhe der Ausgleichszahlungen	abhängig von Bewirtschaftungsauflagen und Zonenausweisung, in der Vergangenheit eher gering, zukünftig größer	bisheppering, aber potentiell groß	bislang kaum harte Ödnungsbeschneidungen, höhere MSG-Verordnungen neuerdings
Wassersperren und Ökologieprogramme	Erlaß der Verordnungen, Bereitstellung der Personal- und Meßkapazität, Überwachungssysteme, politische Rückendeckung für die Vollzugsbehörden, ggf. Nachbesserungen	Bodenprobenentnahme, Messungen, Einzug des Wasserpennings, Zahlung der Ausgleichszahlungen, Überwachung und Gerichtsverfahren, Information, Erlaß der MSG-Verordnungen	Wasserbehörden, Landwirtschaftsämter, Regierungspräsidenten	Landwirte im MSG, WWs als Zahler des Wassersperren	noch unbekannt, ÖVUs werden zahlen bei Landwirten abhängig von ökonomischen und sozialen Kontext und den Bodenverhältnissen	vorsussichtlich ja, aber im Ausmaß begrenzt	offen, vermutlich mittelgroß	Sanktionen und Kontrollen werden entschärft, hoher Meßaufwand, großzügige Übergangsfristen
Trinkwasserverordnung	Bereitstellung der Personal- und Meßkapazität, Überwachungssysteme, politische Rückendeckung, Erläuterungen und Anweisungen an die Vollzugsbehörden	Überwachung, Sanktionen, Ausnahmeerhebungen, Information	Gesundheitsamt, in Zusammenarbeit mit Wasserbehörden und Wasserwerken	Wasserwerke, (Einzelhaushalte)	Überwiegend Akzeptanz, bisweilen Widerstand von Einzelversorgern, Ausnahmeerhebungen für Sanierungsprogramme, Zeitgewinn	ja, durch Maßnahmen zur Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen	gut	Begrenzung auf Trinkwasser ab Zapfhahn, in der Vergangenheit kaum Kontrolle von Privatbrunnen
lokale Kooperation und Vereinbarungen	Bereitstellung von zusätzlichen Ressourcen und Informationen, Abklärung rechtlicher Probleme	ggf. Kontrolle der Einhaltung von Vereinbarungen, Vertragsabschlüsse	entfällt oder nicht festgelegt	Eigenregulierung von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft	Interesse an Dialog und Kooperation, Kooperationsbereitschaft, in allgemeinen Akzeptanz der Vereinbarungen, da freiwillig und selbst mitarbeitend	einzelfallpezifisch, wenig bekannt	variabel, bisher meist gering	Wirksamkeit abhängig von Wissen, Einhaltung der (informellen) Vereinbarungen, Zahlungsbereitschaft der Wasserwirtschaft und lokalen Kooperationsklassen

Quelle: eigene Zusammenstellung.

4. Die Beratung hat schon aufgrund ihres kontinuierlichen Charakters wenig Interesse an ihrer Evaluation und Erfolgskontrolle, die auch schwierig zu messen wäre. Harte Daten über die impacts der Düngungsberatung unter Umweltgesichtspunkten sind damit kaum verfügbar (vgl. Bruckmeier 1987e).
5. Die Wirksamkeit der Umweltberatung hängt entscheidend vom Grad des Umweltbewußtseins der Landwirte und ihres sozialen Umfelds ab. Aufgrund dieser soziokulturellen Bedingtheit erweist sie sich damit auch eher erst mittelfristig. Dann ist sie aber kaum mehr spezifischen agrarumweltpolitischen Beratungsprogrammen zuzurechnen.

Bei Gülleverordnung und Gülleerlaß bestehen Probleme sowohl zwischen policy output und policy impact als auch zwischen policy impact und policy outcome, die in Abschnitt 6.4.5 (vgl. auch Teherani-Krönner 1987, 1988, Conrad/Teherani-Krönner 1989) angesprochen wurden. Die Implementation dieser Gülleregulierungen ist bisher nur partiell gewährleistet, und selbst eine formal korrekte Implementation würde aufgrund der gewählten Zeiträume des Ausbringungsverbots und der hoch angesetzten Mengenbegrenzungen nur relativ wenig zur Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers beitragen. Das bedeutet andererseits aber auch, daß bei einer anderen Programmgestaltung - hinreichende Implementation vorausgesetzt - diese Beiträge sehr viel größer ausfallen könnten.⁵²

Ähnliches gilt in abgeschwächter Form für die bisherige Praxis der Wasserschutzgebietsausweisungen und -verordnungen. Hier bestehen in der Tendenz keine gravierenden Schwachpunkte in der Relation policy output - impact - outcome. Düngungsbeschränkungen in den Schutzzonen I und II werden im allgemeinen beachtet und in diesen wird auch wenig Nitrat ins Grundwasser ausgewaschen. Das Problem liegt vor allem in den mangelnden Düngungsbeschränkungen und den in bezug auf die Wassereinzugsgebiete und Grundwasserströme unzureichenden Demarkierungen der Schutzzonen IIIa und IIIb (vgl. die diesbezüglichen Überlegungen des Arbeitskreises "Nitrat" für die DVGW-Richtlinie W 104). Eine derartig erweiterte Programmgestaltung würde allerdings sicherlich, zumindest für eine gewisse Zeitspanne, zu beträchtlichen Vollzugsproblemen führen, die sich

⁵² Allerdings mag der hierfür zu zahlende Preis seitens der Agrarpolitik, der Agrarsozialpolitik, der Arbeitsmarktpolitik und der Regionalpolitik als inakzeptabel hoch eingeschätzt werden.

jedoch durch entsprechende Ausgleichszahlungen weitgehend beheben lassen dürften.

Dies entspricht dem Modell des Wasserpfennigs, das - im Gegensatz zum schleswig-holsteinischen Experiment auf der Insel Föhr mit seiner Beschränkung auf extensive Grünlandwirtschaft - einen hohen Meß- und damit Kontroll- und Überwachungsaufwand erfordert.⁵³ Bei entsprechendem Vollzug, der jedoch noch in Frage steht, weist die output-impact-outcome-Relation keine wirklichen Schwachstellen auf. Durch den Verzicht auf Bußgelder im Falle von N_{\min} -Werten von über 90 kg/ha im Herbst und ohne Erweiterung der Schutzzonen IIIb wird der Beitrag des Wasserpfennig-Modells zur Verringerung der Grundwasser-Nitratbelastung voraussichtlich nur "mittelmäßig" sein.

Die Trinkwasserverordnung stellt dasjenige "Politikprogramm" der Gesundheitspolitik dar, das - mit gewissen Zeitverzögerungen bei einigen Sanierungsvorhaben - als erfolgreich einzustufen ist und nur bei den örtlich teils ins Gewicht fallenden Einzelversorgungsanlagen einen gewissen Schwachpunkt zwischen policy output und policy impact aufweist.⁵⁴ Es ist absehbar, daß auch der neue Nitratgrenzwert von 50 mg/l (weniger der EG-Richtwert von 25 mg/l) bei der öffentlichen Trinkwasserversorgung in absehbarer Zeit durchgängig eingehalten wird, sofern es nicht flächendeckend zu größeren Nitratdurchbrüchen kommt. Damit würde sich der Anteil nitratbelasteten Trinkwassers von ca. 3 % (EUREAU 1987) auf unter 1 % und weniger reduzieren. Die hohe Erfolgsquote der TVO hat allerdings auch damit zu tun, daß es sich um ein korrektiv ansetzendes Politikprogramm handelt, das die Landwirtschaft nicht direkt tangiert und dessen Kosten vom Wasserverbraucher und teils auch Steuerzahler (über staatliche Zuschüsse zu wasserwirtschaftlichen Investitionen) getragen und damit breit verteilt werden.

⁵³ Gemessen an den Gesamtkosten für die Ausgleichszahlungen erscheint dieser Aufwand von ca. 15 Mio. DM, was knapp 10 % der Einnahmen aus dem Wasserpfennig und rund 25 % der bisherigen Ausgleichszahlungen an Landwirte ausmacht, gerade noch tragbar (Interview Timmermann).

⁵⁴ Diese Aussage gilt erst einmal nur hinsichtlich des Nitratstandards, aber keineswegs für die Pestizidstandards, für die das BGA nun trotz dreijährigen verzögerten Inkrafttretens zehnjährige Ausnahmeregelungen zulassen will, weil hier keine kurzfristigen Lösungen möglich sind und diesbezügliche Schutzmaßnahmen in der Landwirtschaft in der Vergangenheit nicht angegangen wurden (vgl. z.B. Frankfurter Rundschau vom 28.2., 17.5., 22.5., 15.6., 14.7. und 11.8.1989).

Lokale Kooperation und Vereinbarungen lassen sich allenfalls als metapolitisches Programm der Deregulierung interpretieren. Sie spielten in der Vergangenheit kaum eine Rolle, dürften dies jedoch in Zukunft vermehrt tun. Deutlich ist, daß ihr Erfolg wohl noch mehr als bei den übrigen Politikprogrammen von der speziellen Ausgestaltung und Durchführung der Vereinbarungen, sei es zwischen Landwirten und Wasserversorgungsunternehmen, sei es zwischen Landwirten und staatlichen Organen, abhängt.

Bei dieser nitratbezogenen Erfolgsbewertung von Politikprogrammen wurde nicht unterstellt, daß sie die alleinige Lösung des Nitratproblems zu gewährleisten hätten. Vielmehr ging es darum, ob diese Programme im Rahmen ihres Anspruchsniveaus einen Beitrag zur Verringerung dieses Problems tatsächlich leisten.⁵⁵ Es wurde deutlich, daß die Politikprogramme grundsätzlich hierzu durchaus beitragen könnten, sie jedoch aufgrund ihrer konkreten Ausgestaltung unterhalb dieser Möglichkeiten bleiben, und daß ein durchdachter Programm- und Instrumentenmix, wie er in der Praxis auch zunehmend angestrebt wird, einer Lösung des Nitratproblems näherkommen könnte.

⁵⁵ So können Wasserschutzgebietsverordnungen nicht die Nitrat Auswaschung ausserhalb der Schutzzonen verringern und stellt eine Gülleverordnung keine Regulierung des Mineraldüngereinsatzes dar.

8. Interpretation der Untersuchungsergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der in den drei vorangehenden Kapiteln vorgestellten Untersuchung der bundesdeutschen Nitratdebatte und -politik entlang verschiedener *analytischer* Kategorien erklärt, um sie so im Rahmen gängiger Begrifflichkeiten der Politikforschung zu rekonstruieren. Verzichtet wird dagegen weitgehend auf die Interpretation der Untersuchungsergebnisse im Lichte spezieller "inhaltlicher" *Politiktheorien* wie z.B. Elite- oder Korporatismustheorien.

Zunächst werden verschiedene Aspekte der Politikspiele um das Nitratproblem angesprochen, wobei die Dimension von "politics" im Vordergrund steht (Abschnitt 8.1). Dann wird Nitratpolitik als "policy" näher unter die Lupe genommen (Abschnitt 8.2) und anschließend werden die mit ihr verknüpften Regulierungsmuster erörtert (Abschnitt 8.3). Abschließend wird die Nitratpolitik in steuerungstheoretischer Perspektive (Abschnitt 8.4) und der Umgang verschiedener sozialer Funktionssysteme mit dem Nitratproblem in der systemtheoretischen Sicht Luhmanns (Abschnitt 8.5) thematisiert und damit doch ein gewisser Theoriebezug hergestellt.

8.1 Politikspiele um Nitrat

8.1.1 Der Einfluß der Problemdefinition

Im Modell des Politikzyklus stehen Problempерzeption und -selektion, Problemartikulation und -definition idealtypisch am Beginn vor Politikformulierung und Implementation. Problemwahrnehmung und -verständnis im politischen und vopolitischen Raum beeinflussen maßgeblich den (weiteren) Verlauf des politischen Prozesses. Daß gerade die Trinkwasser-Nitratbelastung in den 80er Jahren zum gesellschaftlichen und politischen Problem wurde, ist keineswegs selbstverständlich, sondern eher unwahrscheinlich. Was zum Gegenstand der Politik wird, muß eine Vielzahl von Selektionsfiltern passieren; andernfalls verbleibt

es im Bereich der "non-decisions" (vgl. Luhmann 1970).¹ Die durch diesen Filterprozeß geprägten Problemdefinitionen stellen entscheidende Weichen für mögliche anschließende Problemlösungen, indem sie eine bestimmte Sichtweise bevorzugen, die an der Problemlösung zu beteiligenden Akteure weitgehend festlegen und manche Alternative gar nicht erst in die Diskussion miteinbeziehen.² Nicht beteiligte Akteure haben im allgemeinen große Schwierigkeiten, über ihre nachträgliche Mitwirkung hinaus auch eine Änderung einer bereits konsentierten Problemdefinition durchzusetzen. Es ist dieser Einfluß der Definition des Nitratproblems auf den weiteren Verlauf der Nitratpolitik, der in diesem Abschnitt interessiert.

Deutlich ist, daß das vorherrschende Verständnis des Nitratproblems als eines der Gesundheitsgefährdung durch Trinkwasserbelastung wesentlich dazu beigetragen hat, daß sich Landwirtschaft und Wasserwirtschaft als Kontrahenten in der Nitratpolitik gegenüberstehen. Stünde statt des Trinkwasserpfades der Gemüsepfad im Vordergrund, so wäre es zu gänzlich anderen Konfliktkonstellationen gekommen, und die Wasserwirtschaft wäre in der Nitratpolitik vermutlich sehr viel weniger involviert.³

¹ "In der Geschichte häufen sich die Beispiele bedrückender sozialer Bedingungen, die nicht beachtet und nicht saniert worden sind in den Gesellschaften, in denen sie entstanden. (...) Die einfachste Beobachtung und Überlegung genügen, um zu zeigen, daß eine Gesellschaft mittels eines höchst selektiven Prozesses zur Anerkennung ihrer Probleme gelangt, wobei zahlreiche schädigende soziale Bedingungen und Konstellationen erst gar keine Aufmerksamkeit erregen, während andere im heftigen Wettstreit mit weiteren Problemen unter den Tisch fallen. Viele Probleme ringen um gesellschaftliche Anerkennung, aber nur wenige erreichen das Ziel." (Blumer 1975: 107)

² "As every politician knows, controlling the agenda in a policy debate is part of a winning strategy. (...) Experienced participants in technology sieges know the power of definitions. They fight hard to have their concerns reflected in the analytical mandate; failing that they may fight dirty to impeach the resultant analysis." (Fischhoff et al. 1981: 242)

³ Wie das Beispiel der Schweiz mit noch niedrigerem Grenzwert (40 mg/l) zeigt (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1987), ist auch die EG-Trinkwasser-Richtlinie kein zwingendes Moment für die Entwicklungsrichtung der bundesdeutschen Nitratpolitik. Allerdings wäre die Wasserwirtschaft voraussichtlich spätestens über das Pestizidproblem dennoch zum Kontrahenten der Landwirtschaft geworden, falls nicht die Raumordnungspolitik eine eindeutige Segregation beider Bereiche erzwungen hätte.

Umgekehrt hat die mangelnde Definition von Zuständigkeiten und Kostenträgerschaft bei der Problemlösung genau dazu geführt, daß sich die Auseinandersetzungen auf diese Punkte konzentrieren: landwirtschaftliche oder wasserwirtschaftliche Problemlösungen, Verursacherprinzip oder Nutznießerprinzip (vgl. Kapitel 5.2). Die laufende Kontroverse um die Festlegung dessen, was ordnungsgemäße Landbewirtschaftung ausmacht, ist ein Paradebeispiel hierfür (vgl. VDLUFA 1990). Bei unbestrittener Gültigkeit der Vorrangigkeit der Internalisierung von Umweltkosten oder der Zuständigkeit der Wasserversorgungsunternehmen für die Rohwasseraufbereitung im Falle der Nutzung indirekt belasteten Grundwassers gäbe es diese Auseinandersetzungen nicht - oder nur, wenn ein Akteur eine Änderung in der dann bestehenden Problemsicht zu erreichen suchte.

Sodann hat die Dominanz eines wissenschaftsbasierten Problemverständnisses, das zum einen die Grundstruktur des Nitratproblems relativ umfassend begreift und zum andern im Detail eine Vielzahl von Einflußfaktoren für die Höhe der Nitratbelastung untersucht und herausgearbeitet hat, dazu beigetragen, daß erstens die wesentlich ursächliche Rolle landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweise und Düngung weitestgehend anerkannt ist und die Vorrangigkeit präventiver Problemlösungen zumindest im Prinzip angestrebt wird, zumal sie volkswirtschaftlich im allgemeinen eher kostengünstiger sind (Finck/Haase 1987, O'Hara 1984). Die (verspätete) Erweiterung der Nitratforschung auf Grundwasser- und Bodenschutz über die reine Gesundheitsgefährdung hinaus liefert auch eine gewisse Rechtfertigung für die Notwendigkeit präventiver Problemlösungen, wenn sie sich aus Gesundheitsgründen allenfalls noch als Vorsorgemaßnahme legitimieren lassen. Umgekehrt hat es die sozialwissenschaftliche Agrarforschung nicht vermocht und auch kaum versucht, die agrarpolitischen Rahmenbedingungen der Landwirtschaft als eigentliche Ursache des Nitratproblems in den Vordergrund zu schieben, übrigens mit einem gewissen Recht (vgl. Kapitel 6.4.11). Damit gelten primär der einzelne Landwirt und nicht seine Handlungsbedingungen als Schuldiger. Darüber hinaus dürfte die Wissenschaftsbestimmtheit der Nitratdebatte mitverantwortlich dafür sein, daß Interessen- und nicht grundsätzliche Wertkonflikte im Zentrum stehen. Jene sind mit Hilfe der etablierten Formen der Konfliktkanalisierung durch Politik und Recht eher auszutragen und zu bewältigen als diese.

Schließlich mag die zentrale Rolle der Düngung in der Nitratdiskussion die Entgegensetzung von mineralischer und organischer Düngung als je speziell von Nitratauswaschung bedroht (hohe Löslichkeit versus geringe Steuerbarkeit der Mineralisierung) begünstigt haben.

Zusammenfassend macht die Art der Problemdefinition für die Nitratpolitik einen starken (indirekten oder direkten) Einfluß der Wissenschaft, eine Konfrontation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, eine Zuspitzung auf und Vermischung von Kosten- und Sachargumenten, eine Problembewältigung im Rahmen gängiger Politikformen und -kanäle und die Ausklammerung des Kerns der Agrarpolitik wahrscheinlich. Zugleich führt die Prominenz des Problems der Trinkwasser-Nitratbelastung - sachlich kaum gerechtfertigt - zu einer gewissen (zeitweisen) Unterbelichtung anderer Umweltprobleme der Landwirtschaft in der Agrarumweltpolitik. Die politische Verschiebung in der Problemwahrnehmung im Gefolge der 2. Nordseeschutzkonferenz hat hieran nichts Wesentliches verändert.

8.1.2 Rolle und Muster des Politikspiels

Wenn Nitratpolitik hier auf der Ebene von politics als Politikspiel (policy game) rekonstruiert wird, dann wird damit der politische Prozeß als ein im Rahmen gewisser Regeln (in einer Politikarena⁴) ablaufendes Spiel konzeptualisiert, in dem die beteiligten Akteure - konflikt- oder konsensorientiert - mit den ihnen jeweils zur Verfügung stehenden Mitteln ihren Interessen entsprechend ganz unterschiedliche Ziele verfolgen können. Mit policy game meine ich also nicht, wie in der Literatur häufig verwendet (vgl. Bardach 1979), die *Strategien einzelner Akteure* zur Beeinflussung von Entscheidungsprozessen, die abhängig von den jeweiligen Politikarenen, Themen und Phasen des Politikzyklus an den einzelnen "Politikspielen" beteiligt (oder von ihnen betroffen)

⁴ Das in dieser Untersuchung verwandte Arenenkonzept (vgl. Abschnitt 2.3) ist empirisch und nicht theoriesystematisch (vgl. Kitschelt 1980, Windhoff-Héritier 1985) angelegt und besitzt deshalb zunächst nicht viel mehr als metaphorischen Charakter. So erscheinen für die Trinkwasser-Nitratbelastung folgende sich teils überlappende Arenen bedeutsam (vgl. Abbildung 8.1): allgemeine Agrarpolitik, Pflanzenproduktion, Tierproduktion, Umweltpolitik und Landwirtschaft, Gewässerschutzpolitik, Trinkwasserversorgung, Gesundheitspolitik.

sind. Wichtig ist, daß ein Politikspiel im allgemeinen auf mehreren Ebenen abläuft: Zum einen bemühen sich die teilnehmenden Akteure im Rahmen der geltenden "Spielregeln" gemäß ihren Interessenlagen, ihnen vorteilhaft erscheinende Ziele zu erreichen und Vorstellungen umzusetzen; zum anderen versuchen sie auch mehr oder weniger, eine für sie vorteilhafte Veränderung der Spielregeln für zukünftige Politikspiele zu erreichen.⁵ Schließlich kann das Politikspiel arenenübergreifend angelegt sein und/oder sich auf das Arenenarrangement selbst beziehen: dabei versuchen (beteiligte oder bislang ausgeschlossene) Akteure, ihre Ziele durch die Herstellung (oder Abwehr) thematischer Bezüge (issue linkages, package deals) oder gar durch Arenenverdoppelungen mit Hilfe wechselseitiger (institutionalisierter) Input-Output-Relationen und durch grundlegende Arenen-Rearrangements zu erreichen, bei denen es zur inhaltlichen Verschiebung des eine Arena konstituierenden Politikraums, zur Auflösung alter und zur Etablierung neuer Arenen kommen kann.

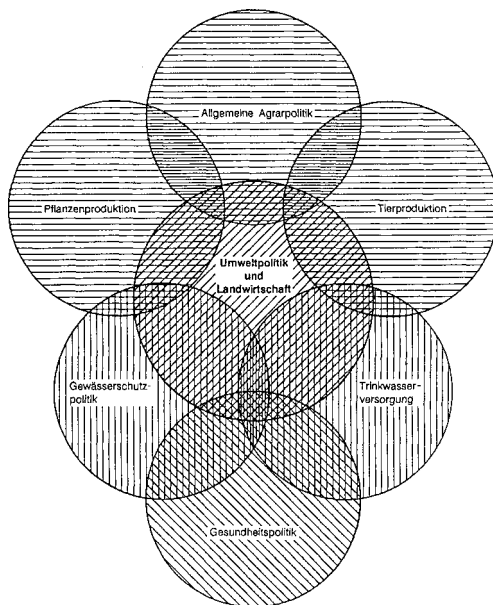
Charakteristisch für den Umgang mit dem Nitratproblem ist, daß es in ganz verschiedenen politischen Arenen behandelt wird, die von ihrem Aufmerksamkeitshorizont, ihren Regulierungsleistungen und den in ihnen agierenden Akteuren her erst einmal wenig miteinander zu tun haben (vgl. Abbildung 8.1). Gesundheitspolitik und Agrarpolitik, Gewässerschutz und Veredelungsproduktion werden gemeinhin nicht als enger zusammengehörig angesehen. In diesen hier als Arenen konzeptualisierten Politikbereichen stellt das Nitratproblem nur ein issue unter vielen dar und bei weitem nicht das wichtigste.

Die Nitratdebatte hat jedoch immerhin dazu geführt, daß auf der politischen Entscheidungen vorgelagerten Ebene wissenschaftlicher und öffentlicher Diskussion sowie in den verbandlichen und bürokratischen Fachgremien und Arbeitsausschüssen die disparaten Aspekte des Nitratproblems als nunmehr zusammengehörig behandelt werden. Der neue Nitratgrenzwert von 50 mg/l hat auch den Meinungsaustausch und Abstimmungsprozesse zwischen Gesundheits-, Wasser- und Agrarbehörden, Wasserwirtschaft, Landwirtschaftskammern und -beratung intensiviert. Auf das Nitratproblem bezogen ist die übliche wechselseitige Abschottung der Arenen somit deutlich aufgeweicht, ohne daß dies zu einer Verlagerung in der Aufteilung von Kompetenzen und Zuständigkeiten geführt hätte. Darüber hinaus

⁵ Veränderungen der Spielregeln kann auch nicht intendiertes Ergebnis von Politikspielen sein.

ist der Kernbereich der Agrarpolitik bislang von dem Nitratproblem nicht wirklich berührt worden.

Abbildung 8.1: Schematische Darstellung der nitratrelevanten Politikarenen



Quelle: eigene Zusammenstellung.

Nitratbezogene Politikspiele haben keine tiefergehenden Arenen-Rearrangements zur Folge gehabt. Bedeutsam waren sie am ehesten für die sich in jüngerer Zeit herausbildende Arena "Umweltpolitik und Landwirtschaft". Diese Arena ist für interessierte Akteure sehr offen, von kontroversen Debatten gekennzeichnet und im Hinblick auf substantielle policy impacts und outcomes vorläufig skeptisch einzustufen. Hier werden eher Modelle für die Zukunft entwickelt und Experimente durchgeführt (integrierter Landbau, ökologischer Landbau, biologischer Pflanzenschutz). Gerade weil diese Arena einerseits für eine Vielzahl von Akteuren offen ist - neben den direkt Betroffenen im Agrarsektor auch Umweltschutzorganisationen, Verbraucherverbände, Wasserwirtschaft, umwelt- und gesundheitspolitische Instanzen, Parteien, Medien, Gerichte -, die Vertreter der

konventionellen Landwirtschaft teilweise in die Defensive gedrängt werden und weil sie von den zentralen agrarpolitischen Akteuren tendenziell eher als "Spielwiese" angesehen wird, andererseits auf die Dauer auch mit "echten" policy outputs und Regulierungen dieser Arena zu rechnen ist, lassen sich Bestrebungen beobachten, ein Eindringen bzw. eine Verkoppelung der Arena "Umweltpolitik und Landwirtschaft" in die bzw. mit den genannten landwirtschaftlichen Arenen zu verhindern bzw. auf deren Peripherie zu begrenzen. Genau die entgegengesetzten Bemühungen finden sich auf Seiten des Umwelt- und Gesundheitsschutzes, allerdings mit beschränktem Erfolg (vgl. von Meyer 1983). Die Trinkwasser-Nitratbelastung ist in dieser Arena nur eines unter mehreren Themen.⁶

Die Regeln des Politikspiels sind zunächst einmal diejenigen von "politics" in der Bundesrepublik generell mit geregelten Zuständigkeiten, legalistischer Orientierung und Verfahrensweisen, Bargainingprozessen in relativ geschlossenen Fachausschüssen etc., die hier nicht weiter auszubreiten sind. Eine gewisse Spezifik ist in folgenden Punkten zu sehen.

Der Agrarsektor ist im Unterschied zu den meisten anderen Industriezweigen ein hoch regulierter (Marktordnungen, EG-Agrarpolitik) und subventionierter Bereich (ca. 50 % der Bruttowertschöpfung) mit einem eigenen extrem auf seine Klientel hin orientierten Ministerium und einer Vielzahl von Sonderrechten und -vergünstigungen (agricultural exceptionalism). Der Strukturwandel verlief über Jahrzehnte hinweg massiv. Die dennoch bestehenden ungünstigen Einkommensverhältnisse vieler deutscher Bauern tragen dazu bei, daß das ansonsten in der Umweltpolitik zumindest im Grundsatz hochgehaltene Verursacherprinzip in der Landwirtschaft bestenfalls eingeschränkte Gültigkeit besitzt. Schließlich ist es umweltpolitisch von entscheidender Bedeutung, daß die Emissionen der landwirtschaftlichen Produktion von einer Vielzahl von kleinen Betrieben und nicht von wenigen Großemittenten wie etwa beim Schwefeldioxid herrühren, wobei es sich zudem noch vielfach um "non point source pollution" handelt. All dies macht die Implementierbarkeit und Überwachbarkeit umweltpolitischer Auflagen in den meisten Fällen zum Problem.

⁶ Seine umweltpolitische Einbettung einerseits und sein Stellenwert aufgrund der EG-Trinkwasser-Richtlinie andererseits könnten die diesbezüglichen Regulierungen jedoch zu einem Symbolwert besitzenden Fall des Gelingens oder Scheiterns von Ökologisierung der Agrarpolitik machen.

Sodann ist aber auch von Bedeutung, daß aufgrund der Trinkwasserverordnung die Landwirtschaft in der Wasserwirtschaft einen echten, wenn auch nicht unbedingt ebenbürtigen Gegenspieler mit eigenen vested interests hat, was keineswegs für alle Einzelbereiche der Umweltpolitik zutrifft. Und Partikularinteressen sind fast stets durchsetzungsfähiger als Gemeinwohlinteressen (vgl. Braybrooke/Lindblom 1963, Massing/Reichel 1977, Offe 1972, Olson 1965).

Charakteristisch, aber nicht ungewöhnlich, sind schließlich noch die abnehmende Eingriffskompetenz und Sanktionierbarkeit umweltpolitischer Maßnahmen, je mehr sie präventiven, ursachenbezogenen Charakter haben. Die für das *Trinkwasser* zuständigen Gesundheitsbehörden können bei einer Überschreitung der Grenzwerte die Verteilung solchen Trinkwassers untersagen. Die Zugriffsmöglichkeiten und Kontrolle der Wasserbehörden auf bzw. über die Qualität des Grund- und Rohwassers sind bereits deutlich begrenzter. Diese unterliegt zunächst allein den Wasserversorgungsunternehmen selbst. Umweltpolitische Regulierungen der Landwirtschaft schießlich sind einerseits durch Zuständigkeits-schranken der Umweltbehörden und andererseits durch das Fehlen wirksamer Instrumente erschwert. Bezeichnenderweise sind die einzigen rechtlich verbindlichen Auflagen der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen und des Gülleerlasses in Niedersachsen an dem Notnagel des Abfallgesetzes aufgehängt. So herrschen moral suasion (Appelle, vermehrte landwirtschaftliche Beratung) und in jüngster Zeit das Angebot reizvoller Ausgleichszahlungen für Düngungsbeschränkungen vor. Politische Durchsetzbarkeit und ökologische Wirksamkeit zugleich ist für die meisten der derzeit diskutierten *präventiven* Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems kaum gegeben.

Der Verlauf des Politikspiels macht recht deutlich, wie andere (zufällige) Einflußfaktoren und real steigende Nitratbelastung dazu beigetragen haben, daß ökologische und gesundheitliche Aspekte der Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft selbst trotz fehlender vested interests in dieser Richtung diskussionswürdig wurden und auch (erste) praktische Auswirkungen zeitigen.

Schließlich hat die Überschußproblematik des Gemeinsamen Marktes potentiell den Spielraum für eine gewisse Deintensivierung der landwirtschaftlichen Produktion aus Gründen des Umweltschutzes vergrößert und damit Überlegungen über

Begrenzungen der Viehbesatzdichte und des Düngemittelseinsatzes hoffähig gemacht.

Holzschnittartig zusammengefaßt lassen sich die Politikspiele um Nitrat überwiegend einstufen als "Schwarzer-Peter-Spiele" um die Kosten der Problemlösung, während genuine Machtspiele von nur sekundärer Bedeutung sind.⁷ Sofern und solange es allen beteiligten Akteuren gelingt, den "schwarzen Peter" stets wieder weiterreichen zu können, verzögert sich natürlich auch die Lösung des Nitratproblems. Dabei variierten im Laufe der Zeit aufgrund der Dynamik des Politikspiels und der sich verändernden Randbedingungen auch die situationsangemessenen Strategien der Akteure, um den schwarzen Peter von sich fernzuhalten. Einige Beispiele aus Kapitel 6 mögen dies beleuchten.

Die Wasserwirtschaft spielte das Nitratproblem bis zum Beginn der 80er Jahre überwiegend als allenfalls lokales Problem einzelner kleinerer WVUs herunter und schob das Bild einer gesicherten und sauberen, mit keinerlei ernsthaften Qualitätsproblemen konfrontierten öffentlichen Trinkwasserversorgung in den Vordergrund (vgl. Lahl/Zeschmar 1984a, Schneider/Pluge 1984). Seit der Anerkennung des Problems, wozu die EG-Trinkwasser-Richtlinie entscheidend beitrug, bemüht sich die Wasserwirtschaft insbesondere um eine für sie günstige Interpretation des umweltpolitischen Verursacherprinzips und läuft Sturm gegen andersgelagerte Regelungen (WHG-Novelle, Wasserpfennig). Als Auffangposition wird die Zuständigkeit des Staates betont, wenn das Verursacherprinzip schon nicht ökonomisch umgesetzt werden sollte. Ähnlich verläuft die Argumentation der Wasserwirtschaft für die Kostenübernahme der neu installierten Grundwassergütemeßnetze. Letztlich befinden sich die WVUs immerhin in der vergleichsweise günstigen Lage, für wasserwirtschaftliche Maßnahmen anfallende Kosten an den Wasserverbraucher relativ problemlos weiterreichen zu können.

Die Landwirtschaft bemühte sich zunächst primär darum, einerseits den eigenen Stellenwert in bezug auf das Nitratproblem herunterzuspielen und den Landwirt als Natur- und Umweltschützer herauszustellen und andererseits die gesundheitliche Relevanz der beobachteten Nitratkonzentrationen im Trinkwasser in Frage

⁷ Die Akteure setzen zwar Macht ein, um für sie vorteilhafte Kostenlösungen des Nitratproblems zu erreichen, aber sie betrachten und nutzen dieses nicht vorrangig als ein geeignetes Medium, um generell ihre Machtposition zu verbessern.

zu stellen. Inzwischen pocht sie mit agrarischen und Wettbewerbsargumenten primär auf die rechtliche Absicherung von Ausgleichszahlungen und weist auf die rechtlich gebotene Wasseraufbereitung nach dem Stand der Technik, sprich: den Einsatz von Denitrifizierungsanlagen hin (Sander 1985), wenn schon in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten Grundwasser gefördert werden muß.

Im politisch-administrativen System dominierten Bemühungen der betroffenen Organe, die Kostenübernahme bzw. zumindest die Verantwortung für politisch unliebsame Maßnahmen einerseits jeweils auf andere Behörden abzuschieben (Bund versus Länder; Agrar- versus Wasserbehörden) und andererseits die Staatshaushalte möglichst wenig zu belasten (hohe Anforderungen an Ansprüche auf Ausgleichszahlungen nach § 19 Abs.4 WHG; Regelungen, nach denen die WVUs in der einen oder anderen Form für Ausgleichszahlungen aufzukommen haben).

Das Wissenschaftssystem schließlich konnte von dem Politikspiel um Nitrat finanziell nur profitieren. Politisch diente es vor allem auch als stellvertretendes Medium der argumentativen - mit den Legitimation schaffenden Weihen wissenschaftlicher Objektivität ausgestatteten - Absicherung der jeweiligen interessenbesetzten Standpunkte der beteiligten Akteure.

Die Dispute um § 19 Abs. 4 WHG-Novelle und die anschließenden um die Definition ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung, die Auseinandersetzungen im DVGW/LAWA-Arbeitskreis "Nitrat", die Erarbeitung und Umsetzung der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen, der Streit um den Wasserpfennig in Baden-Württemberg, die Diskussion um die Stickstoffsteuer, das Insistieren auf der Standortspezifik des Nitratproblems, sie alle belegen den Charakter der Nitrat-Politikspiele als "Schwarzer-Peter-Spiele" um die Kosten, die im Ergebnis die substantielle Lösung des Nitratproblems eindeutig verzögern, wenn nicht gar blockieren.

Sekundär haben auch genuine Machtspiele einzelner Akteure eine gewisse Rolle gespielt. Zu nennen sind etwa: Übernahmeinteressen größerer WVUs an kleinen, von hohen Nitratwerten betroffenen (kommunalen) WVUs (vgl. Schwarz 1988), die Schaffung von (umweltpolitischen) Eingriffsmöglichkeiten des MURL in die Landwirtschaft mit Hilfe der Gülleverordnung (vgl. Teherani-Kröner 1985), die Be-

mühung um die Ausweitung der wasserrechtlichen Kompetenzen des Bundes (WHG-Novelle, Grundwasser- und Bodenschutzprogramme), der Versuch einiger lokaler Gruppen der "GRÜNEN", über die Nitratproblematik ihre Wahlchancen und Wirkmöglichkeiten zu erhöhen (vgl. Bruckmeier 1988a, Gitschel 1987b) oder in tradierten regionalen Differenzen begründete (katholisches Vechta, protestantisches Umland) bzw. als Waffe gegen den Verdrängungswettbewerb agro-industrieller Tierhaltungsbetriebe eingesetzte Boykotte von an sich durchaus lukrativen Gülleübernahmeverträgen (vgl. Teherani-Krönner 1988).

Als Kennzeichen der Politikspiele um Nitrat seien zusammenfassend nochmals hervorgehoben: die geringe Verknüpfung formeller Interessen mit der sachlichen Lösung des Nitratproblems, die weitgehende Anerkennung der Nitratstandards der EG-Trinkwasser-Richtlinie als Prämisse nitratpolitischer Entscheidungen mit der Konsequenz der Vorrangigkeit wasserwirtschaftlicher oder -technischer Lösungen im Zweifelsfall, die Dominanz interessenbesetzter (wissenschaftlicher) Sachargumentation, die stark separate Entwicklung nitratrelevanter Politikstränge in getrennten Politikarenen mit der Konsequenz jeweils recht klarer Rollenverteilungen, Beteiligungsmuster und Zuständigkeiten der Akteure, die Bevorzugung generalisierter rechtlicher Regelungen (WHG, TVO, AbfG, GVO etc.) bei parallelen lokalen Lösungsversuchen durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen oder die Kooperation von Landwirten, Officialberatung, lokaler Wasserversorgung und zuständigen Behörden, die Anerkennung der geringen wirtschaftlichen Belastbarkeit der Landwirte durch Umweltauflagen als einer restringierenden Determinante der Nitratpolitik sowie die Schwerpunktverlagerung nitratpolitischer Aktivitäten von der auslösenden lokalen Ebene (Markgräflerland, Rheinhessen, Köln-Aachener-Bucht) auf die Landesebene, die mittlerweile lokale Nitratpolitik deutlich bestimmt (Bruckmeier 1988a). Die Politikspiele um Nitrat verliefen weitestgehend in geordneten Bahnen⁸, wobei starke (politische) Rücksichtnahmen auf die Landwirte und großzügiger Vollzug und Überwachung des Nitratgrenzwerts mit Ausnahmegenehmigungen das Bild wesentlich mitprägten. Eindeutige Muster der Problembehandlung lassen sich auf der Ebene lokaler Nitratpolitik nicht erkennen (vgl. Kapitel 7). Insgesamt kann man die Nitratpolitik seit Anfang/Mitte der 80er Jahre im Sinne von Knoepfel/Zimmermann (1987) auf der Ebene einer mittleren ökologischen Regulierung ansiedeln. Eine weiterge-

⁸ Allenfalls kam es zum Abladen von Mist vor dem Regierungspräsidium Köln durch empörte Bauern oder zu Protestaktionen empörter Eltern in einigen Gemeinden (vgl. Brüggemann et al. 1986, Teherani-Krönner 1987).

hende große ökologische Regulierung, die sich dann als "echte" Ökologisierung der Agrarpolitik interpretieren ließe (vgl. Kapitel 9), ist bislang nicht absehbar und vermutlich auch im Falle des Nitratproblems nicht unbedingt opportun.

Auf der "Metaebene" der Veränderung der Regeln des Politikspiels und des Arenenarrangements lassen sich zusammenfassend folgende Punkte aufführen:

1. Umweltpolitisch motivierte externe Eingriffe in die Landwirtschaft auf dem Niveau inhaltlicher Bewirtschaftungsauflagen erscheinen zunehmend als politisch akzeptable Maßnahmen.
2. Umgekehrt scheint es der Landwirtschaft zumindest innerhalb gewisser Grenzen zu gelingen, die bloße Unterlassung umweltschädigender Bewirtschaftungsweisen rechtswirksam als ausgleichspflichtig zu verankern und damit zur Erschließung neuer Subventionsquellen beizutragen.
3. Damit hängt die Auseinandersetzung über eine angemessene Auslegung des Verursacherprinzips im ökonomischen Sinne zusammen, wobei es sich zweifellos um eine politische Wertentscheidung handelt, die unterschiedlich ausfallen kann.⁹
4. Die begrenzte Einbeziehung und Beteiligung von Vertretern der Umweltverbände und der Öffentlichkeit in das bzw. am Politikspiel um Nitrat sind wohl vor allem auf deren generell stärkere Berücksichtigung in umweltpolitischen Politikprozessen seit Ende der 70er Jahre und weniger auf spezielle Strategien der Hauptakteure im Rahmen der Nitratpolitik zurückzuführen und halten sich vorerst noch in relativ engen Grenzen.
5. Die Vorrangigkeit des Grundwasserschutzes und einer möglichen zukünftigen Trinkwassernutzung, die Wasserwirtschaft und -behörden seit ca. 1983 geltend machen und politisch abzusichern versuchen, hätte zweifellos Auswirkungen auf die Art des weiteren Umgangs mit dem Nitratproblem. Diesen Be-

⁹ Insofern ist Bonus (1986a, 1986b, 1987a, 1987b) gegenüber Scheele/Schmitt (1986, 1987a, 1987b) Recht zu geben.

strebungen war bislang allerdings noch kein durchschlagender Erfolg beschieden.

6. Bemühungen um eine Veränderung der Regeln des Politikspiels betreffen schließlich die Definition des Nitratproblems (vgl. Abschnitt 8.1.1) sowohl hinsichtlich seiner Erweiterung als auch seiner Begrenzung (ökologische Vorsorge statt bloßer Gesundheitssicherung; lokale und sachliche Eingrenzung sowie Verschiebung der Aufmerksamkeit auf andere Schadstoffe und deren Quellen). Außerdem ist der Verweis auf die anerkannten Regeln bzw. den Stand der Technik zu nennen, der besonders von hohen Nitratwerten betroffene WVUs auf die Verfügbarkeit und Erforderlichkeit von Wasseraufbereitungsmaßnahmen verweist.
7. Auf der Ebene von Arenenverkopplungen und -rearrangements fällt zunächst die zu beobachtende Etablierung einer Politikarena "Umweltpolitik und Landwirtschaft" auf, woran die Nitratdebatte maßgeblich mitbeteiligt war.
8. Damit einher geht die allmähliche Öffnung der Landwirtschaft, weniger der Agrarpolitik für ökologische Belange, auch wenn von einer schlagkräftigen Agrarumweltpolitik noch nicht gesprochen werden kann.
9. Schließlich ist die Herstellung von Themenverknüpfungen und Paketlösungen (issue linkages, package deals) zu nennen, bei denen die Lösung des Nitratproblems mit anderen (agrarpolitischen, wasserpolitischen) Zielen verknüpelt wird; Wasserpfennig, Grünbracheprogramm oder die Definition ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung lassen sich in diese Richtung interpretieren.

Insgesamt lassen sich zwar vorsichtige Änderungen in den Regeln des Politikspiels und vermehrt issue linkages, jedoch nur sehr begrenzt weiterreichende Arenen-Rearrangements beobachten.

8.1.3 Die Bedeutung von Politikstruktur: Interessenberücksichtigungsmuster, Machtlagen und politische Arenen

Wurde im vorigen Abschnitt den Einfluß von Interessenlagen und Verhaltensweisen der Akteure auf das Muster des Politikspiels betrachtet und dabei primär die Handlungsebene von Politik thematisiert, so geht es in diesem Abschnitt vor allem darum, den Einfluß von politischen Strukturen auf die Nitratpolitik herauszuarbeiten. Prägnant formuliert geht es um die Frage, inwieweit strukturelle Einflüsse *unabhängig* von der aktuellen Interessenartikulation und den politischen Schachzügen der Akteure den Verlauf der Nitratpolitik determiniert haben. Hätte sich diese bei anders, z.B. einhellig auf eine präventive Lösung des Nitratproblems angelegten Strategien und Verhaltensmustern der Akteure, aber gleicher Politikstruktur in eine ganz andere Richtung oder doch nach dem im wesentlichen gleichartigen Muster entwickelt? Für welche nitratrelevanten non-decisions (Bachrach/Baratz 1970) sind bestehende politische Strukturen verantwortlich? Bekanntlich sind zu Strukturen geronnene soziale Beziehungen, Herrschaftsverhältnisse und vergangene Entscheidungen etc. nicht kurzfristig durch politische *Entscheidungen* zu revidieren und wirken als ausschlaggebende "withinputs" (Easton 1967) des Entscheidungsprozesses.¹⁰

Der Einfluß politischer Strukturen auf die Nitratpolitik wird im folgenden anhand der bestehenden Interessenberücksichtigungsmuster, Machtlagen und Arenenkonstellationen untersucht¹¹, wobei diese sich, wie leicht nachvollziehbar, wechselseitig beeinflussen und bedingen.

Die formale Kategorie des Interessenberücksichtigungsmusters hebt ab auf die gesellschaftlich und politisch institutionalisierten vielfältigen Filtermechanismen, die dafür sorgen, daß nicht beliebige, sondern meist nur bestimmte In-

¹⁰ "Strukturalität" bedeutet zwar nicht historische Unwandelbarkeit, aber sie ist bezogen auf konkrete themen- und sachbezogene Tagespolitik (z.B. Umwelt-, Steuer-, Energie-, Agrarpolitik) relativ stabil, und sie reproduziert und verändert sich im allgemeinen *unpolitisch* (vgl. Ronge 1978: 67 ff.).

¹¹ Diese Strukturdeterminanten bieten sich aufgrund der Darstellung in den Kapiteln 6 und 7 als plausible Kategorien an, jedoch sind zweifellos eine Reihe weiterer wie Politikstil, Sozial- und Regionalstruktur denkbar. Auf die Rolle sozialer Funktionssysteme wird im Abschnitt 8.5 eingegangen.

teressen und Anliegen in der Politik Berücksichtigung finden¹² (vgl. Knoepfel et al. 1980). Diese Filtermechanismen können die Fähigkeit zur wirksamen Interessenartikulation, die Offenheit des politischen Systems für das Einbringen und die Behandlung von (neuen) Themen und Fragestellungen, systematische Unterschiede in der substantiellen Berücksichtigung von Interessen, in der Implementation von Regulierungen und in der Kontrolle und Sanktionierung von Verstößen oder die Prioritäten und die Zeitpunkte der Berücksichtigung unterschiedlicher Interessenlagen betreffen.

Im Rahmen einer die Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten in Agrarpolitik und Landwirtschaft thematisierenden Untersuchung interessiert nun vor allem, ob und in welcher Weise bestehende Interessenberücksichtigungsmuster die politische Perzeption und Behandlung des Nitratproblems beeinflusst haben. Dabei ist sinnvollerweise wieder zwischen Nitratpolitik, Umweltpolitik allgemein und anderen Politikbereichen zu unterscheiden (vgl. Abschnitt 6.1).

Auf der Ebene von Nitratpolitik selbst halten sich Asymmetrien in der Interessenberücksichtigung in Grenzen. Die politische Perzeption des Nitratproblems wurde nicht systematisch aufgrund von Interessenselektivitäten verhindert. Die Konzentration auf den Trinkwasserpfad läßt sich eher aus den spezifischen bundesdeutschen Bedingungen und der Eigendynamik der Nitratdebatte als aus systematischer Interessenfilterung erklären, wie der Vergleich mit England, der Schweiz oder den Niederlanden zeigt (vgl. Conrad 1988g, 1990, Hill 1988, Knoepfel/Zimmermann 1987, van der Kley/Bennett 1988, Wathern/Baldock 1987). Auch der "Gesundheitsbias" der Nitratdiskussion ist nicht nitratspezifisch.¹³ Interessenselektivitäten kommen dann allerdings auf der Ebene nitratsbezogener Politikformulierung und -implementation zum Tragen. Die Festlegung von *Trinkwasserstandards* einerseits und die im politischen Prozeß fest verankerte Berücksichtigung der Auswirkungen umweltpolitischer Maßnahmen auf die landwirtschaftlichen Einkommen andererseits begünstigen systematisch eine Präferenz der Nitratpolitik zugunsten korrektiver wasserwirtschaftlicher oder -techni-

¹² Davon zu unterscheiden ist die Tatsache, daß grundsätzlich nur eine begrenzte Zahl von Themen, Problemen, Interessen etc. politisch relevant und durchgesetzt werden kann.

¹³ Er stellt durchaus eine Interessenselektivität dar, 'etwa im Sinne der Vorrangigkeit gesundheitlicher vor ökologischen Anliegen, ist aber auf der Ebene von Umwelt- und Gesundheitspolitik generell anzusiedeln.

scher Problemlösungen und die Vermeidung von Kostenbelastungen und Auflagen für die Landwirtschaft.¹⁴ Die Einhaltung von Trinkwasserstandards seitens der Wasserwerke läßt sich leichter durchsetzen und kontrollieren als diejenige einer geringen landwirtschaftlichen Nitratbelastung, und die Kosten lassen sich leichter auf den Verbraucher oder Steuerzahler abwälzen (vgl. Schäfer 1987).

Sehr viel stärker schlagen systematische Interessenberücksichtigungsmuster auf der Ebene von Umweltpolitik allgemein durch, die damit auch für die Nitratpolitik spürbar werden, wie bereits in Abschnitt 6.2 angesprochen. Nicht nur beeinflußt die Etablierung von Umweltpolitik insgesamt und von Agrarumweltpolitik im besonderen die Chancen wirksamer Nitratpolitik maßgeblich - in den 50er und 60er Jahren hatte das Nitratthema kaum eine Chance, politisch rezipiert zu werden -, sondern kommt die strukturelle Unterprivilegierung des Umweltschutzes in Programmformulierung und Implementation natürlich auch in bezug auf die Nitratpolitik zum Tragen. Damit bestätigt sich erneut, daß Umweltprobleme inzwischen zwar mit ihrer politischen Wahrnehmung rechnen können, nicht jedoch mit ihrer gleichberechtigten Bearbeitung und Lösung in den Alltagsroutinen der Politik (Sharkansky 1970).

In den Bereichen der Agrar-, Raumordnungs- und Wasserpolitik spielte das Nitratproblem bislang keine bzw. eine überwiegend sekundäre Rolle. Ob man dies auf spezifische Interessenberücksichtigungsmuster zurückführen kann, ohne dieses Konzept zu überdehnen, hängt auch davon ab, ob man das Nitratproblem als ein für diese Politikbereiche relevantes erachtet. Am ehesten läßt sich dies für die Wasserpolitik bejahen. Hier trug die systematische Unterbelichtung von Fragen der Grundwasserqualität gegenüber solchen der quantitativen Verfügbarkeit von Wasserressourcen zur Vernachlässigung des Nitratproblems aufgrund von in der Vergangenheit verankerten Interessenselektivitäten bei. Für die frühere Priorität der Qualität von Oberflächengewässern läßt sich das nur sehr eingeschränkt behaupten, insofern hier weniger Interessenfilterung als sachliche Gründe etwa eines höheren Verschmutzungsgrades der Oberflächengewässer aus-

¹⁴ Damit wird *ceteris paribus* nur die strukturelle Bevorzugung, nicht die politische Realisierung dieser Präferenz behauptet, die noch von anderen Faktoren abhängt.

schlaggebend waren.¹⁵ Auch der Raumplanung kann man nicht einfach die systematische Vernachlässigung ökologischer, speziell gewässerschützender Belange unterstellen. Entscheidender dürfte vielmehr die (strukturelle) Benachteiligung der Raumplanung gegenüber Fachplanungen und die bestenfalls kompensatorische Rolle der Raumordnungspolitik gegenüber "autonomen" raumbedeutsamen Entwicklungstendenzen sein (vgl. z.B. Scharpf/Schnabel 1980). Und die Agrarpolitik kann die mangelnde Berücksichtigung des Nitratproblems kontern mit der Frage, ob dies denn ihre Aufgabe sei und sie nicht Wichtigeres zu tun habe.

Angemessener läßt sich die Frage nach der (Nicht-)Berücksichtigung und -behandlung des Nitratproblems in bezug auf die bestehende Konstellation politischer Arenen angehen, die trotz systematischer Ausblendung bestimmter Problemlagen nicht notwendig spezifische Interessenberücksichtigungsmuster voraussetzt. Die mehr oder weniger separate Behandlung von Problemen in verschiedenen Politikarenen hat zwangsläufig Folgen für die Selektion und Art der Problembearbeitung. Dies ist jedoch spätestens ab einem gewissen Komplexitätsniveau von Gesellschaft wie von Politik unvermeidbar, so daß die Frage nur sein kann, welche Grenzziehungen und Konfigurationen in bezug auf die politische Bearbeitung gesellschaftlicher Probleme optimal sind und welche Nachteile mit ihnen jeweils verbunden sind. Zweifellos sind Querschnittspolitiken wie die Umweltpolitik im Rahmen der auf Fachpolitiken zugeschnittenen vorherrschenden Arenenkonfiguration strukturell benachteiligt. Zum einen werden Umweltbelange innerhalb der einzelnen Politikarenen systematisch unterbelichtet und in umweltpolitische Arenen abgeschoben, zum anderen werden in letzteren entwickelte umweltpolitische Programme und Regulierungen sowohl bereits in ihrem Entstehungsprozeß als auch bei ihrer Umsetzung, was die Interaktion mit anderen Politikarenen mit einschließt, stets verwässert und partiell unterlaufen. Darüber hinaus bildet sich eine agrarumweltpolitische Arena ("Umweltpolitik und Landwirtschaft") gerade erst heraus und verfügt noch kaum über ein eigenes Vollzugshinterland (Conrad/Knoepfel 1984). Entscheidend für einen wirksamen Umweltschutz wird aber die (allmähliche) Verankerung - und damit selbstverständliche Berücksichtigung - von Umweltbelangen in den Politikspielen der etablierten fachpolitischen Arenen wie der der Agrarpolitik sein. Dies trifft

¹⁵ Sogenannte sachliche Gründe sind sicherlich keine hinreichende Erklärung für Aufmerksamkeits- und Handlungspräferenzen, jedoch können sie ein Indiz für die relative Bedeutungslosigkeit von Interessenselektivitäten darstellen.

für den Umgang mit dem Nitratproblem vorerst kaum zu, während seine segmentierte Problemwahrnehmung nach Maßgabe arenenspezifischer Regulierungskompetenzen in Agrar-, Wasser-, Gesundheitspolitik etc. durchaus aufgebrochen wurde. Insgesamt machen die Arenenkonstellation ebenso wie die vorherrschenden Interessenberücksichtigungsmuster korrektive Lösungen des Nitratproblems wahrscheinlicher als präventive.

Damit bleibt die Frage nach dem Einfluß bestehender Machtverhältnisse auf die Nitratpolitik zu beantworten. Es kann an dieser Stelle nicht auf die unterschiedlichen Konzepte und die Schwierigkeiten eines angemessenen Begriffes von Macht eingegangen werden (vgl. exemplarisch Bachrach/Baratz 1970, Dahl 1961, Luhmann 1975, Naschold 1971, Parsons 1969). Erinnert werden soll nur daran, daß Macht als ein relationales Phänomen zu begreifen und bereichsspezifisch zu bestimmen ist.

Erleichtert wird die Bestimmung der Rolle von Machtlagen für die Entwicklung der Nitratpolitik durch die beiden Befunde in den Abschnitten 6.5 und 8.1.2, daß zum einen die direkt nitratbezogenen vested interests relativ begrenzt sind (im wesentlichen zu finden bei der Landwirtschaft, der Wasserwirtschaft, der Düngemittelindustrie und der Agrarverwaltung) und es zum andern bei den Politikspielen um Nitrat nicht primär um Macht(gewinn) geht.

Damit interessiert nunmehr, ob zwischen den Akteuren Machtdifferentiale bestehen, die die Nitratpolitik maßgeblich geprägt haben. Betrachtet man zunächst die beiden Protagonisten Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, so ist zunächst noch einmal festzuhalten, daß beide Akteure gegenüber anderen Wirtschaftsinteressen machtmäßig häufig unterlegen sind und diesen (räumlich) weichen müssen. Hingegen dominieren sie in ihrem eigenen Bereich und besitzen über staatlich administrierte bzw. genehmigte Preise eine vergleichsweise hohe finanzielle Absicherung. Diese bereichsspezifisch starke Machtstellung gilt auch zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, so daß beide Akteure in ihrem jeweiligen Bereich über eine Vetoposition gegenüber dem anderen verfügen, jedoch kaum in der Lage sind, Macht über den anderen in dessen Terrain auszuüben. Wo die wechselseitige Abgrenzung brüchig wird, wie in Wasserschutzgebieten, bestehen keine ausgeprägten Machtdifferentiale; eher erzeugt hier Macht Gegenmacht (vgl. Luhmann 1975). Die betroffenen Landwirte, obwohl als Einzel-

personen einem WVU machtmäßig eher unterlegen, sind in der Lage, ein Ausweisungsverfahren über Jahrzehnte hinauszuzögern, während das WVU nach der Ausweisung die Einhaltung der vielfach sehr moderaten Bewirtschaftungsbeschränkungen weitgehend durchsetzen kann.

Die Wasserbehörden besitzen gegenüber der Wasserwirtschaft im Prinzip eine starke Stellung, sind andererseits aber auf diese angewiesen, um sich gegenüber anderen staatlichen und privaten Akteuren behaupten zu können. Ähnliches gilt auch für die Wasserwirtschaft, so daß zwischen diesen beiden Akteuren ein struktureller Kooperationsdruck besteht bei nur geringen Machtdifferenzialen.¹⁶

Auch die Macht der Agrarpolitik und -verwaltung gegenüber der Landwirtschaft ist trotz staatlich regulierter Agrarmärkte begrenzt, insbesondere aufgrund des ökonomischen Gewichts des gesamten Agrarsektors, aufgrund der engen Klientelbeziehungen und aufgrund des - als häufig wahlentscheidend .perzipierten - Wählerpotentials der Landwirtschaft (vgl. exemplarisch Abschnitt 6.4.3).

Schließlich sind in bezug auf Düngemittelverbrauch, Düngungsverhalten und Bewirtschaftungsweisen der Landwirte keine bedeutsamen wechselseitigen Machtpositionen der Landwirtschaft, der Düngemittelindustrie, des Agrarhandels und der Lebensmittelindustrie auszumachen, von Bereichen der Vertragslandwirtschaft einmal abgesehen.¹⁷

Zusammengefaßt finden sich in bezug auf das Nitratproblem keine ausschlaggebenden Machtdifferenziale zwischen den relevanten Akteuren.¹⁸ Wesentlich ist

¹⁶ Daß staatlich kontrollierte oder gar organisierte Unternehmen genügend Eigeninteressen und Eigenmacht entwickeln, dürfte inzwischen hinreichend gesichert sein und ist vor allem am Beispiel der Elektrizitätsversorgung empirisch abgesichert (vgl. die Aufgabe der WAA Wackersdorf infolge des Rückzugs der VEBA 1989; Bruche 1977 sowie Lahl/Zeschmar 1984a).

¹⁷ Von einem Preisoktroi der Düngemittelindustrie oder einer den Eigeninteressen der Landwirte widersprechenden, von diesen aber durch einseitige Industrieberatung durchgesetzten Düngungspraxis kann gegenwärtig jedenfalls keine Rede sein.

¹⁸ Die Landwirtschaft vermochte eine sie als Hauptverursacher des Nitratproblems einstufoende Problemdefinition nicht zu verhindern; die Wasserwirtschaft und die Wasserbehörden besitzen nicht die Macht, ein Dünge- und Bewirtschaftungsverhalten der Landwirte zu erzwingen, das die NitratAuswaschung minimiert.

hingegen die bestehende weitgehende Machtlosigkeit der Agrarumweltpolitik - auch im Unterschied zur Gesundheitspolitik gegenüber der Wasserwirtschaft -, die nicht nur auf der Ebene der Programmformulierung, sondern vor allem in Vollzugs- und Kontrollproblemen und Informationssperren zum Ausdruck kommt.¹⁹

Insgesamt besteht der Haupteinfluß von politischen Strukturen auf den Verlauf nitratrelevanter Politikprozesse auf der der eigentlichen Nitratpolitik vorgelegerten Ebene der strukturellen Unterprivilegierung von Umweltschutzinteressen, sowohl was die Umweltpolitik selbst angeht als auch im Hinblick auf die institutionalisierte Verankerung von Umweltgesichtspunkten in anderen Politikbereichen. Diese generellen Muster schlagen entsprechend auf die Nitratpolitik durch, wobei Macht eine eher nachrangige Rolle spielt, für die (nitratbezogene) Agrarumweltpolitik allerdings auch überwiegende Machtlosigkeit gegenüber ihrem Adressaten zu konstatieren ist.

8.1.4 Machtpositionen, Interessenkoppelungen und Lernprozesse

Eine bessere Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten in der Landwirtschaft und der Agrarpolitik wird durch entsprechende Lernprozesse sicherlich gefördert und erleichtert. Von daher ist die Frage nach Lernprozessen der beteiligten Akteure im Verlauf der Nitratdebatte und -politik von Interesse: Haben überhaupt Lernprozesse stattgefunden, und in welche Richtung sind sie gegangen? Da unsere Politikanalyse nicht speziell auf die Untersuchung von Lernprozessen ausgerichtet war, sind nur grobe Aussagen möglich. Dabei richtet sich das Interesse in diesem Abschnitt auf mögliche Zusammenhänge zwischen Machtpositionen sowie Interessenkoppelungen - im Sinne der Ankopplung inhaltlich-ökologischer Anliegen an formelle Interessen - der Akteure einerseits und deren Lernprozessen andererseits. Dem liegt die Annahme zugrunde, daß eine starke Machtposition und fehlende Interessenanbindung die Notwendigkeit von Lernprozessen vermindert. Zugleich berührt die Erörterung von Lernprozessen auch die Chancen von auf moral suasion setzenden agrarumweltpolitischen Strategien.

¹⁹ Dies läßt sich natürlich auch so formulieren, daß die Landwirtschaft (und die Agrarpolitik) die Macht haben, das Eindringen ökologischer Anforderungen ihren Kernbereich weitgehend zu blockieren oder zu entschärfen.

Bei der zusammenfassenden Darstellung von Lernprozessen *verschiedener* Akteure ist sinnvollerweise zu differenzieren zwischen Lernprozessen, die sich auf Sachzusammenhänge, und solchen, die sich auf prozedurale Fragestellungen beziehen²⁰; des weiteren, ob die Lernprozesse sich zugunsten oder zuungunsten der besseren Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte auswirken²¹; und schließlich, ob die gemachten Erfahrungen von den Akteuren positiv oder negativ bewertet werden.²² Außerdem ist selbstverständlich der jeweilige Erfahrungs- und Kenntnisstand der Akteure zu Beginn der Nitratkontroverse zu berücksichtigen, um das Ausmaß von (kognitiven) Positionsveränderungen angemessen einzuschätzen.

In bezug auf Sachzusammenhänge sind die bisherigen Lernprozesse der Akteure in Kapitel 5 bereits mehr oder minder ausführlich beschrieben worden. Zusammenfassend sei dazu festgehalten:

1. Das Wissen um das Nitratproblem und seine Lösungsmöglichkeiten hat sich einerseits enorm erweitert und hat andererseits auch unter den nichtwissenschaftlichen Akteuren Verbreitung gefunden.
2. Das Nitratproblem wird wissenschaftlich und (verbands-)politisch ernstgenommen.²³ Der Handlungsdruck durch die EG-Trinkwasser-Richtlinie wurde allmählich weitgehend akzeptiert.
3. Die Bedeutung der in den meisten Gebieten bestehenden Zeitverzögerung zwischen erhöhter Nitratauswaschung und steigender Nitratkonzentration im Grundwasser wurde erkannt: Kurzfristige präventive Problemlösungen sind vielfach nicht möglich; mit einem weiteren Anstieg der Nitratbelastung -

²⁰ Zum Beispiel die Standortspezifität der Nitratauswaschung einerseits und die Fruchtbarkeit lokaler Dialoge und Kooperation zwischen Wasserwerken, Landwirten und Beratung andererseits.

²¹ Zum Beispiel die verhaltensrelevante Anerkennung der Vorteilhaftigkeit gezielter und gestaffelter Düngergaben einerseits und die effektivere Interessenvertretung gegen Umweltauflagen andererseits.

²² Zum Beispiel die Bewertung der *Min*-Methode oder des DVGW/LAWA-Arbeitskreises Nitrat seitens seiner Teilnehmer.

²³ Es läßt sich sogar die Auffassung vertreten, daß es relativ zu anderen Umwelt- und Gesundheitsproblemen zu ernst genommen wird.

und in einigen Fällen auch mit Nitratdurchbrüchen infolge der Erschöpfung der Denitrifikationskapazität des Untergrundes - wird gerechnet; einige Wasserwerke werden um die Installation von Wasseraufbereitungsanlagen nicht herumkommen, deren Entwicklung - und damit auch deren Kostenabschätzbarkeit - mittlerweile weit gediehen ist.

4. Die Vorrangigkeit präventiver Maßnahmen auf Seiten der Landwirtschaft wird grundsätzlich anerkannt. Simple praktische Lösungen ohne (deutliche) Einkommensverluste sind im allgemeinen aber nicht in Sicht.²⁴ Dies gilt auch für das Gülleproblem in Gebieten mit hoher Viehdichte.
5. Schließlich wird die Problematik hoher Nitratauswaschungsraten nicht mehr nur in den gesundheitlichen Risiken erhöhter Trinkwasser-Nitratbelastung gesehen, sondern zunehmend in ökologisch bedenklichen (Synergie-)Effekten im Boden.
6. Bezogen auf einzelne Akteure sind hervorzuheben die verbesserte Kenntnis und Anerkennung der komplexen Zusammenhänge von Stickstoffdüngung, Bodenverhältnissen und Nitratauswaschung seitens der Wasserwirtschaft und -behörden einerseits und die sehr unterschiedliche Einschätzung des Nitratproblems unter den Landwirten und in den Landwirtschaftsverbänden bei durchschnittlich deutlich gestiegenem Problembewußtsein andererseits.
7. Zumindest auf wissenschaftlicher Ebene besteht weitgehender Konsens, an welchen Orten mit hohen Nitratbelastungen des Grundwassers zu rechnen ist (hoher Stickstoffeintrag, hohe Mineralisationsraten, durchlässige Böden, geringe Denitrifikationskapazität des Untergrundes), daß das Problem meist bereits durch pflanzenbedarfsgerechte Düngung, standortangemessene Bewirtschaftung und Zwischenfruchtanbau lösbar ist und daß jedoch in einigen Gebieten intensive Landbewirtschaftung und Trinkwassergewinnung (ohne zusätzliche wasserwirtschaftliche oder -technische Maßnahmen) nicht vereinbar sind.

²⁴ Der Nitrat-Schnelltest mit Mercko-Quant-Teststäbchen ist zu ungenau; eine pflanzenbedarfsgerechte Düngung ohne Nitratauswaschung verlangt detailliertere, standortspezifische Informationen (vgl. Bogacki 1986, Rohmann/Sontheimer 1985).

Auf prozeduraler Ebene sind die Erfahrungen der Akteure deutlich zwiespältiger. Zu nennen sind hier:

1. Die Möglichkeiten von moral suasion sind begrenzt und enden im allgemeinen spätestens dort, wo sie ökonomischen Interessen der Landwirte widerspricht. Häufig ist die Düngungsberatung aber auch da wenig erfolgreich, wo es nur um den Abbau ökonomischer Überdüngung geht. Die Situationspezifität und betriebsbezogene Vernetztheit der Beratungsprobleme begrenzen zudem deren Möglichkeiten. Außerdem können auch Glaubwürdigkeitsprobleme aufgrund anderslautender früherer Empfehlungen eine Rolle spielen. Schließlich ist die Form der Beratung psychologisch vielfach nicht wirksam angelegt (z.B. Abendvorträge). In jedem Fall ist die über Beratung laufende Verhaltensänderung der Landwirte ein langwieriger Prozeß.
2. Günstiger scheinen konzentrierte Kampagnen auf der Grundlage lokaler Kooperation und Arbeitskreise von Landwirten, Beratung und Wasserversorgungsunternehmen, insbesondere wenn ein Teil der Kosten, z.B. für N_{\min} -Proben, von letzteren oder der Agrarverwaltung übernommen werden.
3. Während einerseits die Hoffnung auf freiwillige Maßnahmen aufgrund von Einsicht in die ursächliche Rolle der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise seitens der Wasserwirtschaft und -behörden eher gesunken ist, werden andererseits die Schwierigkeiten des Vollzugs und der Kontrolle von Bewirtschaftungsauflagen, insbesondere bei räumlich, zeitlich und sachlich differenzierten, standortangepaßten Regelungen ebenfalls als hoch eingeschätzt. Zusammen hat dies die Bereitschaft zu Kompromissen erhöht, die auf verstärkte Beratung, präzise, aber möglichst einfach handhabbare und kontrollierbare Auflagen und gleichzeitige Ausgleichszahlungen hinauslaufen.
4. Alle Akteure heben die positiven atmosphärischen und kognitiven Effekte eines vermehrten Dialogs und Informationsaustausches hervor, auch wenn dies noch nicht sogleich zu merklichen substantiellen Verhaltensänderungen führt.
5. Die Einschätzung der wechselseitigen Kooperations- und Kompromißbereitschaft von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft ist auf Verbandsebene zwi-

spätig, ja eher negativ, obwohl beide Seiten die Notwendigkeit hierfür anerkennen und betonen.

6. Die Funktionalisierung ökologisch begründeter Ausgleichszahlungen als neue legitimationsstiftende und ausbaufähige Quelle der Einkommenssubvention ist auch Resultat eines Lernprozesses auf Seiten der Landwirtschaft.
7. Bezogen auf einzelne Akteure ist weiterhin aufzuführen, daß Agrarverwaltung und -verbände ihre Konzessionsbreitschaft überwiegend aufgrund öffentlichen (und politischen) Drucks erhöhten, daß die auf praktische Umsetzung ihrer Forschungsergebnisse und darauf aufbauender Empfehlungen drängenden Forscher Geduld und Enttäuschungsfestigkeit erlernen mußten und daß die Umweltverbände eine Strategie der Skandalisierung hoher Nitratwerte, des publizistischen Angriffs auf Wasserwirtschaft und staatliche Behörden einerseits und der Einordnung der (bäuerlichen) Landwirtschaft als Opfer von Agrochemie und Agrarpolitik andererseits verfolgten.

Insgesamt sind eindeutig - und in unterschiedlichem Ausmaß - Lernprozesse der Akteure zu verzeichnen, die grundsätzlich eine Anerkennung der Notwendigkeit einer primär präventiven Lösung des Nitratproblems mit entsprechendem (politischen) Handlungsbedarf beinhalten, dessen politische und praktische Realisierung jedoch bestenfalls in den Anfängen steckt (z.B. Hangbegrünung, Zwischenfruchtanbau, Gülleverordnung) und noch wenig verbreitet ist (N_{\min} -Methode, Ausweisung von Wasserschutzgebieten und Erlaß entsprechender Schutzgebietsverordnungen, Aktivwerden von Kommunen, Umdenken in der Agrarpolitik). Diese allmählichen Lernprozesse sind offenbar (noch) kaum verhaltensrelevant.

Hierbei spielen Machtpositionen und Interessenkoppelungen bei Landwirtschaft, Düngemittelindustrie und Agrarbehörden eine eher hemmende Rolle, im Unterschied zu Wasserwirtschaft, Umweltbehörden und Umweltverbänden. Bei letzteren bestehen begrenzt Interessenkoppelungen zugunsten einer präventiven Problemlösung auf Landwirtschaftsseite, insbesondere bei den betroffenen Wasserversorgungsunternehmen, jedoch wenig Macht, deren Realisierung durchzusetzen. Umgekehrt sind die ersteren Akteure in der Lage, ihre Machtpositionen im Agrarsektor zugunsten der Blockierung oder zumindest Verzögerung und Abschwächung von für sie ungünstigen Regelungen zu nutzen, und haben dies auch getan. Eine bei

anderen Machtverhältnissen beispielsweise durchgesetzte Internalisierung von Umweltkosten mit Hilfe einer Stickstoffsteuer hätte Lernprozesse und Verhaltensänderungen dieser Akteure in Richtung einer grundwasserschonenden Düngung und Bewirtschaftungsweise vermutlich zumindest aus psychologischen, wenn nicht ökonomischen Gründen beschleunigt. Der Einfluß von Interessenkoppelungen wird besonders an der Position der Agrarverbände deutlich: Solange eine reduzierte Stickstoffdüngung sich nicht einkommensmindernd auswirkt und in der Entscheidungsfreiheit des einzelnen Landwirts verbleibt, wird sie als sinnvoller und notwendiger Beitrag zur Lösung des Nitratproblems befürwortet und gefördert; sobald weitergehende Einschränkungen ausgesprochen werden, werden sie als unzureichend begründet, eher kontraproduktiv, gegenüber wasserwirtschaftlichen oder -technischen Maßnahmen abzuwägende oder zumindest als entschädigungspflichtig eingestuft. Ähnliche, wenn auch lockerere und vermitteltere Interessenkoppelungen finden sich bei der Düngemittelindustrie und der Agrarverwaltung. In der Tendenz führen Machtpositionen und Interessenkoppelungen bei diesen (drei) Akteuren zu Ambivalenzen, wenn nichts bereits in bezug auf ihre Lernprozesse, so spätestens in bezug auf deren Verhaltensrelevanz. Dieser theoretisch vorab zu vermutende Zusammenhang läßt sich bei vielen der nitratrelevanten Politikprozesse (vgl. Abschnitte 6.4.3, 6.4.4, 6.4.5 und 7.2) belegen.

8.1.5 Symbolische versus substantielle Nitratpolitik

In Abschnitt 6.7 wurde die bisherige Entwicklung der Nitratpolitik als primär symbolische - allerdings in dieser Hinsicht mehrschichtige - Agrarumweltpolitik charakterisiert. In diesem Abschnitt geht es darum, im strengeren Sinn von "symbolic uses of politics" (Edelman 1971) die Nitratpolitik selbst noch einmal genauer unter die Lupe zu nehmen. Es interessieren jetzt - unter Berücksichtigung der lokalen Fallstudien (Kapitel 7) und des zeitlichen Verlaufs des Politikzyklus - die Intentionen der Akteure im Hinblick auf substantielle Lösungen des Nitratproblems.

Wie zu erwarten, spiegelt sich in dem Strukturmuster der nitratrelevanten Politikstränge und der Nitratpolitik vor Ort ein Gemisch aus symbolischer und substantieller Politik. Dabei gilt nicht durchgängig, daß mit zunehmender Pro-

blemferne Symbolpolitik immer mehr dominiert. Auch auf lokaler Ebene reagierten aufgeschreckte Bürgermeister und Gemeinderäte häufig zunächst mit überwiegend symbolischen Gesten, um die Bevölkerung zu beruhigen.²⁵ Eher läßt sich die Aussage machen, daß symbolic uses of politics bei den dafür prädestinierten Akteuren genuiner Politik, seien es Politiker oder Verbandsfunktionäre, eine vergleichsweise neutrale Rolle spielen, da sie hieraus einen Großteil ihrer Reputation beziehen. Dies erklärt sich zum Teil daraus, daß mit der vorherrschenden Zuschreibung der *staatlichen* Verantwortung für ausreichenden Umweltschutz die Politik diesem Anspruch gegenüber der Öffentlichkeit nachzukommen und dies zu demonstrieren sucht, während der konkrete Vollzug wirksamer und damit meist einschneidender umweltpolitischer Programme auf massiven offenen oder versteckten Widerstand der hiervon wirtschaftlich negativ Betroffenen stößt, während sich die allgemeine öffentliche Diskussion selten um die Details der Programmimplementation kümmert (vgl. z.B. Gülleerlaß, Gülleverordnung, Wasserpfennig). Allerdings ist zu beachten, worauf bereits die schwache Verknüpfung des Nitratthemas mit der Karriere von Politikern hindeutete (Abschnitt 6.5), daß diese Strategie der Politik zumindest in der Vergangenheit nur eingeschränkt erfolgversprechend war, weil zum einen selbst die vergleichsweise geringen Auflagen²⁶ zu teils heftigen politischen Auseinandersetzungen führten, zum zweiten die betroffenen Gemeinden und Wasserwerke sich von solchen Vorgehensweisen kaum blenden ließen und zum dritten der umweltpolitische Stellenwert des Nitratproblems und damit die diesbezüglichen Profilierungsmöglichkeiten für Politiker doch relativ begrenzt waren. Für die durch die TVO gebundenen Wasserversorgungsunternehmen sind die rein symbolpolitischen Aktionsmöglichkeiten als Ersatz für substantielle Schritte spätestens dann im wesentlichen erschöpft, wenn der Nitratgrenzwert dauerhaft überschritten wird. Deshalb hat der "symbolic use of politics" bei konkret betroffenen WVUs eher den Charakter flankierender Aktionen zu substantiellen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen.

²⁵ Des öfteren wurde auch nur beschwichtigt und auf die Einhaltung bestehender Grenzwerte verwiesen, so daß man nicht einmal ohne weiteres von Symbolpolitik sprechen kann (vgl. Brüggemann et al. 1986).

²⁶ Ganz ohne vorzeigbare Auflagen kommen auch auf Symbolpolitik abzielende Umweltprogramme nicht aus, deren Umsetzung ja hinreichend verwässert werden kann.

Generell ist festzuhalten, daß mit wachsender Anerkennung des Nitratproblems das Bemühen um substantielle und nicht nur symbolische Lösungsschritte bei allen Akteuren mehr oder minder im Laufe der Zeit zugenommen hat. Dabei ist auch zu berücksichtigen, daß die inzwischen entwickelten Politikprogramme und die getroffenen Entscheidungen sich erst im Laufe ihrer häufig gerade erst begonnenen (administrativen) Spezifikation und Implementation als Symbol- oder als substantielle Politik erweisen werden. Hier kommt denn auch die Problematik einer zwar substantiell gemeinten, aber faktisch nur symbolisch wirksamen Politikgestaltung zum Tragen, wo substantielle policy impacts leider nicht zu den intendierten policy outcomes führen müssen. So sind die Vorschriften der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen oder der SchALVO in Baden-Württemberg durchaus substantieller Natur und bewirken reale Verhaltensänderungen bei den Landwirten; ob sie jedoch (längerfristig) zu einer Reduzierung der Nitratauswaschung ins Grundwasser beitragen, ist offen. Insbesondere das Ausbringungsverbot für Gülle im Winter kann auch zur konzentrierten Leerung der Güllespeicher im Herbst und Frühjahr führen, wenn das Auswaschungsrisiko besonders hoch ist. Auch könnten die Auseinandersetzungen um die Interpretation und Umsetzung von § 19 Abs. 4 WHG eine weitere Verlangsamung in der Ausweisung von Wasserschutzgebieten bzw. dem Erlass restriktiver Bewirtschaftungsauflagen sowie eine unzureichende Beachtung nicht geschützter Flächen in der Agrarumweltpolitik induzieren.

Schließlich weist die bisherige Nitratpolitik eindeutig eine symbolpolitische Schlagseite in dem Sinne auf, daß, gemessen an dem proklamierten Ziel, das Nitratproblem präventiv auf der Landwirtschaftsseite zu lösen, in der Realität eher korrektive wasserwirtschaftliche Lösungsmaßnahmen dominieren. Eine Änderung zugunsten mehr präventiver Maßnahmen zeichnet sich überwiegend nur auf der Basis von Ausgleichszahlungen für die betroffenen Landwirte ab.

Insgesamt ist eine bloße Gegenüberstellung von symbolischer und substantieller Nitratpolitik jedoch nicht ausreichend, da es den Akteuren eher um eine geschickte Verbindung beider Politikdimensionen als um deren wechselseitiges Ausspielen geht.

Im Hinblick auf eine Ökologisierung der Agrarpolitik gilt diese Aussage hingegen so nicht mehr: Diesbezüglich kann man durchaus von einer primär symbolpo-

litischen Funktion der Nitratpolitik im Sinne von symbolic uses of politics sprechen (vgl. Kapitel 9), in der das Aufgreifen ökologischer Anliegen in die peripheren Bereiche der Agrarpolitik (protective belt) verwiesen wird, auch um ihren Kern zu schützen.²⁷

8.1.6 Zur Interpretation des Politikzyklus

Absicht des Forschungsvorhabens "Ökologisierung der Agrarpolitik" war es, die politische Behandlung des Nitratproblems über den gesamten Politikzyklus hinweg zu untersuchen (Conrad 1984). Durch die *analytische* Aufteilung des politischen Prozesses im Sinne eines Politikzyklus sollten insbesondere die Strukturierung der Politikanalyse und die Identifizierung von Leerstellen und strategischen Entscheidungspunkten in der Nitratpolitik im Hinblick auf eine Ökologisierung der Agrarpolitik erleichtert werden. In diesem Abschnitt werden nun fünf diesbezügliche Fragestellungen angeschnitten:

1. Wurde die Entwicklung der Nitratpolitik über den gesamten Politikzyklus hinweg rekonstruiert?
2. Wie ist der Verlauf der Nitratpolitik im Modell des Politikzyklus zu interpretieren?
3. Ist das Modell des Politikzyklus im Fall der Nitratpolitik - und auch generell - überhaupt als analytisches Konstrukt für die Interpretation der Empirie angemessen?
4. Wie sieht gegebenenfalls eine solche sachlich angemessene Interpretation der Nitratpolitik aus?
5. Welche Konsequenzen sind für das Modell des policy cycle zu ziehen?

ad 1

Die Rekonstruktion der Nitratpolitik (vgl. Kapitel 5, 6 und 7) orientierte sich durchaus auch am Modell des Politikzyklus, ohne jeden Tatbestand und Teilprozeß jeweils einer bestimmten Phase zuzuordnen. Während die Schritte der Problemperzeption und -definition, der Politikformulierung und -entscheidung

²⁷ Die Frage, ob dies umweltpolitisch möglicherweise angemessen oder vorteilhaft sein könnte, ist zwar durchaus berechtigt (Priorität mittlerer ökologischer Regulierungen), spielt aber im politischen Prozeß de facto so gut wie keine Rolle.

relativ detailliert beschrieben werden, trifft dies für diejenigen der Politikimplementation, -evaluation und -termination nicht zu. Ob hier die Forschung der realen Politik nur voraus war, oder ob damit eher die Anwendbarkeit des Politikzyklusmodells in Frage gestellt wird, soll zunächst offenbleiben. Zweifellos ist in den nächsten Jahren mit nitratbezogenen administrativen Prozessen zu rechnen, die sich als Politikimplementation werden interpretieren lassen. Jedenfalls ist die erste Frage recht eindeutig mit "Ja" zu beantworten.

ad 2

Eine knappe Interpretation der Entwicklung der Nitratpolitik im Rahmen des Politikzyklus-Modells sieht etwa so aus: Als Problem der Politik wurde die Trinkwasser-Nitratbelastung perzipiert und artikuliert aufgrund vor allem wissenschaftlicher Untersuchungen und Mahnungen einerseits und bürokratischen über die EG-Trinkwasser-Richtlinie ungewollt erzeugten Handlungsdrucks andererseits. Diese Phase der politischen Problemprezeption und -artikulation dauerte rund zwei Jahrzehnte (1960-1980). Die Phase der Politikformulierung und Programmentwicklung spielte und spielt sich in mehreren parallellaufenden nitratbezogenen Politiksträngen ab und ist noch nicht abgeschlossen. Die frühen Politikentscheidungen betrafen dabei die Festlegung von Nitratstandards im Trinkwasser. Die Unterscheidung von Programmentwicklung und Implementation und damit die Zuordnung bestimmter Politikelemente ist standpunktabhängig: die SchALVO läßt sich als Umsetzung der WHG-Novelle und als Programmvorgabe für die Vorgehensweise der örtlichen Landwirtschaftsämter ansehen; spezifische Wasserschutzgebietsverordnungen lassen sich als Vollzug von Landeswassergesetzen und als Konditionalprogramm für die Vollzugsbehörde und -überwachung interpretieren. Von Implementation kann man nur bei Vorliegen halbwegs eindeutiger Politikprogramme sprechen, wie im Falle von TVO, GVO und WHG. Lokale Problemwahrnehmung und -lösung initiierten teils erst die Entwicklung übergeordneter nitratpolitischer Handlungsprogramme. Dies verdeutlicht, daß eine klare, operationale Anwendung des Politikzyklus-Modells sich streng genommen auf spezifische Politikstränge und bestimmte Politikebenen oder gar Akteure beziehen muß. So ist es z.B. denkbar, daß die Wasserwirtschaft Aufkauf- und aufgabenbewehrte Verpachtungsstrategien für Wasserschutzgebiete entwickelt, umsetzt und beendet unabhängig von der Formulierung, Verabschiedung und Implementation von Güllerverordnungen. Nicht nur zwischen Programmformulierung und Implementation,

sondern zwischen Problempерzeption, Politikformulierung, Vollzug und Evaluation gibt es keine klar definierten oder gar formalisierten Rückkopplungen, die die Verwendbarkeit des policy cycle-Konzepts allenfalls im Sinne eines rekurrenten Prozeßmodells gestatten. Damit wird die Zurechnung unzureichenden Umwelt- und Gesundheitsschutzes auf Perzeptions-, Politik-, Vollzugs- oder Wirkungsdefizite immer mehr von normativen Annahmen über ein Referenzmodell des Politikprozesses abhängig, so daß die Identifizierung von spezifischen Schwachstellen der Nitratpolitik allenfalls in völlig offensichtlichen Fällen noch Sinn macht. Sind beispielsweise Verzögerungen im Vollzug der GVO primär auf Politikdefizite - bzw. intendierte Politik - in bezug auf das vorgeschriebene Einvernehmen zwischen unteren Abfall- und Wasserbehörden und Landwirtschaftskammer und die fehlenden Sanktionsmöglichkeiten zurückzuführen oder vor allem auf Vollzugsdefizite infolge mangelnder Überwachung und Verfolgung von Verstößen? Sind auch heute noch häufiger zu beobachtende Überschreitungen des Nitratgrenzwerts im Trinkwasser eines Teils der Bevölkerung als Perzeptionsdefizit der Agrar(umwelt)politik, als Programmdefizit der Wasser- und Gesundheitspolitik (Vernachlässigung privater Trinkwassergewinnungsanlagen im ländlichen Raum), als Vollzugsdefizit der Gesundheitsämter und Kommunalpolitik, als Wirkungsdefizit im Sinne der Wirkungslosigkeit amtlicher Mitteilungen und Broschüren auf das Verhalten privater Selbstversorger mit Trinkwasser oder gar als Politik- bzw. Vollzugsübermaß im Gefolge überzogener Nitratstandards mit der Folge von Politik- und Ressourcendefiziten bei anderen, weit relevanteren Umwelt- und Gesundheitsbelastungen zu interpretieren? Schließlich ist zu berücksichtigen, daß Nitrat nur ein issue unter vielen für die betroffenen Agrar-, Umwelt-, Wasser- und Gesundheitsbehörden darstellt, die somit angesichts prinzipiell und aktuell begrenzter Ressourcen, sei es auf der Ebene von Problempерzeption, von Programmformulierung, von Vollzug oder von Wirkungskontrolle, immer auch - explizit oder implizit - trade-offs zwischen ihren vielfältigen speziellen Aufgaben berücksichtigen und Prioritäten unter Unsicherheit setzen müssen.

Vor diesem Hintergrund kommt eine zusammenfassende Beurteilung von Schwachstellen der Nitratpolitik in den verschiedenen Phasen des Politikzyklus - bezogen auf die Lösung des Nitratproblems - in der Tendenz zu folgendem Ergebnis. Von einem Perzeptionsdefizit kann spätestens seit Mitte der 80er Jahre kaum mehr, allenfalls in bezug auf die Agrarpolitik, gesprochen werden. Dies

gilt so nicht bis zum Ende der 70er Jahre. Programmdefizite lassen sich für die verschiedenen nitratrelevanten Politikstränge in mehr oder minder großem Ausmaß ausmachen, wenn man sachlich mögliche effektivere und effizientere Alternativen auf der jeweiligen Programmebene in Rechnung stellt: kaum für die TVO und die Förderung von Aufbereitungsverfahren, aber deutlich für abfall- und wasserrechtliche Regulierungen.²⁸ Vollzugsdefizite lassen sich, soweit von Programmimplementation gesprochen werden kann, im wesentlichen im Hinblick auf mangelnde Überwachung und gegebenenfalls Strafverfolgung, weniger in bezug auf den primären Vollzug ausmachen. Angesichts der begrenzten und chronisch knappen Personal- und Ressourcenverfügbarkeit einerseits und der Fragwürdigkeit flächendeckender administrativer Einzelüberwachung andererseits können diese mehr oder minder durchgängig zu beobachtenden Vollzugsdefizite kaum den Vollzugsbehörden zur Last gelegt werden (vgl. Mayntz et al. 1978).²⁹ Darüber hinaus sind allerdings auch beträchtliche Variationen im Aktivwerden und Vollzugsverhalten verschiedener Kommunen und Behörden zu beobachten (vgl. Kapitel 7). Über Wirkungsdefizite lassen sich aufgrund der Zeitverzögerung in der Nitratbelastung des Rohwassers bisher kaum Aussagen machen. Sie sind in jedem Fall programm- und teils auch standort- und vollzugsspezifisch zu untersuchen (vgl. Abschnitt 8.1.8).

Auch wenn sich die Nitratpolitik erwartungsgemäß nicht umstandslos auf die Phasen des Politikzyklus abbilden läßt, so erscheint die heuristische und ty-

²⁸ Um dies an vier Beispielen zu demonstrieren: In der SchALVO fehlt die ursprünglich vorgesehene Bestrafung von Landwirten mit Bußgeldern im Falle von N_{min} -Werten von über 90 kg/ha. Die niedersächsische Landesregierung hätte bei ihrer Präferenz für einen Gülleerlaß anstelle einer Gülleverordnung die Möglichkeit von Allgemeinverfügungen gemäß § 15 Abs. 3 AbfG vorsehen und an die nachgeordneten Behörden delegieren können, so daß die Abfallbehörde des Kreises Diepholz mit ihrem entsprechenden Versuch vor Gericht nicht auf die Nase gefallen wären. In Nordrhein-Westfalen ist die inzwischen bestehende Möglichkeit der Verhängung von Bußgeldern bislang im Hinblick auf eine Novellierung der GVO nicht stärker verfolgt worden. Auf Bundesebene sind die fehlende Präzisierung des Begriffs der ordnungsgemäßen Landwirtschaft und die (gesetzliche) Anforderung der Festlegung von Betreiberpflichten zu nennen.

²⁹ Der häufig einzige für Umweltangelegenheiten zuständige Mitarbeiter einer Gemeindeverwaltung sollte sicherlich nicht seine gesamte Dienstzeit mit der Kontrolle der Landwirte hinsichtlich normgerechter Gülleausbringung und mit der Erstellung entsprechender Klageschriften verbringen und darob z.B. Tierschutzfragen, örtliche Mülldeponie oder Emissionsauflagen für die lokale Zellstofffabrik völlig vernachlässigen.

pisierende Verwendung dieser Begriffe dennoch sinnvoll, soweit es die Bereiche der Problemwahrnehmung und -selektion, der Problemartikulation und -definition, der Politikformulierung, Programmentwicklung und Entscheidung betrifft, bereits weniger in bezug auf Implementation, Feedback, Evaluation und Termination. Von daher spricht die Empirie der Nitratpolitik nicht gegen die Verwendung von Begriffen des Politikzyklus-Modells und seine heuristische Funktion; seine darüber hinausgehende konzeptionelle und interpretative Nutzung trägt jedoch nur wenig zum besseren Verständnis der Determinanten und Verlaufsmuster der Nitratpolitik bei.

ad 3, 4 und 5

Das Modell des Politikzyklus ist zweifellos komplexer und realitätsangemessener als eine simple Zweck-Mittel-Vorstellung von Politik. Aber auch dieses Modell weist einige gravierende Defizite auf³⁰, die sich wie folgt zusammenfassen lassen (vgl. Lindblom 1979, Mayntz 1983)³¹:

1. Es wird eine Zielgerichtetheit und innere Logik des politischen Prozesses unterstellt, die in mehrfacher Hinsicht zu bezweifeln ist: a) "policy determines politics" gilt sicher nicht uneingeschränkt; b) verschiedene Akteure verfolgen unterschiedliche Zwecke; c) Politikverflechtungen relativieren die Angemessenheit auf spezielle Ziele gerichteter Maßnahmen, was von den Akteuren durchaus in Rechnung gestellt wird³²; d) Veränderungen im Zeitverlauf, die sich nicht auf Ergebnisse späterer Phasen des policy cycle beziehen, z.B. neue wissenschaftliche Erkenntnisse, organisatorische Umstrukturierungen, Änderungen des Politikumfeldes wie EG-Agrar Krise oder Steuerreform, können auch das rekurrente Prozeßmodell als kaum mehr erklärungsträchtig erscheinen lassen.

³⁰ Diese gelten auch für das erweiterte rekurrente Prozeßmodell des Politikzyklus, das Rückkopplungen und Wiedereintritt in frühere Phasen berücksichtigt.

³¹ In der politikwissenschaftlichen Literatur wird diese Problematik insbesondere im Kontext der Implementationsforschung diskutiert.

³² Zum Beispiel kann konzilianter Agieren der kommunalen Abfallbehörde gegenüber der Gülleausbringung von Landwirten im Hinblick auf die Klärschlammabnahme durchaus funktional und per saldo ökologisch positiv zu bewerten sein, obwohl es als Vollzugsschwäche zu charakterisieren wäre.

2. Das Modell des Politikzyklus stellt auf den Referenzfall einer rechtsförmigen und bürokratischen Vollzugsrationalität mit Effektivität und Effizienz als Erfolgskriterien ab (vgl. Barrett/Fudge 1981), wodurch mögliche funktional äquivalente Regulierungstypen - z.B. marktvermittelte Problembearbeitung oder konsensbezogene lokale Regelungen ohne identifizierbare Politikprogramme - leicht aus dem Blick geraten.
3. Die Unterscheidung zeitlich nacheinander oder zumindest parallel geschalteter Politikphasen und die damit mögliche Differenzierung von Perzeptions-, Politik-, Vollzugs- und Wirkungsdefiziten macht häufig nur noch analytisch, nicht aber mehr empirisch Sinn.
4. In der neueren politikwissenschaftlichen Diskussion wird daher mehr auf eine fallspezifische, realitätsnähere Rekonstruktion von Politik ohne die Generalisierungsansprüche abgehoben, die in solchen begrifflichen, formalisierten Methoden wie dem des Politikzyklus enthalten sind (Meehan 1985, Wittrock/de Leon 1986).

In der Konsequenz ist die vom speziellen Fall abhängende Brauchbarkeit und Erklärungskraft des rein analytischen Modells des Politikzyklus noch stärker zu betonen und seine Einbettung in variable Problem-, Entscheidungs-, Instanzen- und Vollzugsstrukturen und Interessenlagen von Akteuren wesentlich. Eine integrale Sicht des politischen Prozesses (Knoepfel et al. 1980) läßt dann kaum noch ein allgemeingültiges Erfolgsbedingungsmodell für beliebige Politikinhalte mit substantiellen Aussagen zu (Bruckmeier 1986).

"Politik" als organisierte Prozesse von Entscheidungshandlungen läßt sich weder auf Zwangsverhältnisse (Schmitt 1927) oder auf Wert- oder Normintegration (Habermas 1973) reduzieren, noch als Markt- und Tauschmodell (Downs 1967) konzeptualisieren. Vielmehr thematisiert, organisiert und bearbeitet Politik im Sinne eines "prinzipienfesten Opportunismus" sozial- und systemintegrative Probleme in der bürgerlichen Gesellschaft zweckabstrakt und ohne inhärente Logik, womit ihre besondere Leistung gerade darin besteht, sowohl *Zwecke* als auch *Mittel* als kontingent zu behandeln. Dabei verfolgen - auf handlungstheoretischer Ebene - die Akteure ihre Interessen opportunistisch und situativ, ohne sich an bestimmte Regeln, Normen und Sachaufgaben binden zu lassen. Aus-

blendungen, Versäumnisse und Benachteiligungen, "die dabei mit Notwendigkeit entstehen müssen, werden zyklisch durch politische Krisen 'bereinigt'. Themen, für deren Bearbeitung die politischen Agenturen keine Zeit, keine Mittel und keinen Konsens organisieren konnten, geraten wegen erhöhter Krisen- und Konfliktaktualität in den praktisch relevanten politischen Aufmerksamkeitsbereich" (Japp 1975: 103).

Ob also, bei Unterstellung eines Restes an Gerichtetheit des politischen Prozesses und einer mäßigen Kontingenz zwischen seinen einzelnen Phasen, die Verwendung des analytischen Politikzyklus-Modells zur - zumindest heuristischen - Interpretation empirischer Politikabläufe taugt oder nur eine normativ orientierte Rekonstruktion darstellt, ist erst anhand der Analyse des jeweiligen Einzelfalles und dessen Kontextes zu beurteilen. Für die Nitratpolitik wurde oben eine tentative Antwort versucht.

Zur Beantwortung der Frage 4 wird ansonsten auf die übrigen Abschnitte des Kapitels 8 verwiesen. Klar ist, daß auf einsinnige Erklärungsmodelle verzichtet wird, es vielmehr um die Beleuchtung aus unterschiedlichen Blickwinkeln geht.

8.1.7 Die Medien und der Einfluß der Themenkonjunktur

Im Hinblick auf gängige Kontroversen um die Rolle und den Einfluß der Medien in der Ökologie- und Technikdiskussion (vgl. Hauff 1980) soll in diesem Abschnitt erörtert werden, wie dieser Sachverhalt sowohl auf inhaltlicher als auch auf formaler Ebene in bezug auf die Nitratpolitik zu beurteilen ist, nachdem diese Thematik bereits in Kapitel 3 und Abschnitt 6.5 angeschnitten wurde.

Aus der Medienforschung ist inzwischen hinlänglich bekannt, daß die Medien im allgemeinen kaum als Meinungsbildner, sondern überwiegend als Meinungsverstärker wirken. Einfluß auf die inhaltliche Meinungs- und Urteilsbildung nehmen die Medien am ehesten in der Geburtsphase eines öffentlichen Themas, wenn ihre diesbezüglichen Informationen und Bewertungen (noch) auf einen weißen Fleck beim Rezipienten stoßen (vgl. Hillgartner/Bosk 1988). Eine solche Bedeutung ließe sich in bezug auf die Nitratdiskussion dann allenfalls für die frühen

Veröffentlichungen etwa des "Spiegel" und des "Stern" vermuten, aber nicht belegen. Das Grundmuster der nitratbezogenen Medienbeiträge läßt sich als sachliche Informationsvermittlung, Betonung der Gesundheitsrisiken nitratbelasteten Trinkwassers und thematische Einbettung in die Agrar-Umwelt-Diskussion charakterisieren. Ob die Medien mit der Hervorhebung der Gesundheitsgefahren nur den Tenor der öffentlichen Meinung widerspiegeln oder aus ihrer Präferenz für bad news durch die bevorzugte Meldung von örtlichen Grenzwertüberschreitungen - etwa im Vergleich zu Notizen über Demonstrationsversuche mit grundwasserschonender Düngung - zu einer Überbewertung der Gesundheitsgefährdung durch erhöhte Nitratkonzentrationen beigetragen haben, ist empirisch nicht untersucht und nach den oben benannten Erkenntnissen der Medienforschung zugunsten der ersten Vermutung zu beantworten; zulässig wäre auch die Einstufung dieser Fragestellung als Henne-Ei-Problem. Ihrer Rolle als Informant und Meinungsverstärker sind die Medien in bezug auf das Nitratproblem eindeutig nachgekommen.³³ Dabei dürften insbesondere das Nitratproblem intensiver behandelnde und spezifische Zielgruppen ansprechende Medien von Bedeutung sein: die Öko-Medien wie "Natur" und "Öko-päd" mit ihren Berichten über nitratbelastete Trink- oder Mineralwässer, die Landwirtschaftsblätter wie DLG-Mitteilungen oder Landwirtschaftsblatt Weser-Ems mit ihren Beiträgen und Empfehlungen zu pflanzenbedarfsgerechter und grundwasserschonender Düngung und Gülleausbringung und die Lokalpresse als Informations- und Konfliktforum örtlicher Nitratkontroversen (vgl. die entsprechenden Anhänge in Brüggemann et al. 1986, Gitschel 1987b, Hafenecker 1989, Teherani-Krönner 1988, 1989b, Uka 1989).

Damit wenden wir uns der Hauptfrage nach dem formalen Einfluß der Medien auf die Nitratdebatte und -politik durch die Mitgestaltung von Themenkonjunkturen zu. Daß gerade die Behandlung ökologischer issues in der Öffentlichkeit den Gesetzmäßigkeiten des issue attention cycle unterliegt, braucht nicht eigens hervorgehoben zu werden (vgl. Downs 1972)³⁴, ebensowenig wie die daraus resultierende Tendenz eines Abstumpfungsprozesses gegenüber einem mangelnden und

³³ Die für eine genauere Analyse notwendige Differenzierung zwischen den verschiedenen Medien und Zeitungen ist hierbei allerdings nicht erfolgt. Eine Grobauswertung der von uns verfolgten überregionalen Tageszeitungen ergab für den Zeitraum 1983-1988 durchschnittlich immerhin alle ein bis zwei Monate eine Meldung bzw. einen Artikel.

³⁴ Die ironische Sprechweise vom Schadstoff der Woche karikiert gerade diesen Zusammenhang.

dauerhaften Ernstnehmen von die Schlagzeilen erreichenden Unfällen und Umweltproblemen (vgl. Enzensberger 1973).

Der Einfluß öffentlicher Themenkonjunkturen auf die Politik selbst ist dagegen schwieriger zu rekonstruieren und zu belegen, da er unter anderem stark von den gewählten Zeitperioden, Meßgrößen und Zurechnungsregeln abhängt (Conrad 1987g). Hingewiesen werden soll hier nur darauf, daß zum einen das Aufgreifen von und die Auseinandersetzung mit bestimmten Themen durch die Politik gegenüber der Verabschiedung und Durchführung politischer Maßnahmen als Indikatoren vorzuziehen sind und daß zum zweiten der Einfluß der Aufschwungphase des issue attention cycle auf die Politik bedeutsamer als derjenige der Abschwungphase zu sein scheint.³⁵

Für die Nitratpolitik erscheint der Einfluß der Medien eher gering. Dies trifft auf lokaler Ebene allerdings weniger zu, da sie hier oft in ihrer Rolle als Medium der Kontroverse und der Nachrichtenvermittlung durchaus von signifikanter lokalpolitischer Bedeutung sein können (rüggenmann et al. 1986, Uka 1989). Auf Bundes- und Landesebene geschah hingegen zum einen das Aufgreifen des Nitratproblems im politischen Raum relativ unabhängig und parallel zu seiner Thematisierung in der Öffentlichkeit. Zweitens läßt sich von einem nitrat-spezifischen issue attention cycle nur mit Vorbehalten sprechen, insofern dieses Thema über einen längeren Zeitraum seit ca. 1982 häufiger, aber sporadisch aus aktuellem Anlaß aufgegriffen wurde und wird, so daß man eher von einem dauerhaften "Sticheln" der Presse sprechen sollte, was dann dazu beiträgt, daß das Thema nicht so leicht von der politischen Tagesordnung verschwindet. Ein Bezug zum issue attention cycle läßt sich drittens eher für die Agrarumweltpolitik allgemein herstellen; auf dieser Ebene dürften die Medien durchaus dazu beitragen, daß die Politik auch infolge öffentlichen Drucks sich der Umweltprobleme der Landwirtschaft etwas kontinuierlicher annimmt, wobei spezielle issues via Metamorphosen in neuen Themenzyklen (Wasser, Boden, Landwirtschaft etc.) mehrfach (an anderen Orten) Wiedergeburten erleben können. Viertens sind relativ augenscheinliche Beispiele für am issue attention cycle orientierte

³⁵ Diese Aussage stellt eine Verallgemeinerung der Ergebnisse der Analyse von Conrad (1987g) der Energiesparpolitik in der BRD dar. In dieser Arbeit wird der Einfluß verschiedener Phasen des "issue attention cycle" auf die Energiepolitik in den Bereichen Haushaltsheizung und Benzinverbrauch im Verkehr untersucht.

Politikaktivitäten nicht unbedingt ein Beleg für den steuernden Einfluß der Medien; die Politik stellt Themenkonjunkturen durchaus selbst in Rechnung. Dies ist etwa für die Gülleverordnung zu vermuten, wo sich das umweltpolitische Interesse seit 1984 deutlich auf das Wasserrecht verlagert hat, obwohl die Verwaltung gerade erst ihre ersten Erfahrungen mit der Umsetzung der GVO gemacht hat (vgl. Teherani-Krönner 1987). Fünftens ist schließlich eine etwas kontinuierlichere Abarbeitung der Administration am Nitratproblem seit Mitte der 80er Jahre zu beobachten, die ziemlich unabhängig von Medienveröffentlichungen verläuft. - Der wesentliche und nicht zu vernachlässigende Einfluß der Medien auf die Nitratpolitik ist vermittelter anzusetzen. Die lokale und bisweilen auch überregionale Presse spielt zweifellos eine Rolle beim Virulentwerden örtlicher öffentlicher Debatten um hohe Nitratwerte im Trinkwasser, die die Kommunalverwaltung zu Reaktionen zwingen. Solche frühen lokalen Nitratkontroversen haben maßgeblich dazu beigetragen, daß es auf überregionaler Ebene zu Politikaktivitäten kam, während spätere örtliche Auseinandersetzungen und Medienaufmerksamkeit eher zu deren Fortdauer und Verbreiterung beigetragen haben mögen.

In Abschnitt 6.3 wurde bereits die Vermutung geäußert, daß das Nitratproblem seinen Höhepunkt als öffentliches Thema inzwischen überschritten hat und Pestizidverunreinigungen und/oder Tierpharmakarückstände an seine Stelle im Rahmen der Agrar-Umwelt-Diskussion treten werden. Aber auch hierfür sind sicher nicht primär die Medien als vielmehr andere betroffene Akteure wie Wasserwirtschaft und Agrochemie und bürokratischer Handlungsdruck, z.B. durch die TVO, verantwortlich.

Hinsichtlich der Agrar-Umwelt-Diskussion insgesamt hatte ich eine größere zeitliche Kontinuität und eine gewisse Unabhängigkeit von kurzfristigen öffentlichen Themenkonjunkturen aufgrund ihrer sozialen und sachlichen Stabilisierung als wahrscheinlich unterstellt (Kapitel 3). Innerhalb ihres Rahmens mögen die kürzerfristigen Prioritäten und Posterioritäten einzelner issues für die Agenda der Agrarumweltpolitik sehr wohl dem Einfluß des issue attention cycle unterliegen. Insbesondere auf der Ebene von Symbolpolitik und Programmformulierung ist daher mit einer abnehmenden Bedeutung der Nitratpolitik zu rechnen, nicht jedoch auf der Ebene von Programmimplementation und akuter po-

litischer Maßnahmen in Einzelfällen.³⁶ Zusammenfassend läßt sich somit ein auf spezifische Politikphasen und -momente begrenzter Einfluß der Themenkonjunktur auf die Nitratpolitik und eine vor allem lokal vermittelte, indirekte Rolle der Medien auf formaler Ebene festhalten, ohne daß von einem für die Entwicklung von Nitratpolitik maßgeblichen Einfluß gesprochen werden kann.

8.1.8 Substantielle Auswirkungen nitratbezogener Politikimplementation

Zum Abschluß von Kapitel 8.1 wird noch einmal näher nach den substantiellen Auswirkungen der Politikspiele um Nitrat gefragt. Dahinter steht die Überlegung, daß die (bessere) Erfüllung des substantiellen Hauptzwecks der Nitratpolitik, die Vermeidung nitratinduzierter Gesundheitsgefährdungen, nicht notwendig mit der Implementation nitratbezogener Politikprogramme zusammenfällt, worauf bereits die obige (Abschnitt 8.1.6) Unterscheidung von Vollzugs- und Wirkungsdefizit abstellte. Die Untersuchung der Relationen in der dementsprechend konzipierten Wirkungskette policy output - policy impact - policy outcome zielt auf die Art und Stringenz der Zusammenhänge verschiedener Niveaus von Politikfolgen ab (vgl. Conrad/Knoepfel 1984): Welche Konsequenzen (impacts) haben Politikergebnisse (policy outputs) wie Steuern, Standards, Genehmigungen, Verbote, Sanktionen, informelle Absprachen, Ausgleichszahlungen etc. auf das Verhalten der Regulierungsadressaten, d.h. der Landwirte und/oder der Wasserversorgungsunternehmen (impact-output-Relation), und welche realen substantiellen Wirkungen (outcomes), wie Nitrat Auswaschungsraten, Nitratgehalte in Grund- und Trinkwasser, nitratbedingte Krankheitsfälle, haben ihrerseits solche Verhaltensänderungen der Regulierungsadressaten (outcome-impact-Relation)? Dabei ist auf der Ebene der substantiellen Politikauswirkungen (policy outcomes) zu unterscheiden zwischen den Politikzielen korrespondierenden intendierten und anderweitigen in Kauf genommenen, vielfach nicht intendierten substantiellen Auswirkungen.

Für die Bestimmung der outcomes nitratbezogener Politikimplementation sind insbesondere folgende Bedingungsbeziehungen zu berücksichtigen:

³⁶ Als Beispiel sei die kostenlose Verteilung von Mineralwasser auf der Nordseeinsel Föhr genannt, die auf die Anordnung eines umweltpolitisch engagierten Landrats zurückgeht (vgl. Hünemann 1987b).

1. Während sich auf der Seite der Wasserwirtschaft die Outcome-impact-Relation vergleichsweise leicht untersuchen läßt, sofern entsprechende Daten erhoben werden und zugänglich sind, gilt dies für die Seite der Landwirtschaft sehr viel weniger. Abgesehen von der Vielzahl von Einflußmöglichkeiten von Bodenstruktur und -zusammensetzung auf die Nitratwanderung ins Grundwasser ist es auch eher die jeweilige landwirtschaftliche Produktionsweise insgesamt (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Beregnung etc.) als das bloße Düngeverhalten des Landwirts, die für das Ausmaß an Nitratauswaschung verantwortlich ist. Bei Sonderkulturen mit hohen Düngermengen sieht die Situation im allgemeinen anders aus als bei üblichem großflächigen Ackerbau, bei durchlässigen Sandböden anders als bei Ton- und Lehm Böden.
2. Die außer bei durchlässigen Böden und geringen Flurabständen langen Zeitspannen zwischen veränderter Nitratauswaschung bei der Landbewirtschaftung und veränderten Nitratkonzentrationen im Grundwasserleiter machen ebenfalls den (baldigen) Nachweis substantieller policy outcomes aufgrund nachgewiesener policy impacts auf Seiten der Landwirtschaft schwierig und langwierig. Zudem erfordert der genaue Beleg die Durchführung aufwendiger Begleituntersuchungen (vgl. Rohmann/Sontheimer 1985).
3. Bedingung für den Nachweis (beabsichtigter) policy outcomes ist grundsätzlich stattgefundene Politikimplementation. Da diese Voraussetzung für einige nitratrelevante Politikprogramme, z.B. für den Wasserpfeffig, (noch) nicht erfüllt ist, sind für diese bislang keine Aussagen über substantielle Auswirkungen möglich.
4. Der Nachweis substantiell erfolgreicher Politikimplementation verlangt außerdem deren Analyse auf lokaler Ebene, um eindeutige Zusammenhänge zwischen policy outputs und policy outcomes belegen zu können, zugleich aber auch die weitgehend flächendeckende Breite dieser Analysen, um etwa die unzulässige Verallgemeinerung singulärer örtlicher Politikerfolge zu vermeiden und ein ausgewogenes Bild der substantiellen Auswirkungen von Nitratpolitik zu gewinnen.

Ehe die Analyse nitratbezogener policy outcomes weiterverfolgt wird, sollen die policy impacts nitratrelevanter Politikstränge knapp resümiert werden. Bei

der Wasserwirtschaft als Regulierungsadressaten sind sowohl auf Bewußtseins-ebene als auch auf Verhaltensebene eindeutig politik(mit)induzierte Veränderungen auszumachen, die vor allem bei akut betroffenen Wasserwerken nicht nur zu wasserwirtschaftlichen, sondern auch zu auf die Landwirte abzielenden Aktivitäten (lokale Kooperation, Bemühungen um Wasserschutzgebietsausweisungen, Pachtverträge mit Auflagen, Landkauf) geführt haben. Als impact-relevante Politikstränge sind im wesentlichen die Trinkwasserverordnung, die Förderung von Aufbereitungsverfahren und die Nitratforschung (Abschnitte 6.4.1, 6.4.8 und 6.4.9) anzuführen. Bei den Landwirten lassen sich Konsequenzen der Nitratpolitik zwar - mit erheblichen Variationen und nur begrenzt ihr zurechenbar - auf der Bewußtseins-ebene dahingehend ausmachen, daß das Nitratproblem als solches immerhin wahrgenommen wird. Auf der Verhaltensebene sind politikinduzierte Veränderungen hingegen sehr viel weniger feststellbar und auch nur unzureichend untersucht worden. Größere landwirtschaftliche Flächen betreffende Veränderungen sind in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen in der drastisch zurückgegangenen Gülleausbringung im Winter und für beträchtliche Bereiche des Weinbaus in reduzierter N-Düngung und vermehrter Hangbegrünung zu sehen. In Wasserschutzgebieten sind insbesondere für Pachtflächen mit kommunalem oder WVU-Eigentümer häufiger weitergehende Bewirtschaftungsauflagen mit dem Ziel verringerter Nitratwaschung festzustellen. Außerdem ist für die landwirtschaftliche Beratung als intermediärem Regulierungsadressaten die deutliche Ausweitung von auf grundwasserschonende Düngungspraxis abzielenden Beratungsaktivitäten auszumachen. Darüber hinaus hat die Nitratpolitik vor allem zu einem massiven Lobbying der Landwirtschaft zur Gewährleistung und rechtlichen Absicherung von Ausgleichszahlungen beigetragen.

Hinsichtlich anderweitiger (nichtintendierter) Politikauswirkungen der Nitratpolitik wäre etwa an die Agrarstruktur, landwirtschaftliche Einkommen, Verbraucherpreise, Struktur der Trinkwasserversorgung und Bodenleben und -struktur zu denken. Größere Folgewirkungen dürften bisher (!) wohl nur Gülleverordnung und -erlaß, und zwar im Sinne der merklichen Verminderung landwirtschaftlicher Einkommen kleinerer und einkommensschwacher Betriebe aufgrund des Baus von Güllelagerstätten gehabt haben.³⁷ Bedeutsamer sind umgekehrt die nitratrelevanten Nebenwirkungen anderer Politikbereiche wie umweltwirksamer Agrarpoli-

³⁷ Zu nennen wären auch die arbeitsplatzschaffende Expansion der Nitratforschung und die Belastungen kommunaler Haushalte für wasserwirtschaftliche Investitionsmaßnahmen (vgl. Schwarz 1988).

tik³⁸ oder Fernversorgung fördernde Wasserpolitik (vgl. Abschnitt 6.1), die aber hier nicht erneut zu beleuchten sind.

Die hier interessierenden substantiellen (intendierten) Auswirkungen nitratbezogener Politikimplementation lassen sich im wesentlichen anhand von Indikatoren auf den folgenden vier Ebenen bestimmen:

1. Abnahme der durch die Aufnahme nitratbelasteten Trinkwassers bedingten Erkrankungen³⁹,
2. verminderte Nitratbelastung des Trinkwassers,
3. Abnahme der Nitratkonzentrationen im Grundwasser,
4. Verringerung der Nitratauswaschung in der Landwirtschaft.

Auf der 1. Ebene sind signifikante Korrelationen beim derzeitigen Niveau der Trinkwasser-Nitratbelastung in der BRD nicht zu erwarten.⁴⁰ Allenfalls wären Politikerfolge bei der Schließung hochbelasteter Privatbrunnen mit Hilfe von Methämoglobinwertbestimmungen bei Säuglingen im Rahmen medizinischer Begleituntersuchungen zu demonstrieren, was aber in dieser Form bislang nicht geschehen ist. Denkbar wären im Falle des Nachweises kanzerogener Nitrosaminbildung durch die medizinische Forschung in der Zukunft auch weitergehende Erfolgsnachweise auf der Basis statistischer Aussagen über geringere Krebsinzidenzen bei reduzierter Nitratbelastung des Trinkwassers.

Auf der 2. Ebene ist eher eine generell leicht zunehmende Trinkwasser-Nitratbelastung zu konstatieren, aber zugleich bahnt sich eine sukzessive Verringerung der Nitratwerte in den Grenzwert von 50 mg/l überschreitenden Versorgungsgebieten an, die insbesondere auf die EG-Trinkwasser-Richtlinie und die novellierte TVO zurückzuführen ist. Prinzipiell sind auch (lokale) Erfolge der Nitratpolitik bei steigenden Nitratwerten anzunehmen oder nicht auszuschließen, insofern diese sonst noch stärker anwachsen könnten. Von daher ist der Nachweis erfolgreicher Nitratpolitik durch veränderte Nitratkonzentrationen im

³⁸ Zum Beispiel vermehrter Grünlandumbruch aufgrund der Milchquotenregelung.

³⁹ Der "Gemüsepfad" war bisher nicht Gegenstand der Implementation politischer Programme.

⁴⁰ Dies kann in anderen Ländern, z.B. Ungarn, mit immer noch auftretenden Methämoglobinämiefällen anders aussehen (vgl. WHO 1986).

Trinkwasser nicht in jedem Fall so eindeutig möglich, wie es zunächst den Anschein haben mag. Für die Vergangenheit sind entsprechende Zurechnungen in einer Reihe lokaler Einzelbeispiele, aber nicht flächendeckend möglich. Insgesamt trägt die Nitratpolitik also maßgeblich zur Einhaltung des Nitrat-Grenzwertes der TVO, aber nicht unbedingt zur Einhaltung oder gar Unterschreitung des Richtwertes von 25 mg/l bei. Ihr Hauptbeitrag ist erst in den nächsten Jahren zu erwarten, wenn die eingeleiteten Sanierungsprogramme einer Reihe von Wasserwerken greifen werden.

Auf der 3. Ebene abnehmender Nitratkonzentrationen im Grundwasser ist ebenfalls die Wirkungsverzögerung landwirtschaftlicher Präventivmaßnahmen zu berücksichtigen, denn nur diese können einen Beitrag hierzu leisten. In einigen Forschungsvorhaben und örtlichen Projekten (vgl. Bogacki 1986, Rohmann 1987a, Scharpf et al. 1986) konnte der Nachweis sinkender Grundwasserbelastungen erbracht werden. Flächendeckende Daten sind jedoch nicht verfügbar. Im übrigen ist im Durchschnitt zumindest vorläufig mit einem weiteren langsamen Anstieg der Nitratkonzentrationen zu rechnen.

Auf der 4. Ebene der Verringerung der Nitratauswaschung in der Landwirtschaft ergibt sich ein differenziertes Bild. In einer Reihe abgeschlossener oder laufender Demonstrationsvorhaben auf Forschungs- und Beratungsebene wurden eindeutig verringerte Nitratauswaschungsraten erzielt. Entsprechend aussagefähige Daten sind jedoch im wesentlichen auf diese Vorhaben beschränkt, so daß generalisierbare Aussagen nicht ohne weiteres möglich sind.⁴¹ Für die verschiedenen Agrarbereiche lassen sich folgende plausible Vermutungen anstellen:

1. Im Zuckerrübenanbau dürften sich die Auswaschungsraten verringert haben (vgl. Feyerabend 1985, Hünermann 1987c), was jedoch nicht auf die Nitratpolitik zurückzuführen ist.
2. Im Weinbau haben Hangbegrünung zu- und Düngungsintensitäten abgenommen, was sich auch als mühsamer Erfolg der landwirtschaftlichen Beratung verbuchen läßt. Flächendeckende Daten sind jedoch nicht systematisch vorhanden.

⁴¹ Die These einer weiten Verbreitung etwa der N_{\min} -Methode hält z.B. einer Prüfung nicht stand.

3. Generell läßt sich eine gewisse Zunahme des Zwischenfruchtanbaus beobachten, was meist zu verminderter Nitratauswaschung führt und zum Teil ebenfalls der landwirtschaftlichen Beratung zu verdanken sein dürfte.
4. Im Hinblick auf das Gülleproblem liegen keine hinreichenden Informationen vor, die belegen, daß die stark eingeschränkte Gülleausbringung im Winter zu verringerter Nitratauswaschung und nicht zu möglicherweise kontraproduktiven Effekten im Herbst und Frühjahr geführt hat. Insofern sind substantielle positive Wirkungen von Gülleregulierungen noch offen.
5. Im Gemüseanbau sind durchschlagende Erfolge bisher weder nachweisbar noch plausibel anzunehmen. Diesbezügliche Beratungserfolge sind - über lokale Einzelfälle hinaus - allenfalls längerfristig erreichbar.
6. Beim Getreideanbau ist mit geringeren Düngermengen und Auswaschungsraten nur in bezug auf ökonomische Überdüngung zu rechnen. Die erfolgreiche Verbreitung eines Verzichts auf diese dürfte jedoch im allgemeinen die Nitratauswaschung in einer akzeptablen Größenordnung halten.
7. Im Maisanbau sind flächendeckende Erfolge bisher nicht anzunehmen, obwohl eine pflanzenbedarfsgerechte Stickstoffdüngung selbst hier meist zu akzeptabel niedrigen Auswaschungsraten führen würde.
8. Solange die Düngermengen im Grünlandbereich deutlich unter denjenigen in den Niederlanden liegen, ist hier im allgemeinen keine Grundwassergefährdung zu befürchten. Bei tendenziell wachsender Düngerintensität ändert sich diese Situation (vgl. Bogacki 1986).
9. Der insgesamt beträchtliche Grünlandumbruch (ca. 1 Mio. ha in den letzten 20 Jahren) hat zweifellos deutlich erhöhte Nitratauswaschungsraten zur Folge gehabt.
10. Auch der ökologische Landbau hat sich des Nitratproblems verstärkt angenommen, bagatellisiert es für sich nicht mehr und sucht nach Lösungswegen.

Insgesamt sind substantielle Auswirkungen nitratbezogener Politikimplementa-
tion in bescheidenem Ausmaß auch für die 4. Ebene zu konstatieren.

8.2 Die Entwicklung nitratbezogener Politikmuster

Stand in Kapitel 8.1 der politische Prozeß - im Sinne von politics -, dessen
Bedingungsbeziehungen und Folgewirkungen im Mittelpunkt, so thematisiert Ka-
pitel 8.2 Nitratpolitik als policy, die insbesondere im Hinblick auf die in
Abbildung 43 dargestellten Regulierungsdimensionen beleuchtet wird: substan-
tielle Problemlösungen (Abschnitt 8.2.1), politische Instrumente (Abschnitt
8.2.2), Finanzierungsmodi (Abschnitt 8.2.3) und Kompetenzen (Abschnitte 8.2.4
und 8.2.5). Schließlich wird die Wechselwirkung von "policy" und "politics"
qua vorherrschender Orientierung der Nitratpolitik (Konflikt versus Konsensus)
erörtert (8.2.6). Dabei kann vielfach auf die Ausführungen in den Kapiteln 6
und 7, speziell Abschnitt 6.6, zurückgegriffen werden.

8.2.1 Prävention versus Symptomkur

In ökologischer Perspektive interessiert vor allem, ob Umweltprobleme an ihren
Entstehungspunkten, ihrer Wurzel oder an ihren Symptomen behandelt werden. Die
zumindest verbal breit geteilte Präferenz für präventive Maßnahmen, die be-
reits die Entstehung von Umweltbelastungen möglichst verhindern, taugt sicher-
lich als Leitlinie für eine vorsorgende Umweltpolitik (vgl. Simonis 1988), ist
jedoch nicht in jedem Einzelfall angemessen oder auch nur durchsetzbar. Außer-
dem hängt das, was als Prävention eingestuft wird, auch vom Standpunkt des Be-
trachters ab.⁴² Unterscheidet man mit Jänicke (1988) vier umweltpolitische
Strategien nachsorgender und vorsorgender Art (vgl. Tabelle 8.1), so lassen
sich hierin die vier Ebenen sachlich-inhaltlicher Lösungen des Nitratproblems
(vgl. Abbildung 4.42) ohne Schwierigkeiten wiederfinden.

⁴² Ökologisch mitgeprägte Düngungsberatung beispielsweise kann sowohl als prä-
ventiv ansetzende Maßnahme zu Verhinderung von Nitratauswaschung in der
Landwirtschaft als auch als bloßes Kurieren an den Symptomen einer durch
agrarpolitische Handlungszwänge bedingten Intensivierung der Landwirtschaft
interpretiert werden.

Tabelle 8.1: Modelle und Beispiele umweltpolitischer Strategien

		Nachsorge		Vorsorge	
		Reparatur/Kompensation von Umweltschäden	Entsorgung: Additive Umwelttechnik	Ök. Modernisierung: umweltfreundliche Technik	Strukturveränderung
Beispiele	Kompensation von Lärmschäden	passiver Lärmschutz	leisere Motoren	veränderte Verkehrsstrukturen	
	Kompensation von Waldschäden	Rauchgasentschwefelung von Kraftwerken	rationellere Primärenergienutzung in Kraftwerken	stromsparende Formen von Produktion und Konsum	
	Beseitigung von Industiemüllschäden	Müllverbrennung	Abfall-Recycling	abfallarme Wirtschaftsformen	

Quelle: Jänicke 1988: 15.

Für die Nitratpolitik hatte ich als kennzeichnend einen Mix aus präventiven und korrektiven Problemlösungsbemühungen festgehalten, während kompensatorische Maßnahmen wie die Versorgung der betroffenen Bevölkerung mit nitratarmem Flaschen- oder Trinkwasser nur in Ausnahmefällen zum Tragen kommen. Die medizinische Behandlung nitratbedingter Krankheiten ist im Bedarfsfall in gewissen Grenzen möglich, ist aber eindeutig nicht Bestandteil der von der Nitratpolitik angesteuerten Problemlösungen. Auf der anderen Seite spielen auf der Ebene von Metaprävention angesiedelte agrar- oder raumordnungspolitische Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems gleichfalls kaum eine Rolle.

Die in der Praxis bislang gegenüber landwirtschaftlichen Maßnahmen dominierenden wasserwirtschaftlichen Problemlösungen sollen nun im Vergleich mit der idealiter anzustrebenden Form der Lösung des Nitratproblems⁴³ bewertet werden, wobei es hier zunächst nur um die substantielle Dimension der Regulierung geht.

⁴³ Diese ist natürlich im Zuge des Argumentationsgangs zumindest implizit zu begründen.

Ausgeschlossen werden kann - und hierüber besteht gesellschaftlicher Konsens - die Akzeptabilität der Vorrangigkeit kompensatorischer Problemlösungen. Die Rückfallposition einer lediglich auf die medizinische Behandlung nitratbedingter Krankheitsfälle abstellenden Problemlösung ist gesellschaftlich inakzeptabel. Und die fallweise Versorgung der Bevölkerung mit nitratarmem Flaschen- oder Trinkwasser als genereller Lösungsstrategie stellt bei dann auf breiter Front weiter steigenden Nitratwerten in der öffentlichen Trinkwasserversorgung zumindest keine volkswirtschaftlich günstige Alternative dar, auch wenn man eine Überschätzung der Gesundheitsrisiken nitrathaltigen Trinkwassers einmal unterstellte.⁴⁴ Das gleiche gilt für doppelte Leitungssysteme zur getrennten Lieferung von Brauch- und Trinkwasser.

Beim Vergleich von Maßnahmen auf Seiten der Landwirtschaft und der Wasserwirtschaft (vgl. Kapitel 4) ist eine differenzierte Betrachtung und Bewertung erforderlich, weil angesichts örtlich variierender Situationen und differierender Einschätzungsmöglichkeiten keine eindeutigen Präferenzen für durchgängige Problemlösungsmuster ableitbar sind. Berücksichtigt man, daß erstens die Gesundheitsgefährdung durch mäßig nitratbelastetes Trinkwasser (50 bis 100 mg/l) fragwürdig bzw. strittig ist, daß zweitens der Nitratgrenzwert der TV0 jedoch eine nur um einen hohen politischen Preis abzuändernde umweltpolitische Handlungsprämisse darstellt und daß drittens Problemlösungen auf der Landwirtschaftsseite breitere Präventionswirkung haben (vgl. Kapitel 4), dann sind letztere zumindest dann vorzuziehen, wenn ihre volkswirtschaftlichen Kosten geringer oder gleich denjenigen korrektiver wasserwirtschaftlicher oder -technischer Maßnahmen sind, vorausgesetzt die Folgeprobleme (z.B. Einkommensverluste von Landwirten) werden angemessen kleingearbeitet. Zusätzlich ist allerdings in der Zeitdimension die überwiegende Wirkungsverzögerung von Maßnahmen auf der Landwirtschaftsseite zu beachten, die zumindest vorübergehend wasserwirtschaftliche oder -technische Problemlösungen auch dann notwendig machen kann, wenn landwirtschaftsbezogene vorzuziehen sind, sollen nicht die betroffenen Wasserwerke (zeitweilig) stillgelegt werden.

Wie die Ausführungen in den vorangehenden Kapiteln ergaben, ist das Nitratproblem als ein lokales oder regionales, jedoch (noch) nicht flächendeckendes

⁴⁴ Im Falle entlegener Wohnungen und Aussiedlerhöfe mit nitratbelasteten Privatbrunnen stellt die Versorgung mit Flaschenwasser zum Trinken im Einzelfall allerdings eine akzeptable Problemlösungsstrategie dar.

Problem in der BRD einzustufen, von dem insbesondere Sonderkulturen und intensive Tierhaltung betroffen sind. In vielen Fällen würde eine umweltschonende N-Düngung bereits zu ausreichender Verringerung der Nitratauswaschung ohne Zusatzkosten für die Landwirtschaft führen, so daß für eine Reihe von Fällen die anzustrebende Priorität im Problemlösungstypus außer Frage steht. Auch in der Mehrzahl der verbleibenden Fälle ergaben die Untersuchungen von O'Hara (1984) und Finck/Haase (1987) eine volkswirtschaftliche Präferenz für Maßnahmen auf der Landwirtschaftsseite. Für die dann noch verbleibenden Problemgebiete ist die Frage nach der relativen Vorrangigkeit spezifischer substantieller Problemlösungen meines Erachtens flexibel zu beantworten. Zum einen sind die örtlichen hydrogeologischen Verhältnisse im Hinblick auf die lokale Begrenztheit nitratbelasteter Grundwasserleiter zu bestimmen. Zum zweiten ist zu prüfen, welches die Kosten wasserwirtschaftlicher Maßnahmen unter Berücksichtigung der gleichzeitigen Lösung anderer Probleme (z.B. Fernversorgung und Verbundsysteme aus anderen Gründen; vgl. die Fallstudie Mittelmosel von Bruckmeier 1987b) und der möglicherweise wegen der genannten Wirkungsverzögerung landwirtschaftlicher Lösungsschritte anstehenden Maßnahmen sind. Zum dritten sind die übrigen Umweltprobleme abzuschätzen, die in diesen Fällen bei Fortsetzung der (intensiven) Landwirtschaft zu erwarten sind, und deren ungefähre Folgekosten zu ermitteln. Unter Berücksichtigung dieser drei Aspekte ist zu vermuten, daß einerseits auch in den Fällen einer volkswirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit wasserwirtschaftlicher Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems die darüber hinaus anfallenden ökologischen Folgekosten (z.B. durch Pestizidverunreinigungen beim intensiven Gemüseanbau, durch Schwermetallbelastungen durch Gülleausbringung, durch spätere höhere Aufwendungen bei Nitratdurchbrüchen infolge einer Erschöpfung der Denitrifikationskapazität des Untergrundes) diese Situation umkehren, daß aber andererseits gewisse räumliche Entzerrungen durch Verbundsysteme der Wasserversorgung, Verbot intensiver Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten und Verzicht auf Trinkwassergewinnung in altetablierten Gebieten intensiver Sonderkulturen mit hohen Nitratauswaschungsraten angemessen und sinnvoll sind. Insgesamt ergibt sich in der weit überwiegenden Zahl der Fälle nitratbelasteten Grundwassers eine Präferenz zugunsten präventiver Lösungsmaßnahmen auf Seiten der Landwirtschaft. Anderweitige negative ökologische Auswirkungen solcher Maßnahmen brauchen im allgemeinen nicht befürchtet zu werden.

Zu fragen bleibt nach einer eventuellen Vorrangigkeit von Problemlösungen auf der Ebene von Metaprävention. Hinsichtlich der Raumplanung ist dies bereits bejaht worden, jedoch nur im Sinne einer ergänzenden, nicht prioritären Problemlösungsstrategie. Für die Agrarpolitik ist bei der dann erforderlichen Abwägung unterschiedlicher Belange ebenfalls nur ein zwar nicht unwesentlicher, aber doch nachrangiger Beitrag anzusetzen, während spezielle agrarumweltpolitische Maßnahmen Priorität behalten sollten. Diese Einschätzung resultiert vor allem daraus, daß erstens eine Agrarpreissenkung nur zu begrenzten Verringerungen in der Düngungsintensität führen würde, daß zweitens gerade beim Gemüseanbau das Protektionsniveau gering ist, daß drittens die übrigen Auswirkungen einer Agrarpolitik unter Abwägung aller Gesichtspunkte nicht mehr vertretbar wären, die über die Vorgabe bestimmter allgemeiner agrarpolitischer (!) Rahmenbedingungen die Lösung des Nitratproblems anstrebte, und daß viertens die Agrarpolitik den auf Produktivitätssteigerung abzielenden technischen Fortschritt in der Landwirtschaft nicht aus *nitratspezifischen* Gründen behindern sollte.⁴⁵ Solange im allgemeinen unter Getreide- und Grünlandflächen keine bedenklichen Nitratbelastungen des Grundwassers festzustellen bzw. zu erwarten sind, erscheint eine auf der Ebene von Metaprävention ansetzende *prioritäre agrarpolitische* Problemlösungsstrategie nicht vertretbar. Am ehesten ist auf agrarpolitischer Ebene durch die Institutionalisierung ökologischer Belange im agrarpolitischen Willensbildungs- und Entscheidungsprozeß und durch den teils extensivierungsfördernden und Überschußproduktion verhindernden Effekt des Abbaus von Preis- und Mengengarantien in der Tierproduktion ein signifikanter Beitrag zur Lösung des Nitratproblems zu erwarten.⁴⁶

Im Ergebnis ist also eine auf der Ebene der Landwirtschaft ansetzende (agrarumweltpolitische) Strategie einer substantiellen Lösung des Nitratproblems als im allgemeinen vorrangig anzusehen. Dann folgen agrar- und raumordnungspolitische Lösungsbeiträge auf der Ebene von Metaprävention. Erst an dritter Stelle sind korrektive Maßnahmen auf der Wasserseite zu nennen. Dennoch ist die bisherige Dominanz wasserwirtschaftlicher Maßnahmen nicht einfach negativ zu be-

⁴⁵ Die Agrarumweltpolitik mag hierfür bisweilen sehr wohl gute Gründe haben.

⁴⁶ Dies impliziert, daß die Agrarpolitik für das Gülleproblem maßgeblich mitverantwortlich ist, weit mehr als für erhöhte Nitratauswaschung durch Mineraldüngung. Auch die hohen Spätdüngergaben aufgrund der Qualitätskriterien für Backweizen führen in der Bundesrepublik, im Gegensatz zu England, nicht generell zu bedrohlich hohen Grundwasser-Nitratkonzentrationen.

werten, wie die Gegenüberstellung von Prävention und Symptomkur in der Überschrift dieses Abschnitts vermuten läßt. Einmal war, wie bereits mehrfach erwähnt, aufgrund der Wirkungsverzögerung landwirtschaftsbezogener Maßnahmen dieser Weg zumindest als Interimslösung des öfteren nicht vermeidbar. Zum andern verläuft der Prozeß der gesellschaftlichen und politischen Problemwahrnehmung langsam, so daß auch von daher vor Beginn der 80er Jahre mit durchschlagenden präventiven Maßnahmen seitens der Landwirtschaft und Agrarumweltpolitik nicht gerechnet werden konnte.⁴⁷ Unter diesem Blickwinkel wird es sich erst in den kommenden Jahren erweisen, ob die Nitratpolitik hinsichtlich der präferierten substantiellen Problemlösungen adäquat primär auf der Seite der Landwirtschaft ansetzen wird oder weiterhin in der Realität wasserwirtschaftliche bzw. in Zukunft auch wassertechnische Lösungswege bevorzugen wird.

8.2.2 Problembewußtsein und Politikinstrumente: Markt, Recht, Überzeugung

Wie in Abschnitt 6.6 zusammengefaßt, bevorzugt die Nitratpolitik je nach Bereich unterschiedliche Politikinstrumente. Im Bereich präventiver, die Landwirtschaft betreffender Problemlösungen wird vor allem auf moral suasion gesetzt; im Falle weitergehender rechtlicher Auflagen werden deren Konsequenzen für die Landwirte meist finanziell durch Ausgleichszahlungen bzw. Zuschüsse abgedeckt. Im Bereich korrektiver, die Wasserwirtschaft betreffender Problemlösungen ist das rechtliche Verbot der Grenzwertüberschreitung zentrales Politikinstrument, dessen Anwendung für die Wasserwirtschaft durch zeitlich befristete Ausnahmegenehmigungen und mögliche Finanzierungszuschüsse der öffentlichen Hand erträglicher wird. Außerdem können die anfallenden Kosten im allgemeinen auf den Wasserverbraucher überwältigt werden. Genuin auf den Marktmechanismus setzende Politikinstrumente werden bislang weder in bezug auf die Landwirtschaft noch auf die Wasserwirtschaft als Regulierungsadressaten eingesetzt. Hingegen wird im Sinne einer auf Korporatisierung abzielenden Politik lokale Kooperation und Selbstregulierung vis-à-vis dem Nitratproblem politisch vermehrt unterstützt.

⁴⁷ Als potentielle Ausnahme ist hier allenfalls die Gülleregulierung zu nennen (vgl. Teherani-Krönner 1985).

Im Bereich der Trinkwasserversorgung steht die Vorrangigkeit von Auflagen und Standards in bezug auf die Wasserqualität außer Frage, allenfalls durch finanzielle Zuschüsse schmackhaft gemacht. Dabei sind Kontrollierbarkeit der Norm-einhaltung und Überwälzbarkeit der Kosten sicherlich von entscheidender Bedeutung. Von keiner Seite wird hingegen die Position vertreten, die Gesundheits-politik solle bei der Trinkwasserqualität primär auf moral suasion bei den WVUs setzen⁴⁸, und verbindliche Standards seien überflüssig und kontraproduktiv. Ebenso wenig glaubt man, sich hier vorrangig auf den Marktmechanismus verlassen zu dürfen.

Anders dagegen liegt die Situation im Bereich der Landwirtschaft. Die Agrarum-weltpolitik hält rechtliche Ge- und Verbote über Wasserschutzgebiete hinaus zum Zwecke der Minimierung der Nitratauswaschung für unangemessen und mit akzeptablem Aufwand für nicht vollziehbar und überwachbar. Marktförmige Regelungen, wie etwa eine Stickstoffsteuer, werden für wenig wirksam oder aber bei ausreichendem Ausmaß für einkommenspolitisch unzumutbar erachtet und gleich-falls abgelehnt. Bleibt das Setzen auf moral suasion, obwohl hierfür mit zu-nehmender Ökonomisierung der Landwirtschaft, außer im Bereich der ökonomischen Überdüngung, immer weniger empirisch begründete Agrumente sprechen, solange nicht ein verhaltenswirksames Umweltbewußtsein der Landwirte unterstellt werden kann. Allerdings soll nicht übersehen werden, daß die Einführung einer Stickstoffabgabe im Zuge der steigenden gesellschaftspolitischen Akzeptanz von Umweltsteuern wieder auf den politischen Agenda steht.

Wie aus der politik- und wirtschaftswissenschaftlichen Diskussion bekannt, ha-ben alle Typen von Politikinstrumenten ihre spezifischen Schwierigkeiten.⁴⁹

⁴⁸ Als flankierende Maßnahme wird moral suasion selbstverständlich als sinn-voll und angemessen angesehen.

⁴⁹ Auf moral suasion setzende Politik ist unter den Rahmenbedingungen funktio-nal differenzierter moderner Industriegesellschaften darauf angewiesen, daß die propagierten Verhaltensweisen und Maßnahmen im Eigeninteresse der Poli-tikadressaten liegen. Darüber hinausgehende Schritte sind nicht ausge-schlossen, aber zunehmend unwahrscheinlich. Als flankierende Maßnahme ist moral suasion jedoch vor allem für die Bewußtseinsbildung häufig von großer Wichtigkeit, zumal dadurch das Verständnis für restriktivere Maßnahmen ver-bessert und deren politische Durchsetzbarkeit möglicherweise erleichtert werden kann. - "Beim Instrument der finanziellen Anreize ist z.B. ihre tat-sächliche Motivationswirkung ein zentrales Problem, wobei diese Wirkung von der oft nur empirisch genau zu ermittelnden Interessenstruktur auf seiten der Adressaten abhängt und insofern schwer vorhersagbar ist, so daß z.B.

Ihre Wirksamkeit ist, zumal in der Landwirtschaft, stark kontextabhängig. Während für den Bereich der öffentlichen Wasserversorgung die Sachlage relativ eindeutig ist⁵⁰, interessiert im folgenden die Angemessenheit des Instrumentenmix der auf die Landwirtschaft bezogenen Nitratpolitik, wiederum relativ zu einer postulierten idealen Form des Instrumenteneinsatzes. Dabei ist zusätzlich das Problembewußtsein der Politik zu berücksichtigen, als dieses die Wahl der Instrumente maßgeblich beeinflusst.⁵¹

Das Dilemma der Nitratpolitik besteht darin, daß, wie oben angedeutet, für jeden Instrumententyp gravierende Schwachpunkte auszumachen sind, so daß die spezifische Gestaltung des gewählten Politikinstrumentes und der Randbedingungen seines Einsatzes ausschlaggebend für seinen (begrenzten) Erfolg sind. So lassen sich durch hinreichend großzügige finanzielle Anreize sicherlich die freiwillige Einhaltung von Bewirtschaftungsaufgaben erreichen; aber sollen

bei einem Subventionsprogramm am Ende die Anträge nicht im erwarteten Umfang oder nicht von den erwarteten Antragstellern kommen, oder bei einer Gebührenlösung der erhoffte Abschreckungseffekt nicht eintritt - eine Gefahr, die z.B. bei der Abwasserabgabe besteht. Beim Instrument der öffentlichen Leistungspflicht liegen zentrale Implementationsprobleme bei den verfügbaren technischen Mitteln und finanziellen Ressourcen, aber auch bei der Motivation der Leistungsträger und unter Umständen ihrem betriebswirtschaftlichen Können. Bei regulativer Politik schließlich bedingt die Tatsache, daß die betreffenden gesetzlichen Normen gewöhnlich nicht ohne eine dahinterstehende Sanktionsdrohung von den Adressaten befolgt würden, besondere Durchsetzungsprobleme und einen hohen Kontroll- und Sanktionsaufwand, wobei die praktischen Grenzen für einen weiteren Ausbau der Kontrolle und die Verschärfung der Sanktionen oft erreicht sind, ehe die Dunkelziffer der Normübertretungen minimal und damit das Übertretungsrisiko maximal wird." (Mayntz et al. 1978: 7 f.) Das im Zitat gesondert aufgeführte Instrument der öffentlichen Leistungspflicht, das die Übernahme eines gesamten Regulierungsbereichs in staatliche Regie bedeutet, wird im Zusammenhang mit der Nitratpolitik - von Ausnahmen wie der Lohnbindung abgesehen - nicht weiter verfolgt, weil zum einen eine solche Option für die Landwirtschaft auf absehbare Zukunft nicht zur Debatte steht und es sich zum anderen nur um eine Internalisierung und Verlagerung derselben Selektionsproblematik handelt. Von daher ist diese Frage eher in Abschnitt 8.2.4 anzusprechen. (Zur Diskussion um umweltpolitische Instrumente vgl. auch Frey 1972, O'Hara 1984, Siebert 1976, Wicke 1982, Weidner et al. 1988.)

⁵⁰ Grundsätzlich sind auch hier Alternativen denkbar und diskussionsfähig; sie stehen aber nicht auf der politischen Tagesordnung.

⁵¹ Da das Problembewußtsein nach Akteuren variieren kann, bezieht sich die folgende Diskussion nur auf das politisch-administrative System und Politik im engeren Sinne. Daß etwa die Landwirtschaft eine Präferenz für moralische Suasion hat und die politischen Entscheidungsträger in diese Richtung beeinflusst, braucht kaum eigens erwähnt zu werden.

diese incentives wirklich so hoch sein, daß extensive Landwirtschaft für den Landwirt am profitabelsten ist, er gar durch Grünbrache sein Einkommen sichert? Oder es läßt sich das Verbot der Gülleausbringung im Winter relativ leicht überwachen; aber ob die daraus resultierende (erhöhte) erlaubte Gülleausbringung in den anderen Jahreszeiten nicht auch zu zusätzlichen Nitratauswaschungen führt, ist nicht auszuschließen. Generell scheint es sich so zu verhalten, daß in ihrem Umfang politisch noch akzeptable und vielleicht durchsetzbare marktförmige Regelungen für sich genommen relativ wenig bewirken würden und allenfalls - im Falle negativer finanzieller Anreize, wie einer Stickstoffsteuer - die anfallenden Umweltkosten internalisieren würden. Rechtliche Ge- und Verbote lassen sich ohne enormen Verwaltungsaufwand außer in entweder sehr klaren oder räumlich begrenzten Fällen (z.B. zeitlich begrenztes Verbot der Gülleausbringung, Düngungsverbot, Auflagen in Wasserschutzgebieten) bei der Vielzahl einzelner Landwirte und unterschiedlicher Standortverhältnisse in ihrer Einhaltung kaum kontrollieren; denn Hauptziel sind ja grundwasserschonende Düngung und Landbewirtschaftung und nicht großflächige Düngungs- oder Anbauverbote. Information, Beratung und moralische Appelle wirken bestenfalls langfristig und auch dann für sich genommen bei eindeutiger Verletzung ökonomischer Interessen der Landwirte höchstens rudimentär, auch wenn man mit Brandes (1986) unterstellt, daß sich Landwirte keineswegs wie der lupenreine homo oeconomicus verhalten. Denkbar wäre noch die Übernahme der Düngung im Bereich der Sonderkulturen durch staatlich kontrollierte Lohndüngung, die der Landwirt mehr oder minder angemessen zu finanzieren hätte; doch diese Option steht bislang erst in Ausnahmefällen zur Debatte.

Offensichtlich geht es darum, den Instrumentenmix möglichst optimal zu gestalten, so daß Kontrollen, finanzielle Anreize und Sanktionen moral suasion überzeugender machen, Beratung und Auflagen einen psychologischen Verstärkungseffekt in Verbindung mit einer moderaten Stickstoffsteuer haben und Ausgleichszahlungen, N-Steuer und Aufklärung die Kontrollkosten von (örtlichen) Auflagen gering halten lassen. Entscheidend ist die Entwicklung positiver und nicht negativer Rückkopplungs- und Verstärkungsmechanismen im Wechselspiel von Einsicht, Zuckerbrot und Peitsche.

Nach meiner eigenen Einschätzung, die einige durch empirische Befunde gestützte Argumente für sich mobilisieren kann, bietet sich derzeit ungefähr folgender differenzierte Instrumentenmix für die Nitratpolitik an:

1. Priorität rechtlicher Regelungen (Bewirtschaftungsauflagen) in Wasserschutz- und Wasserversorgungsgebieten, verbunden mit positiven *und* negativen finanziellen Anreizen.⁵² Dazu gehört auch die zügige Ausweisung und Festsetzung neuer Wasserschutzgebiete, ebenfalls erleichtert durch finanzielle Anreize, die Bestimmung ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung unter Berücksichtigung von Belangen des Boden-, Grundwasser- und Naturschutzes⁵³ und die bessere Anwendbarkeit von § 22 WHG (gesamtschuldnerische Gefährdungshaftung).
2. Priorität rechtlicher Regelungen im Bereich der Güllewirtschaft⁵⁴, verbunden mit finanziellen Zuschüssen und Informationspflichten der Landwirte sowie organisatorischen Hilfen für gemeinschaftliche Güllelagerung und -nutzung (Güllebanken und organisierte Gülleverteilung) und speziellen Beratungsangeboten (vgl. die entsprechenden Empfehlungen in Teherani-Krönner 1987).
3. Verbesserung des Beratungsangebotes insbesondere unter (sozial-)psychologischen Gesichtspunkten (Gesamtbetriebsberatung, integrierte Düngungsberatung), wobei die Beratung nichts mit Überwachungsaufgaben zu tun haben darf, um ihre längerfristigen Erfolgsaussichten nicht zu beeinträchtigen.⁵⁵

⁵² Anregungen bieten z.B. das Ökologieprogramm und die SchALVO von Baden-Württemberg und der Entwurf einer W 104-Richtlinie des DVGW/LAWA-Arbeitskreises "Nitrat". Über die Kostenträgerschaft Staat oder Wasserwirtschaft ist damit noch nicht entschieden.

⁵³ Vgl. die Kritik der LAWA am diesbezüglichen Entwurf der Agrarminister-Konferenz (LAWA 1987b).

⁵⁴ Diese müssen teils restriktiver (z.B. 2 Dungeinheiten/ha) und sanktionsbewehrter (Überwachung, Bußgeldverhängung) sein als in der GVO von Nordrhein-Westfalen.

⁵⁵ Diese verbessern sich außerdem durch den stattfindenden Generationswechsel in der Landwirtschaft.

4. Erhebung einer moderaten Stickstoffabgabe, die vor allem psychologisch wirken soll, notfalls mit flächengebundener Ausgleichszahlung, wenn sie politisch sonst nicht durchsetzbar ist (vgl. SRU 1985).
5. Organisatorische und finanzielle Unterstützung dezentraler lokaler Kooperation von Wasserwerken, Landwirten und Beratung, bei der die WVUs kleinere Kostenpositionen, etwa für N_{\min} -Analysen freiwillig übernehmen sollten.⁵⁶

Insgesamt ähnelt dieser Instrumentenmix stark dem vom Sachverständigenrat für Umweltfragen vorgeschlagenen Maßnahmenbündel⁵⁷ (vgl. SRU 1985, Conrad 1987i).

Bewertet man demgegenüber den in der Realität vorzufindenden Instrumentenmix der Nitratpolitik, so sind die fehlende marktförmige Komponente, die unzureichende innere Abgestimmtheit einzelner Maßnahmenbündel (z.B. fehlende negative finanzielle Anreize in der SchALVO: 90 kg/ha N_{\min} als Sanktionsgrenzlinie) und die zu schwachen Standards (z.B. 3 DE/ha und nur 3 bis 4 Monate Ausbringungsverbot in der GVO) zu bemängeln. Unter Berücksichtigung der nur allmählichen Problempertzeption, der Zeit beanspruchenden Lernprozesse, der zunächst vorrangigen Bewußtseinsbildung und der Barrieren politischer Durchsetzbarkeit läßt sich jedoch die Nitratpolitik zumindest für einige Bundesländer (z.B. Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen) im Hinblick auf die Wahl der Politikinstrumente als auf dem Weg in die richtige Richtung befindlich einordnen, so daß eine abschließende Bewertung wie im vorangehenden Abschnitt 8.2.1 noch nicht getroffen werden sollte. Dies betrifft auch die jüngst vermehrt zu beobachtenden Versuche lokaler Kooperation und Eigenregulierung von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft. Generell sind unter Berücksichtigung der längerfristigen Wirksamkeit eines geänderten und soziokulturell verankerten Umweltbewußtseins persuasive Politik und entsprechende Modelle der Selbstregulierung in ihrem Stellenwert gegenüber kurzfristig sicherlich meist erfolgreicherer, auf Recht

⁵⁶ Solche lokalen Kooperationsmodelle scheinen am ehesten in der Lage, örtlich optimale Problemlösungen zu entwickeln und Konfrontationen abzubauen, natürlich ohne daß dafür eine Garantie besteht.

⁵⁷ Dies ist auch insofern nicht verwunderlich, als die Übereinstimmung über einen angemessenen Instrumentenmix zur Lösung des Nitratproblems in weniger interessenengebundenen Fachkreisen recht groß ist. So wird von mir lediglich der Nutzung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG über § 19 WHG hinaus weniger Bedeutung als vom SRU zugemessen.

und Geld setzender Umweltpolitik nicht zu unterschätzen (vg. Bruckmeier 1987e, Dierkes/Fietkau 1988).

8.2.3 Die Verteilung der Kosten

Für die die Wirksamkeit der gewählten Problemlösungen und Politikinstrumente maßgeblich beeinflussende, aber analytisch von diesen unabhängig zu untersuchende Verteilung der Kosten der Nitratpolitik hatte sich ergeben, daß diese Kosten nicht eindeutig nach dem Verursacher-, Nutznießer- oder Gemeinlastprinzip, sondern auf mehrere Bereiche überwiegend nach politischen Opportunitäts Gesichtspunkten verteilt werden. Dabei trugen die Bereiche Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Staat bisher jeweils Kosten in der Größenordnung von einer Milliarde DM. Allerdings betreffen die überwiegend von seiten der Landwirtschaft getragenen Kosten nitratbezogener Maßnahmen im wesentlichen den forcierten Bau von Güllespeichern seit Mitte der 80er Jahre. Mit dem weitgehenden Abschluß dieser Maßnahmen, die im übrigen nicht nur dem Schutz vor Nitratauswaschung durch unzeitgemäße Gülleausbringung dienen, scheint sich jedoch eine Rangfolge Wasserverbraucher vor Steuerzahler vor Landwirt herauszukristallisieren.

Im einzelnen läßt sich für die bisherige Nitratpolitik folgende Verteilung der Kosten festhalten:

1. Für alle Maßnahmen auf der Wasserseite kommt die Wasserwirtschaft selbst auf. Allerdings sind öffentliche Zuschüsse in erheblicher Höhe nicht unüblich. Die Kosten für die Entwicklung von Aufbereitungsverfahren haben Wasserwirtschaft und öffentliche Hand ungefähr je zur Hälfte getragen. Von einer Beteiligung der Landwirtschaft an den wasserwirtschaftlichen Folgekosten erhöhter Nitratauswaschung war bisher nie ernsthaft die Rede.
2. Die Kosten der Güllespeicherung, wie etwa im Rahmen der Gülleregulierung von Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen, werden im wesentlichen von der Landwirtschaft selbst getragen, wobei einkommensschwächere Betriebe ca.

25 % staatliche Zuschüsse zu den erforderlichen Investitionsmaßnahmen erhalten konnten (ca. 1983 bis 1986).⁵⁸

3. Die Kosten für die landwirtschaftliche Beratung, die auch auf eine pflanzenbedarfsgerechte Düngung und grundwasserschonende Bewirtschaftungsweise abzielt, tragen primär die Länder, zum Teil aber auch - über Zwangsbeiträge zur Finanzierung der Landwirtschaftskammern und über den Entgelt genossenschaftlicher Beratung - die Landwirte selbst. Die Kosten für nitratrelevante Agrarforschung und Demonstrationsvorhaben trägt der Staat, ergänzt durch eigene Forschungsaufwendungen der Stickstoffindustrie (vgl. Hünermann et al. 1987).
4. Die Kosten für eine pflanzenbedarfsgerechte Düngung, vor allem für Probenahmen und -analysen (N_{\min} - und EUF-Methode) tragen im wesentlichen die staatlich finanzierten LUFAs und landwirtschaftliche Beratung, aber auch Landwirte und Wasserversorgungsunternehmen (im Rahmen lokaler Kooperationsprojekte). Allerdings betrifft die Anwendung dieser Methoden bislang erst eine geringe Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe.⁵⁹
5. Die Kosten für Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungs- einschließlich Düngungsbeschränkungen trug bisher im wesentlichen der Staat (Extensivierungs- und Naturschutzprogramme). Für die zukünftig anfallenden Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten soll jedoch im allgemeinen der Wasserverbraucher zur Kasse gebeten werden.^{60 61}

⁵⁸ Der Staat plant auch im Rahmen der Sanierung des Dümmersees die Beteiligung an den und weitgehende Übernahme der Kosten von ca. 40 Mio. DM für die im Raum Vechta/Osnabrück seit 1987 geplante, aber mit Standortproblemen konfrontierte Güllebank (Teherani-Krönner 1988).

⁵⁹ Mit Inkrafttreten der SchALVO in Baden-Württemberg erhöhte sich dort die Zahl der staatlich - genau genommen vom Wasserverbraucher - finanzierten N_{\min} -Untersuchungen in Wasserschutzgebieten enorm.

⁶⁰ Darüber sind sich die Bundesländer einig. Nur die Modi der Finanzierung, zentral über den Landeshaushalt oder dezentral durch das betroffene WVU werden kontrovers diskutiert (vgl. Abschnitt 6.4.3). Bislang spielten Düngungsbeschränkungen keine Rolle oder waren nicht entschädigungspflichtig.

⁶¹ Insofern die erforderliche Bestimmung von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung standortangepaßte grundwasserschonende Düngung und Bewirtschaftung (partiell) miteinschließen sollte, trügen auch die betroffenen Landwirte einen wesentlichen Teil der Kosten aufgrund deutlich begrenzter Ansprüche auf Ausgleichszahlungen selbst.

6. Der Vollständigkeit halber sind noch die früher oder später zusätzliche Umweltkosten verursachenden Agrarsubventionen und -förderung aufzuführen (vgl. Conrad/Uka 1987), die insbesondere im Bereich der Tierproduktion durch einzelbetriebliche Förderungsprogramme, Garantieregelungen, Preisstützungen und verzerrte Preisrelationen (hohe Getreidepreise gegenüber billigen Importfuttermitteln) zu Intensivtierhaltung, örtlich konzentriertem Gülleanfall und daraus resultierender erhöhter Nitratauswaschung beigetragen haben. Die durch diese staatlichen Mittel bedingten zusätzlichen Kosten lassen sich naturgemäß nicht genau bestimmen, allenfalls in ihrer Größenordnung abschätzen.

In Tabelle 8.2 sind vorläufige und nur die jeweilige Größenordnung markierende Kostenschätzungen des Umgangs mit dem Nitratproblem für das Jahrzehnt 1978 bis 1987 zusammengestellt.

Nimmt man nun die Struktur der Kostenverteilung kritisch unter die Lupe, dann ist zunächst noch einmal hervorzuheben, daß das Verursacherprinzip allenfalls im Rahmen der Gülleregulierung zum Tragen kommt. Der unbedingten Anwendung des Verursacherprinzips zur Lösung des Nitratproblems hatte ich allerdings nur einen begrenzten Stellenwert eingeräumt (vgl. Abschnitt 8.1.2).

Im Hinblick auf die Vorteilhaftigkeit landwirtschaftlicher Präventivmaßnahmen (vgl. Abschnitt 8.2.1) spiegelt die Kostenverteilung letztendlich die faktische Dominanz wasserwirtschaftlicher Lösungswege in der Vergangenheit wider. Hier hätte eine stärkere Belastung der Landwirtschaft mit den anfallenden Kosten voraussichtlich die Inangriffnahme landwirtschaftlicher Präventivmaßnahmen beschleunigt.⁶² Zu erwähnen ist auch, daß die Kommunen eher zur Bezuschussung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen als zur Förderung landwirtschaftlicher Demonstrations- und Beratungsvorhaben bereit sind.⁶³

⁶² Zur Vermeidung unerwünschter agrarstruktureller Folgewirkungen infolge hierdurch induzierter Betriebsaufgaben und Einkommensverluste stünden grundsätzlich direkte Einkommenstransfers als Kompensationsmaßnahme zur Verfügung.

⁶³ Rohmann, private Mitteilung 1987.

Tabelle 8.2: Abschätzung der Größenordnung der Kosten und ihrer Verteilung zur Bewältigung des Nitratproblems (in Mio. DM) für die Jahre 1978 bis 1987

Kostenposition	Kostenträger	wasserwirtschaftliche Maßnahmen	Aufbereitungsverfahren-, entwicklungs	Nitratforschung	Gülleregulierung	nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung	Probenahmen und -analysen ²	Ausgleichszahlungen ²	nitratbezogene Kosten von Agrarsubventionen und -förderung	Summe der Ausgabenbereiche
Landwirtschaft	-	-	5 ⁵	1.500	k.B. ⁴	k.B.	-	-	-	rd. 1.500
Wasserwirtschaft	1.000 ⁵	30	5 ⁵	-	k.B.	5 ⁵	k.B., (50) ⁴	-	-	rd. 1.100
Staat	200 ⁵	20	20	500	20 ⁵	30 ³	k.B.	-	(200) ⁵	rd. 1.000
Düngemittelindustrie	-	-	20	-	1 ⁵	k.B.	-	-	-	rd. 25
Zuckerindustrie (Nahrungsmittelindustrie)	-	-	k.B. ⁴	-	k.B.	k.B.	-	-	-	-
gesamt	rd. 1.200	rd. 50	rd. 50	rd. 2.000	rd. 25	rd. 40	rd. 60	rd. 200	rd. 3.625	

K.B. = kleinere Beträge von ≤ 1 Mio. DM

1 Die aufgewandten Beträge steigen seit Mitte der 80er Jahre deutlich an.

2 fallen ab 1988 vermehrt an

3 insbesondere N_{min}-Untersuchungen in Baden-Württemberg

4 1988

5 sehr grobe Schätzung

Quelle: eigene Berechnungen und Schätzungen.

Anmerkungen zu den Modalitäten der Kostenabschätzung in Tabelle 8.2

1. Wasserwirtschaftliche Maßnahmen:

Variante A: 4 Mrd. m³/Jahr 5 % der Bevölkerung betroffen, Wassermehrpreis 0,50 DM/M³, 10 Jahre Amortisation

Variante B: typische Kosten für Investitionen bei Verbund: 5 - 50 Mio. DM, 7 Bundesländer größerer Fläche, ca. 5 - 10 größere nitratbezogene wasserwirtschaftliche Projekte

Variante C: 2 Mrd. DM Investitionen der Wasserwirtschaft/Jahr, davon ca. 5 % nitratrelevant

Staatliche Zuschüsse meist 20 - 40 %, aber auch wasserwirtschaftliche Maßnahmen ohne Zuschüsse.

2. Aufbereitungsverfahrenentwicklung: Abschätzung aus Hünemann et al. 1987 und KfK-Projektliste von 1989

3. Nitratforschung nach Hünemann et al. 1987

4. Gülleregulierung: staatliche Zuschüsse zum Bau von Güllebehältern von ca. 25 % in Höhe von jeweils etwa 100 Mio. DM in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Bayern.

5. Nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung:

Offizialberatung: ca. 4.000 Berater, 70.000 DM Jahresgehalt, 50 % als Berater tätig, 10 % Düngungsberatung, davon 20 % auf Umwelt- und Gewässerschutz bezogen

Industrieberatung: ca. 40 Berater, 100.000 DM Jahreskosten, 25 % Düngungsberatung, davon 10 % auf Umwelt- und Gewässerschutz bezogen

Probenahmen: Die Analysekosten für N_{min}-Untersuchungen im Rahmen der SchALV0 liegen bei 15 Mio. DM

nitratbezogene Kosten von Agrarsubventionen: Abschätzung der verringerten Nitratproblemgebiete bei Wegfall der Agrarsubventionen und freiem Markt. Höhe der direkten und indirekten Subventionen in 10 Jahren bezogen auf Milch- und Rindfleischherzeugung ca. 50 Mrd. DM (nach Conrad/Uka 1987); ca. 10 % der Fläche von Nitratproblemen betroffen, davon 5 % keine Nitratproblemgebiete bei freiem Markt.

Aus dem in Abschnitt 8.2.2 befürworteten Instrumentenmix würde sich gleichfalls eine Verschiebung in der Kostenverteilung bei allmählicher Reduzierung der Gesamtkosten ergeben: Die Landwirtschaft würde mit einer Stickstoffabgabe belastet⁶⁴; der Umfang von durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen bedingten Kosten ginge nach ihrer Amortisation im Lauf der Jahre zurück.

Insgesamt erscheinen nach den Ausführungen in den Abschnitten 8.2.1 und 8.2.2 im Vergleich mit der gegenwärtigen Struktur der Kostenverteilung eine moderate Mehrbelastung der Landwirtschaft, insbesondere durch eine Stickstoffabgabe, und der mittelfristige Abbau der Kosten für wasserwirtschaftliche oder -technische Maßnahmen angemessen. Für die Positionen "Probennahme" und "Ausgleichszahlungen" ist mit Mehrkosten zu rechnen, die nur zum Teil von der Landwirtschaft getragen werden sollten. Somit wird zwar eine gewisse Verschiebung in der Kostenbeteiligung zu Lasten der Landwirtschaft, aber keine grundsätzliche Veränderung gegenüber dem Status quo befürwortet. Das Verhältnis von vom Staat und von der Wasserwirtschaft getragenen Kosten dürfte sich zu Lasten letzterer verschieben, wenn Ausgleichszahlungen zukünftig zu Buche schlagen und wie intendiert von der Wasserwirtschaft übernommen werden. Bei einem mittelfristigen Rückgang der Kosten für nitratbezogene wasserwirtschaftliche Maßnahmen und der relativ geringen zusätzlichen Belastung der Wasserverbraucher kann diese Entwicklung umweltpolitisch jedoch als vertretbar angesehen werden.

8.2.4 Die Verteilung der Kompetenzen

Von Bedeutung für einen ausgewogenen Umgang mit dem Nitratproblem ist schließlich die Verteilung der Entscheidungs- und Kontrollkompetenzen. Dabei darf jedoch von einer mangelnden Kompetenzausfüllung nicht ohne weiteres auf eine ungeeignete Kompetenzverteilung geschlossen werden. Die Frage nach der angemessenen Verteilung von Kompetenzen läßt sich insbesondere in vier Richtungen spezifizieren:

⁶⁴ Bei paralleler flächengebundener Ausgleichszahlung handelte es sich de facto um eine landwirtschaftsinterne Umverteilung zu Lasten mineraldüngungsintensiver Betriebe.

1. ihre räumliche Zentralisierung oder Dezentralisierung (Bund, Länder, Gemeinden),
2. ihre fachliche Aufteilung auf unterschiedliche Verwaltungszüge (Agrar-, Wasserwirtschafts-, Gesundheitsverwaltung),
3. ihre Unterschiede und ihre Aufteilung im Hinblick auf verschiedene Problemlösungsbereiche (wasserwirtschaftliche, landwirtschaftliche Maßnahmen),
4. ihre Aufteilung zwischen öffentlichen Händen und privaten Akteuren.

Für die Nitratpolitik lassen sich zusammenfassend folgende Muster in den institutionellen Arrangements und Zuständigkeiten festhalten. Die Kompetenzen verteilen sich erwartungsgemäß auf verschiedene Akteure und Politikebenen mit einer gewissen Kumulation auf Länderebene. Dies ist besonders augenscheinlich beim Gewässerschutz, wo die Länder nicht nur gegenüber dem Bund eifersüchtig auf ihren Vorrang achten, sondern vielfach auch gegenüber den Gemeinden die Erhebung von Grundwassermeßdaten auf Landesebene zentralisiert haben; außerdem handelt es sich bei den Zuschüssen für wasserwirtschaftliche Maßnahmen einzelner WVUs zumeist um Landesmittel. Auch im Agrarbereich dominieren länderbezogene Organisations- und Kompetenzmuster bei Landwirtschaftsverwaltung und -beratung⁶⁵ (vgl. Bruckmeier 1987e). Weniger eindeutig ist das Bild im Bereich der Gesundheitsverwaltung. Zum einen hat hier der Bund die konkurrierende Gesetzgebung und werden Grenzwerte im allgemeinen bundeseinheitlich festgesetzt.⁶⁶ Zum anderen besteht auf lokaler Ebene bei den Gesundheitsämtern ein beträchtlicher Entscheidungsspielraum in der Wahrnehmung ihrer Aufgaben, wie die lokalen Fallstudien gezeigt haben (vgl. Kapitel 7).⁶⁷

In fachlicher Hinsicht bestehen klare Abgrenzungen in den Kompetenzen. Auf Landwirtschaftsseite entscheiden primär die einzelnen Landwirte über Bewirtschaftung und Düngemiteleininsatz, sofern Abnahmeverträge im Falle von Vertrags-

⁶⁵ Zu erwähnen ist dabei, daß in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen jeweils zwei Landwirtschaftskammern, Rheinland und Westfalen-Lippe bzw. Weser-Ems und Hannover, öffentlich-rechtliche Aufgaben einer Agrarverwaltung wahrnehmen.

⁶⁶ Dabei ist daran zu erinnern, daß die neuen Nitratstandards auf supranationaler Ebene fixiert wurden.

⁶⁷ Da dieser wesentlich durch Ressourcenknappheit mitbedingt ist, die Inaktivität als strategische Option nahelegt oder gar erzwingt, läßt dies angesichts der umstrittenen gesundheitlichen Relevanz des Nitratproblems seine Vernachlässigung seitens der Gesundheitsämter durchaus rational erscheinen.

landwirtschaft dies nicht anders regeln.⁶⁸ Die Kompetenzen für die Officialberatung liegen bei den Landwirtschaftsämtern bzw. -kammern. Gewisse Überschneidungen gibt es im Falle von Bewirtschaftungsauflagen in Wasserschutzgebieten und auf anderen räumlich eingegrenzten Flächen (z.B. Naturschutzprogramme), wo Wasserwirtschafts- und Landwirtschaftsbehörden teils kooperieren und sich abstimmen, aber nicht immer harmonieren. Für den Gewässerschutz sind dann die Wasserbehörden der Länder, für die Bereitstellung gesundheitlich einwandfreien Trinkwassers hingegen die Wasserversorgungsunternehmen zuständig.⁶⁹ Deren Zuständigkeit endet am häuslichen Wasserhahn, wo die Überwachungskompetenz der Gesundheitsämter beginnt.

Diese Zersplitterung von Fachkompetenzen zu beklagen, erscheint allerdings kurzfristig. Nicht nur reproduziert die organisatorische Zusammenfassung von Kompetenzen häufig lediglich organisationsintern analoge Aufteilungen. Sie zieht vor allem meist nur andere Trennungslinien zwischen Zuständigkeiten. Der Vorschlag einer administrativ einheitlichen Behandlung des Nitratproblems müßte sich zumindest mit den Folgen seiner Realisierung in bezug auf die Abwägung und Abstimmung nitratspezifischer Aktivitäten mit anderen agrar-, wasser- und gesundheitspolitischen Problemlagen und Maßnahmen befassen. Von daher verbieten sich simple nur verwaltungsorganisatorische Lösungen des Nitratproblems. Bedeutsam erscheinen vielmehr klarere Richtlinien und Kompetenzen für die Vollzugsbehörden im Falle von deren Nichteinhaltung auf der Grundlage politischer Vorgaben und die Ausweitung und Erprobung fallspezifischer Kooperation zwischen den Kompetenzträgern.⁷⁰

In bezug auf die einzelnen nitratrelevanten Politikstränge lassen sich relativ eindeutige Kompetenzregelungen ausmachen, was vor allem aus ihrer Genese heraus zu erklären ist: Sie haben sich primär entlang der bestehenden Zuständigkeiten entwickelt. Die Finanzierung von Aufbereitungsverfahren übernahm das BMFT; die Ausgleichszahlungsmodalitäten regeln die Länder, wobei Landwirt-

⁶⁸ Auch beim Zuckerrübenbau ist der Landwirt grundsätzlich frei in der Wahl seiner Düngermengen. Er muß z.B. für zu hohe Stickstoffdüngergaben "nur" Minderbezahlung aufgrund geringeren Zuckergehaltes in Kauf nehmen.

⁶⁹ Die Aufsichtspflicht "teilen" sich Wasserwirtschafts- und Gesundheitsverwaltung.

⁷⁰ Diesbezüglich ließ sich z.B. für die GVO in Nordrhein-Westfalen ein positives Resümee ziehen (Teherani-Krönner 1987).

schafts- und Umweltministerien Kompromisse finden müssen; die nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung liegt in den Händen der Beratungsorgane, wobei es auch Austausch zwischen Offizial- und Industrieberatung gibt; die Durchführung wasserwirtschaftlicher Sanierungsmaßnahmen obliegt der Trinkwasserversorgung bei Genehmigung durch die Wasserbehörden und Abklärung von Finanzierungsfragen mit Gemeinde, Kreis oder Land; bei der Gülleregulierung gibt es teils politisch gewollte Überschneidungen zwischen Agrar- und Wasserbehörden.⁷¹

In den Tabellen 8.3, 8.4 und 8.5 sind die vorfindlichen Muster der Kompetenzverteilung für jeweils zwei bzw. vier Beurteilungsdimensionen noch einmal schematisch zusammengestellt.

Versucht man eine Bewertung der geschilderten institutionellen Arrangements vorzunehmen, so muß diese ohne die Kenntnis der Wirkung alternativer Arrangements erfolgen. Die Frage nach dem angemessenen Zentralisierungsgrad von Kompetenzen wird im folgenden Abschnitt 8.2.5 nochmals aufgegriffen. Die Vorgabe einheitlicher Trinkwasserstandards auf EG- bzw. nationaler Ebene erscheint sinnvoll. Hinsichtlich der Aufteilung von Fachkompetenzen erscheint eine begrenzte Lockerung zumindest des Informationszugangs und ein verstärkter Kooperationszwang empfehlenswert. Darüber hinaus wäre eine Ausdehnung von Verfügungs- und Kontrollkompetenzen der Umwelt- und Wasserbehörden gegenüber der Landwirtschaft zur Verbesserung des Grundwasserschutzes als vorteilhaft einzuschätzen. Die Aufteilung von Kompetenzen auf öffentliche und private Träger stellt keine zentrale Problemdimension dar und erscheint auf akzeptable Weise geregelt. Etwaige Änderungen wären jedenfalls nicht nitratspezifisch zu begründen.⁷² Hinsichtlich spezifischer nitratpolitischer Maßnahmenbündel ist keine unangemessene Zersplitterung von Kompetenzen feststellbar. Hier käme es vielmehr auf weiter verbesserte wechselseitige Abstimmung der Maßnahmen an. Insgesamt ist unter dem Blickwinkel der *formalen* Kompetenzverteilung nur ein begrenztes Defizit der Nitratpolitik zu monieren.

⁷¹ Dieses Beispiel als auch der Wasserpfeffig belegen zugleich nochmals die Hypothese, daß nicht die (notwendige) Ausdifferenzierung von Zuständigkeiten, sondern deren übergeordnete organisatorische Einbettung und die Organisationskultur (separates Umweltministerium oder fachspezifische Zuordnung von Umweltbelangen) für funktionierende Problemlösungen zentral sind.

⁷² Die Privatisierungskontroverse um die englische Wasserwirtschaft ist ebenfalls nicht auf der Ebene der Umwelt- oder gar Nitratpolitik angesiedelt (vgl. Hill 1988, Wathern/Baldock 1987).

Tabelle 8.3: Maßnahmenbereiche und vertikale Kompetenzverteilungen in der Nitratpolitik¹

Kompetenzebene Maßnahmenbereich	kommunale Ebene	Länder-ebene	Bundes-ebene	EG-Ebene
gesundheitsbezogene Standards und Maßnahmen	2	2	2	1
wasserwirtschaftliche Maßnahmen	2	2	1	0
Entwicklung von Aufbereitungsverfahren	0	2	2	1
Nitratforschung	1	2	2	1
Gülleregulierung	1	3	1	0
nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung	1	3	1	0
Probenahmen und -analysen	2	2	1	0
Wasserschutzgebietsausweisungen und Ausgleichszahlungen	1	3	0	0
örtliche Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft	2	1	0	0

¹ Die Verteilung von Entscheidungskompetenzen ist nicht mit der Verteilung der praktischen Durchführungsverantwortung zu verwechseln.

- 0 = keine Zuständigkeit
- 1 = geringe Kompetenz
- 2 = mittlere Kompetenz
- 3 = zentrale Zuständigkeit

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Tabelle 8.4: Maßnahmenbereiche und (horizontale) Kompetenzverteilung auf die Akteure in der Nitratpolitik

Maßnahmenbereich	Landwirtschaft	Agrochemie	Nahrungsmittelindustrie	Agrarbehörden	Wasserwirtschaft	Wasser- und Abfallbehörden	Gesundheitsbehörden	Justiz
gesundheitbezogene Standards und Maßnahmen	0	1	1	1	1	2	3	1
wasserwirtschaftliche Maßnahmen	0	0	0	0	3	3	1	1
Entwicklung von Aufbereitungsverfahren	0	0	0	0	2	1	1	0
Nitratforschung	1	1	1	2	1	2	1	0
GÜLLeregulierung	1	0	0	3	0	2	1	1
nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung	2	2	1	3	0	1	0	0
Probenahmen und -analysen	2	1	1	2	1	1	0	0
Wasserschutzgebietsausweisungen und Ausgleichszahlungen	1	0	0	2	2	3	1	1
örtliche Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft	3	1	0	1	3	1	0	0

1 Die Verteilung von Entscheidungskompetenzen ist nicht mit derjenigen der praktischen Durchführungverantwortung zu verwechseln.

0 = keine Zuständigkeit

1 = geringe Kompetenz

2 = mittlere Kompetenz

3 = zentrale Zuständigkeit

Tabelle 8.5: Verantwortlichkeiten und Kompetenzverteilungen in der Nitratpolitik in sachlicher, verwaltungsfachlicher, föderativer und öffentlich-rechtlicher Hinsicht

	Metaprävention		Prävention		Korrektur		Kompensation	
	öffentlich	privat	öffentlich	privat	öffentlich	privat	öffentlich	privat
Agrarseite	B	x		x				
	L	x	x	x				
	K		x	x				
Wasserseite	B	x			x	x		
	L	x	x		x	x		
	K			x	x	x		
Gesundheits- (Versicherungs-)Seite	B				x		x	
	L				x		x	
	K				x		x	x

B = Bundesebene
L = Landesebene
K = kommunale Ebene

Quelle: eigene Zusammenstellung.

8.2.5 Programmimplementation von oben oder Eigenregulierung vor Ort?

In bezug auf die Problemwahrnehmung und -artikulation wurde bereits festgehalten, daß diese maßgeblich von frühen lokalen Nitratkontroversen beeinflusst wurde, während sich im Laufe der 80er Jahre dieses Verhältnis zugunsten überregionaler Problemdefinition und Programmformulierung veränderte. Analytisch unabhängig hiervon läßt sich die Frage nach dem lokalen Vollzug einmal verabschiedeter überregionaler Politikprogramme stellen. Wie aus der vergleichenden Implementationsforschung bekannt, hängt die Umsetzung politischer Programme von einer Vielzahl kontextueller Variablen ab, selbst wenn der politische Wille zur Implementation und demgemäß eine gewisse Gerichtetheit des politischen Prozesses unterstellt werden kann. Dabei differieren Implementationserfolge und -defizite nicht nur von Politikfeld zu Politikfeld und von Handlungsprogramm zu Handlungsprogramm je nach bestehenden Problem-, Macht- und Interessenlagen, sondern unabhängig hiervon auch von Land zu Land je nach nationaler politischer Kultur und Institutionenstruktur, dem "policy style" (vgl. Reichel 1984, Richardson 1982, Richardson/Watts 1985, Vogel 1986). So wird für Frankreich oder Japan überwiegend eine relativ weitgehende Implementierbarkeit politischer Programme konstatiert, während in den USA und auch in der BRD gemeinhin Implementationsdefizite im Vordergrund stehen (vgl. Kitschelt 1983, 1985b, Rucht 1987).

Für die Nitratpolitik in der Bundesrepublik fehlt die Programmimplementation bis 1987 noch weitgehend⁷³, sofern man auf das analytische Konstrukt "Nitratpolitik" das Modell des Politikzyklus überhaupt anwenden will (vgl. Abschnitt 8.1.6). Will man die Vor- und Nachteile einer Programmimplementation von oben und einer Eigenregulierung vor Ort gegeneinander abwägen, so kann es nicht um ein bloßes wechselseitiges Ausspielen beider als Extrempole aufzufassender Varianten gehen. Ebenso wenig wie die begrenzte Durchsetzbarkeit von Gewässerschutzbelangen gegenüber landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsinteressen im Dickicht kommunaler Politikverflechtungen in ländlichen Gebieten ausreicht, um lokale Problemlösungen als generell unzulänglich zurückzuweisen, sind die tendenzielle Uniformität und Unflexibilität bürokratischer Regulierungen, der

⁷³ Die bloße Vorgabe eines Nitratgrenzwertes ist noch nicht als ein politisches Handlungsprogramm zu klassifizieren.

sich automatisch einstellende Widerstand gegen und das Leerlaufenlassen von fremdbestimmten Politikprogrammen von oben und von außen und die mangelnde Nutzung lokal bestehenden Wissens und kreativen Potentials zur örtlich angemessenen Problemlösung keine zureichenden Argumente, auf die Implementation überregionaler Programme zu verzichten. Für die Unzulänglichkeit beider Varianten lassen sich genügend Beispiele bringen, etwa die häufig fehlenden präventiven Maßnahmen auf lokaler Ebene oder die unzureichende und einen weitergehenden Vollzug bewußt unterminierende ministerielle Ausgestaltung und Handhabung des niedersächsischen Gülleerlasses (vgl. Teherani-Krönner 1989a). Jedenfalls läßt sich mit für eine effektive Nitratpolitik ungünstigen Macht- und Interessenlagen keine Priorität überregionaler Problemregulierung und -lösung begründen.

Zugleich ist festzuhalten, daß der Spielraum und die Möglichkeiten für lokal angepaßte Eigenregulierungen im Falle des Nitratproblems groß war und ist. Auf Wasserseite ist lediglich die Einhaltung des Nitratgrenzwertes vorgegeben - einschließlich seiner zulässigen temporären Überschreitung bei Vorliegen eines Sanierungsprogramms -, auf Landwirtschaftsseite gibt es so gut wie keine verpflichtenden überregionalen Vorgaben. Eine Ausnahme bilden nur Gülleverordnung oder -erlaß, wo auch überhaupt nur von einer realen partiellen Programmimplementation gesprochen werden kann.⁷⁴ Auch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten ist durchaus auf der Basis kommunaler Initiative möglich. Für die Eigenregulierung des Nitratproblems hat die Kommunalpolitik somit grundsätzlich eine beträchtliche Gestaltungsmacht als auch ein großes Obstruktionspotential gegenüber von oben oktroyierten Vorgaben.⁷⁵ Sofern sie diese nicht genutzt hat, hat dies vorrangig andere Gründe als diejenigen eines durch überregionale Politikprogramme restringierten Handlungsspielraumes⁷⁶ (vgl. Kapitel 7 und Bruckmeier 1988a). Die bisherigen Erfahrungen mit der Selbstregulierung des Nitratproblems durch örtliche Landwirte und VWUs waren zudem recht zwiespältig.

⁷⁴ Für die SchALVO in Baden-Württemberg kann dies allenfalls ab 1988 gelten.

⁷⁵ Die subtilen Vetopositionen kommunaler Politik und lokaler Vollzugsorgane bei der Implementation politischer Programme sind beachtlich (vgl. Hucke et al. 1980, Knoepfel/Weidner 1985, Mayntz et al. 1978).

⁷⁶ Die häufiger anzutreffende obrigkeitsstaatliche Tradition eines Wartens auf Vorgaben überregionaler politischer Instanzen ist sicherlich kein hinreichendes Gegenargument.

Vorteilhaft ist sicherlich eine günstige, bestehende Problem-, Macht- und Interessenlagen sowie institutionelle Strukturen berücksichtigende Mischung aus deutliche Rahmendaten setzenden überregionalen Politikprogrammen mit durchsetzungsfähigen Vollzugsreserven im Bedarfsfall einerseits und auf örtlicher Beteiligung aufbauender, lokaler Problemregelung andererseits. Während die institutionellen Rahmenbedingungen einer solchen Mischung nicht wirklich im Wege standen, lassen sich Defizite sowohl hinsichtlich klarer umweltpolitischer Rahmenvorgaben und Rückendeckung als auch in bezug auf ausreichende kommunale Eigeninitiativen ausmachen.

Für den Bereich wasserwirtschaftlicher Maßnahmen herrscht ein Reagieren auf (drohende) Grenzwertüberschreitungen vor (Ausnahme: Stadt Augsburg), wobei nur die Wahl zwischen verschiedenen technisch-wirtschaftlichen Lösungswegen bleibt. Die Initiative geht meist vom lokalen Wasserwerk aus, wobei ein Interesse an der Erhaltung kommunaler Eigenversorgung mit Trinkwasser des öfteren eine wichtige Rolle spielt. Abgesehen von dem zeitverzögerten Reagieren kann hier von einem funktionierenden Zusammenspiel zwischen bundeseinheitlichen Normvorgaben und lokaler korrekativer Problemlösung gesprochen werden. - Ein personelles und organisatorisches Zusammenwirken läßt sich außerdem bei der Entwicklung von Aufbereitungsverfahren zwischen Herstellerfirma, lokalem Wasserwerk, BMFT bzw. Projektträger KfK und beteiligten Forschungsinstituten konstatieren, wobei auch dieser Prozeß Anlaufschwierigkeiten hatte (vgl. Abschnitt 6.4.8).

Auf der Ebene kompensatorischer Problemlösungen besteht die Möglichkeit der Gemeinden, kostenlos Mineralwasser zur Verfügung zu stellen, falls es zu merklichen Grenzwertüberschreitungen kommt. Dieses die Gemeindefinanzen belastende Vorgehen wurde nur in Ausnahmefällen gewählt (vgl. Hünermann 1987b), meist aber zurückgewiesen.

Bei der Gülleregulierung sind lokale Aktivitäten fast ausschließlich nur im Rahmen überregionaler Verordnungen und Erlasse zu verzeichnen, die diese dann in Ausnahmefällen auch extensiv, überwiegend hingegen eher vorsichtig auszufüllen versuchen (vgl. Hünermann 1987b, Teherani-Krönner 1987, 1988, 1989a, 1989b, 1989c).

Auf Beratungsebene sind kaum zusätzliche, über die regionale Offizialberatung hinausgehende kommunale Aktivitäten auszumachen (vgl. Bruckmeier 1987e, 1988b, Gitschel 1987b, Vickermann 1988). Analoges gilt für den Bereich örtlicher Untersuchungen, Probenahmen und -analysen. Allerdings sind hiervon die vereinzelt anzutreffenden lokalen Arbeitskreise und Kooperationsmodelle auszunehmen, in denen im wesentlichen örtliche Landwirte, örtliches Wasserwerk und die Offizialberatung zusammenarbeiten und standortgerechte Lösungen suchen.

Die Festsetzung und Ausweisung von Wasserschutz- und eventuell Wasservorranggebieten erfordert das Zusammenwirken örtlicher und überörtlicher Akteure. Eine ins Gewicht fallende Initiativposition der Kommunalpolitik läßt sich hier aber nur in Einzelfällen ausmachen. Eher scheinen landespolitische Vorgaben einschließlich privater Bewirtschaftungsverträge mit Landwirten zunehmend Vorrang zu genießen.

Bei der zusammenfassenden Beurteilung von lokaler Eigenregulierung ist auf die beträchtlichen Unterschiede hinzuweisen, die sich hier feststellen lassen. Ein einheitliches Muster ist lediglich sehr begrenzt auszumachen. Insgesamt geht es für die Nitratpolitik bislang nur wenig um eine Gegenüberstellung von Programmimplementation von oben und Eigenregulierung vor Ort, sondern um die Beseitigung von Defiziten der Problemlösung bei beiden Varianten.

8.2.6 Konflikt- versus Konsensorientierung im Politikspiel

Inwieweit Konflikt- bzw. Konsensorientierung der Akteure im Politikspiel auf die Nitratpolitik als policy durchschlagen, soll im folgenden erörtert werden. Dazu werden zunächst die verfügbaren Strategieoptionen der Hauptakteure, d.h. von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft sowie nachgeordnet von Agrar- und Wasserbehörden noch einmal systematisch herausgearbeitet. Sodann ist nach den tatsächlich bevorzugten Strategien zu fragen und sind deren Auswirkungen auf das Muster der Nitratpolitik aufzuzeigen.

In Anlehnung an spieltheoretische Überlegungen stellt sich für die im Einzelfall betroffene Landwirtschaft und Wasserwirtschaft⁷⁷ die Situation so dar, daß erstere die durch Nitratauswaschung entstehenden Umweltkosten weiterhin zu externalisieren bestrebt sein wird, wobei sie von einem für sie vorteilhaften Status quo ausgehen kann⁷⁸, und letztere die durch den herabgesetzten Nitratgrenzwert entstehenden Kosten - seien sie durch wasserwirtschaftliche bzw. -technische Maßnahmen oder durch Einkommensverluste der Landwirte infolge von Bewirtschaftungseinschränkungen bedingt - abzuwälzen bemüht sein wird.⁷⁹ Gefragt wird nun, ob beide Akteure ihre Interessen eher durch Konfliktkurs oder Kooperation verfolgen sollten.

Die Strategieoptionen der Landwirtschaft bestehen erstens in der Abwehr kostenverursachender Bewirtschaftungsauflagen, zweitens in der Abwehr Verpflichtungen der (teilweisen) Übernahme von Kosten für wasserwirtschaftliche oder -technische Maßnahmen, drittens in der Einforderung von Ausgleichszahlungen vom Staat oder viertens von der Wasserwirtschaft, falls sich Bewirtschaftungsauflagen nicht vermeiden lassen.

Die Strategieoptionen der Wasserwirtschaft beziehen sich auf erstens die Überwälzung der Kosten für wasserwirtschaftliche bzw. -technische Maßnahmen oder für Bewirtschaftungsauflagen auf den Wasserverbraucher, zweitens die Übernahme von relativ billigeren Ausgleichszahlungen für die Landwirtschaft⁸⁰, drittens

⁷⁷ Betroffen sind primär einzelne Landwirte und Wasserwerke, weniger die Landwirtschaft oder Wasserwirtschaft.

⁷⁸ Bislang brauchte die Landwirtschaft diese Kosten nicht zu tragen.

⁷⁹ Dabei kann vorerst außer acht gelassen werden, daß es sich zum einen aufgrund der Überproduktion in der Landwirtschaft möglicherweise um volkswirtschaftlich unnötige Kosten handelt und daß zum anderen eine angemessene Bewertung der ökologischen Folgekosten erhöhter Nitratauswaschung höchst problematisch ist. Ebenso bleiben mögliche Wechselwirkungen mit anderen Problembereichen (z.B. Klärschlamm, Pestizide) und Akteuren (z.B. Wasserbelastungen durch chemische, Zellstoff- etc. Industrie, Kommunen) für eine Strategieoptimierung außer Betracht.

⁸⁰ Nach den vorliegenden Modellrechnungen für bundesdeutsche Standorte sind Maßnahmen auf Landwirtschaftsseite in den meisten Fällen kostengünstiger als solche auf der Wasserseite (vgl. Finck/Haase 1987, O'Hara 1984). Allerdings verkompliziert sich die Situation zum einen aufgrund der Wirkungsverzögerung von Bewirtschaftungsauflagen im Falle von Grenzwertüberschreitungen, zum anderen durch mögliche hohe Kontrollkosten bei kostenminimalen Bewirtschaftungsbeschränkungen.

die Abwälzung von Kosten für Ausgleichszahlungen auf den Staat, viertens die Abwälzung von Kosten für wasserwirtschaftliche bzw. -technische Maßnahmen auf den Staat, fünftens die Übernahme dieser Kosten durch die Landwirtschaft, sechstens die Verfügung von Bewirtschaftungsaufgaben ohne Ausgleichszahlungen⁸¹ gemäß dem Verursacherprinzip und siebtens die mittel- oder gar langfristige Inkaufnahme von Grenzwertüberschreitungen.⁸²

Unter den gegenwärtigen politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen scheiden eine Reihe von Strategieoptionen zumindest bei kurzfristiger Betrachtung aus:

- o Eine Belastung der Landwirtschaft mit den Kosten für wasserwirtschaftliche bzw. -technische Maßnahmen stand außer in Extremfällen⁸³ (§ 22 WHG) nicht zur Diskussion (Option 2 der Landwirtschaft bzw. Option 5 der Wasserwirtschaft).
- o Für wasserwirtschaftliche Sanierungsmaßnahmen sind allenfalls staatliche Zuschüsse verfügbar (Option 4 der Wasserwirtschaft).
- o Dauerhafte Grenzwertüberschreitungen sind politisch nicht akzeptabel und durchsetzbar (Option 7 der Wasserwirtschaft).

Damit ist noch folgende, in Tabelle 8.6 dargestellte Kombinationsmatrix von Strategieoptionen zu betrachten. Im Unterschied zum Gefangenendilemma spielen Informationsrestriktionen in diesem Politikspiel nur eine untergeordnete Rolle.⁸⁴ Zugleich handelt es sich um iterierte Spiele, so daß die Akteure ihre Verhaltensweisen aufgrund derjenigen ihrer Mit- und Gegenspieler variieren

⁸¹ Dies war in den Wasserschutzgebietsverordnungen nach altem WHG durchaus möglich.

⁸² Deutlich wird die Rekonstruktion der Strategieoptionen nach rein ökonomischen Kriterien, denen gegenüber inhaltliche Argumente (z.B. Priorität präventiver Maßnahmen; Infragestellung der Verursacherrolle der Landwirtschaft; fragliche Evidenz der Gesundheitsrisiken; Vorteile von moralischer Suasion) nur subsidiären bzw. legitimatorischen Charakter haben.

⁸³ Selbst dann hat bis 1988 noch kein VWU unter Bezugnahme auf § 22 WHG gegen einen Landwirt geklagt (vgl. Conrad/Gitschel 1988).

⁸⁴ Zum Beispiel unklarer Kostennachweis, schwierige Kontrolle der Einhaltung von Bewirtschaftungsaufgaben, keine Offenlegung der Nitratwerte im Rohwasser. Es handelt sich also nicht um ein echtes Gefangenendilemma.

können, wodurch sich eben auch eine Konflikt- oder Konsensorientierung der Nitratpolitik herausbilden kann (vgl. Brandes 1986).

Tabelle 8.6: Matrix der Strategieoptionen von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft

Strategieoption der Landwirtschaft / der Wasserwirtschaft	keine Bewirtschaftungs- auflagen	Ausgleichszahlun- gen durch den Staat	Ausgleichszahlun- gen durch die Wasserwirtschaft
Kostenüberwälzung auf den Wasserverbraucher	(Konsens)	Verträglichkeit beider Optionen	Konsens
Ausgleichszahlungen durch den Staat	(Konflikt)	<u>Konsens</u>	Konflikt
Bewirtschaftungsauflagen ohne Ausgleichszahlungen	Konflikt	Verträglichkeit beider Optionen	Konflikt
Ausgleichszahlungen durch die Wasserwirtschaft	(Konflikt)	Verträglichkeit beider Optionen	Konsens

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Berücksichtigt man, daß die Wasserwirtschaft bei einer Präferenz für die bloße Kostenüberwälzung auf den Verbraucher zwar den Konflikt mit der Landwirtschaft vermeidet, sich aber den tendenziell wachsenden Widerstand der Wasserverbraucher sowohl in bezug auf Wasserpreis als auch Wasserqualität einhandelt und daß sie Ausgleichszahlungen stets nur als "second best"-Lösung ansehen wird, so ist zu vermuten, daß sich beide Akteure, wenn möglich, auf die Strategie der staatlichen Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungsauflagen einigen würden. Diese Strategie beinhaltet partielle Konzessionen beider Seiten (Akzeptanz von Bewirtschaftungsauflagen seitens der Landwirtschaft, Verzicht auf Verursacherprinzip seitens der Wasserwirtschaft) bei Abwälzung aller Kosten auf einen Dritten.

Beim Staat ist zunächst zu beachten, daß es sich nicht um einen monolithischen Akteur handelt. Während die Agrarverwaltung mit Abstrichen die gleichen Positionen wie die Landwirtschaft vertritt⁸⁵, trifft dies für die Umweltbehörden hinsichtlich der Wasserwirtschaft weit weniger zu. Von daher ist der Druck zugunsten einer Strategie der Kosteninternalisierung durch die Landwirtschaft begrenzt. Des weiteren sind staatsinterne Kostenverlagerungsstrategien insbesondere zwischen Bund und Ländern von Bedeutung. Da diese jedoch letztlich nur auf eine zeitliche Verschiebung hinauslaufen, werden sie hier nicht weiter betrachtet.⁸⁶ So macht es dennoch Sinn, der Einfachheit halber nur verschiedene gesamtstaatliche Strategieoptionen zu unterscheiden. Der Staat hat dann noch folgende Strategieoptionen zur Verfügung⁸⁷: erstens die Nichtbefassung mit dem Nitratproblem bzw. den Rückzug auf Symbolpolitik, was jedoch bei rechtswirksamen Nitratstandards nur begrenzt möglich ist oder mit der bloßen Kostenüberwälzungsstrategie der Wasserwirtschaft für wasserwirtschaftliche Maßnahmen koinzidiert; zweitens die (rechtliche) Verankerung von Ausgleichszahlungen bei Bewirtschaftungsauflagen durch die Wasserwirtschaft; drittens die Durchsetzung von Regulierungen, deren Kosten die Landwirtschaft zu tragen hat (Bewirtschaftungsauflagen ohne Ausgleichszahlungen, Stickstoffsteuer, Vorschrift von Umweltschutzmaßnahmen wie des Baus von Güllespeichern); viertens die Übernahme der Ausgleichszahlungen etc. durch die öffentliche Hand. Auch wenn der Staat die letzte Strategie eher nachrangig verfolgen dürfte, so stellt sie im Gegensatz zur strukturanalogen Strategieoption privater Wirtschaftssubjekte eine echte Alternative dar, da die anfallenden Ausgaben über die anonymisierten Steuereinnahmen vergleichsweise problemlos abgedeckt werden können.⁸⁸ Damit ergeben sich die beiden folgenden Matrizen von Strategieoptionen in Relation zu den beiden anderen Akteuren (vgl. Tabellen 8.7 und 8.8).

⁸⁵ Dies hat mit der starken Klientelorientierung und den administrierten Preisen zu tun. Differenzen bestehen am ehesten hinsichtlich der Vertretbarkeit ökonomischer Überdüngung, weshalb die Agrarbehörden auch so stark auf moralische Suasion und vermehrte Beratung setzen.

⁸⁶ Wie in den Abschnitten 6.4.2 und 8.1.2 ausgeführt, spielten diesbezügliche Schwarzer-Peter-Spiele in der Vergangenheit teilweise eine zentrale Rolle.

⁸⁷ Es gilt das oben Gesagte für nicht akzeptable Strategien.

⁸⁸ Das Gesamtvolumen der Steuereinnahmen ist begrenzt, marginale Einzelpositionen sind jedoch fast stets politisch verkraftbar.

Tabelle 8.7: Matrix der Strategieoptionen von Staat und Landwirtschaft

Strategieoption des Staates \ Strategieoption der Landwirtschaft	keine Bewirtschaftungs- auflagen	Ausgleichszahlun- gen durch den Staat	Ausgleichszahlun- gen durch die Wasserwirtschaft
Laissez faire	Konsens	Verträglichkeit beider Optionen	Verträglichkeit beider Optionen
Ausgleichszahlungen durch die Wasserwirtschaft	(Konflikt)	Konflikt	<u>Konsens</u>
Bewirtschaftungsauflagen und Kosteninternalisierung	Konflikt	Konflikt	(Verträglichkeit beider Optionen)
Ausgleichszahlungen durch den Staat	(Konflikt)	Konsens	Verträglichkeit beider Optionen

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Tabelle 8.8: Matrix der Strategieoptionen von Staat und Wasserwirtschaft

Strategieoption des Staates \ Strategieoption der Wasser- wirtschaft	Laissez faire	Ausgleichszahl- ungen durch die Wasser- wirtschaft	Bewirtschaf- tungsauflagen und Kostenin- ternalisierung	Ausgleichszahl- ungen durch den Staat
Kostenüberwälzung auf den Wasserverbraucher	Konsens	Konsens	Verträglichkeit beider Optionen	Verträglichkeit beider Optionen
Ausgleichszahlungen durch den Staat	Konflikt	Konflikt	(Verträglichkeit beider Optionen)	Konsens
Bewirtschaftungsaufla- gen ohne Ausgleichs- zahlungen	Konflikt	Konflikt	<u>Konsens</u>	Verträglichkeit beider Optionen
Ausgleichszahlungen durch die Wasserwirtschaft	Verträglichkeit beider Optionen	Konsens	Verträglichkeit beider Optionen	Verträglichkeit beider Optionen

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Analog zu Tabelle 8.6 ergeben sich wiederum - bei Vernachlässigung des jeweils dritten Akteurs - als wahrscheinlichste Strategien solche, die die Kosten eben diesem dritten Akteur zuschieben. Da diese insgesamt drei bevorzugten Strategieoptionen nicht wechselseitig kompatibel sind und ihre Durchsetzbarkeit durch die (partielle) Vetomacht des jeweils betroffenen dritten Akteurs begrenzt wird, sind "second best"-Lösungen einerseits und gemischte Strategien nach dem do-ut-des-Prinzip andererseits zu erwarten. Darüberhinaus ist eine steigende Konfliktbereitschaft der Akteure wahrscheinlich.⁸⁹ "Second best"-Lösungen sind, zumindest für einen Teil der Akteure, zu sehen einmal in Symbolpolitik, im Verzicht auf wirksame Bewirtschaftungsaufgaben und Kostenüberwälzung von gegebenenfalls anfallenden wasserwirtschaftlichen Maßnahmen auf den Verbraucher, sowie in Bewirtschaftungsaufgaben verbunden mit Ausgleichszahlungen durch den Staat oder die Wasserwirtschaft. In all diesen Fällen ist ein begrenzter Konsens möglich. Bei Ausgleichszahlungen durch die Wasserwirtschaft kommt die Tatsache zum Tragen, daß diese Lösung für die Wasserwirtschaft meist immer noch billiger ist als wasserwirtschaftliche oder -technische Maßnahmen. In der Praxis herrschen denn auch diese drei Strategien vor. Gemischte Strategien bestehen dementsprechend vorzugsweise aus einer Kombination dieser drei Strategieoptionen, ergänzt durch eine gewisse Kostenbeteiligung der Landwirtschaft.⁹⁰ Jeder Akteur übernimmt damit einen Teil der Kosten, wenn auch nicht in gleichem Umfang (vgl. Abschnitt 8.2.3). Schließlich ist, wie die Beispiele des WHG und des DVGW/LAWA-Arbeitskreises "Nitrat" gezeigt haben, durchaus die Bereitschaft bei Landwirtschaft und Wasserwirtschaft vorhanden, Konflikte um die Kostenträgerschaft auszutragen.

Im Ergebnis stimmen theoretische Ableitung und empirischer Befund hinsichtlich der Verhaltensmuster und bevorzugten Strategien der zentralen Akteure in der Nitratpolitik überein.⁹¹ Die obigen Überlegungen machen außerdem die histori-

⁸⁹ Bei der Interpretation der Kombinationsmatrizen wurde eine Präferenz der Akteure zugunsten konsensueller Strategieoptionen unterstellt.

⁹⁰ Zu nennen sind hier der Bau von Güllespeichern und die Vorkehrung, daß nicht jede Bewirtschaftungseinschränkung als entschädigungspflichtig eingestuft wird.

⁹¹ Die Frage nach dem Erkenntniswert solcher Matrizen von Strategieoptionen ist dahingehend zu beantworten, daß sie zum einen die möglichen Optionen und die Entscheidungspräferenzen der Akteure analytisch klar herausarbeiten und zum anderen Inkongruenzen mit empirisch beobachteten Strategiewahlen erklärungsbedürftig machen.

sche Entwicklung der Nitratpolitik plausibel: Auf die Frühphase der Nichtbeachtung bzw. des Herunterspielens des Nitratproblems folgte eine Phase, in der die Landwirtschaft jegliche Bewirtschaftungsauflagen strikt ablehnte, während die Wasserwirtschaft auf die konsequente Anwendung des Verursacherprinzips pochte und der Staat sich auf Symbolpolitik und Aktionen im Vorfeld (z.B. Förderung von Aufbereitungstechnologien) beschränkte, was im Ergebnis zu fehlender substantieller Problembehandlung und Problemverschärfung führte. Erst in den letzten Jahren kommen zusehends Strategien zum Zuge, die Zugeständnisse aller Akteure beinhalten und dadurch die Möglichkeit von Kompromißlösungen verbessern. Diese laufen seit etwa 1988 zunehmend darauf hinaus, daß die Landwirte Bewirtschaftungsauflagen akzeptieren, dafür im Falle der Einschränkung ordnungsgemäßer Landwirtschaft Ausgleichszahlungen erhalten, aber etwa für die umweltverträgliche Gülleverwertung selbst die Kosten tragen, daß der Staat regulierend und auch fördernd eingreift und daß die Wasserwirtschaft einen Großteil der Kosten übernimmt, die sie auf den Wasserverbraucher abwälzen kann. Die hier behauptete wachsende Konsensorientierung in der Nitratpolitik ist jedoch nicht als durch die genuine Einstellung der Akteure bedingt, sondern als Resultat ihres strategischen Kalküls zu begreifen, innerhalb dessen dann durchaus Auseinandersetzungen und Konfliktmomente im Gefolge taktischer Schachzüge ihren Platz haben (vgl. exemplarisch den Arbeitskreis "Nitrat").

Zusätzlich wird eine gewisse Konsensorientierung durch zwei weitere empirische Befunde gestützt.⁹² Einmal haben die vielfältigen Untersuchungen zum Gefangenendilemma und sozialen Dilemma ergeben, daß Kooperationsstrategien in der Praxis häufiger anzutreffen sind als dies die Theorie des rational entscheidenden homo oeconomicus erwarten läßt (Axelrod 1984, Brandes 1986, Murningham/Roth 1983, Rapaport et al. 1976). Zum zweiten trifft eher die schwache Hypothese von Samuelson (1954) als die starke Hypothese von Olson (1965) zu, wonach durch Trittbrettfahrerverhalten kollektive Güter zwar suboptimal, aber nicht überhaupt nicht bereitgestellt werden.

Bezieht man diese Befunde nicht nur auf Landwirtschaft und Wasserwirtschaft als Makroakteure mit gegenläufigen Interessen, sondern auch auf das Verhältnis der Landwirte untereinander, so läßt die Durchsetzung von Verfahren der pflan-

⁹² Auf die nebensächliche Rolle von Wertkonflikten in der Nitratdebatte wurde bereits hingewiesen.

zenbedarfsgerechten und grundwasserschonenden Düngung und standortgerechten Bewirtschaftung bei einer größeren Zahl von Landwirten, vor allem bei Meinungsführern, hoffen, daß sich der Rest der Landwirte dem anschließt, auch wenn die Nutzung von im Detail verbleibenden vielfältigen Möglichkeiten der (kostengünstigeren) Nichtbeachtung diesbezüglicher Methoden und Regelungen ökonomisch vorteilhafter wäre. Die Orientierung des Verhaltens von Landwirten an wirtschaftlichem Gewinn und sozialem Status bietet einer nitratbezogenen landwirtschaftlichen Beratung in Verbindung mit einer konsensorientierten Nitratpolitik somit durchaus erfolgversprechende Ansatzpunkte.

Nach dieser Darstellung der Entwicklung nitratbezogener Politikmuster ist nun noch einmal genauer nach den dabei entstehenden bzw. entstandenen Regulierungsmustern beim Umgang mit dem Nitratproblem zu fragen.

8.3 Nitratbezogene Regulierungsmuster

Unter Regulierungsmuster wird hier das Gesamtbild der gesellschaftlichen/politischen Regulierung des Nitratproblems verstanden, das die zentralen Merkmale der jeweiligen (nationalen) Nitratpolitik aus der Vielzahl von Einzelaspekten und Detailregelungen besser hervortreten läßt. Kapitel 8.3 faßt somit die vielfältigen Facetten nitratbezogener politics und policy noch einmal prägnant in einem solchen Gesamtbild zusammen und bezieht das sich abzeichnende Regulierungsmuster auf die Umwelt- und Agrarpolitik allgemein (Abschnitt 8.3.1). Sodann werden Differenzen und Parallelen der verschiedenen fallspezifischen Regulierungsmuster verdeutlicht (Abschnitt 8.3.2). Abschließend werden Blindstellen und behebbare Mängel nitratbezogener Regulierungsmuster aufgezeigt (Abschnitt 8.3.3). Generell macht das Herausarbeiten von Regulierungsmustern insbesondere in vergleichender Perspektive Sinn, sei es in bezug auf andere Politikfelder, sei es in bezug auf andere Länder, die jedoch in dieser Arbeit selbst noch nicht zum Tragen kommt.

8.3.1 Nitratregulierung im Kontext der Umwelt- und Agrarpolitik

Das kennzeichnende nitratbezogene Regulierungsmuster entspricht im wesentlichen dem in der Bundesrepublik Deutschland im Bereich der Umweltpolitik dominanten Regulierungsmuster. Insofern stellt die Nitratpolitik die Bestätigung der Regel und keine Ausnahme dar. Die Regulierung des Nitratproblems erfolgt überwiegend reaktiv und korrektiv, wobei die haupthandelnden Akteure die betroffenen Wasserversorgungsunternehmen sind. Dabei spielt, der Dominanz formeller, rechtlich verbindlicher Regulierungen in der deutschen Tradition gemäß, die Vorgabe rechtlicher Rahmenbedingungen und fester Standards seitens des Gesetzgebers eine wichtige Rolle: Nitratgrenzwert der TVO, Wasserschutzgebietsverordnungen, Gülleverordnung bzw. -erlaß. Maßgeblich für das Aktivwerden von Behörden und Regulierungsadressaten auf konkrete Problemlösungen hin sind weniger standortspezifische Problemeinschätzungen als die Nichteinhaltung eines gesetzlich vorgegebenen Grenzwerts. Daß die Absenkung des Nitratgrenzwerts ihrerseits das Ergebnis von Bargainingprozessen zwischen in dieser Hinsicht relativ handlungsentlasteten Experten der Verwaltung auf EG-Ebene ist, ist keineswegs als ein Beispiel antizipativer Umweltpolitik, sondern eher als Ironie des Schicksals national unterschätzter Folgenperzeption von EG-Richtlinien zu interpretieren.⁹³ Seitdem die EG-Kommission begonnen hat, verstärkt die nationale Umsetzung ihrer Richtlinien zu kontrollieren und gegebenenfalls auch einzuklagen (vgl. Frankfurter Rundschau vom 14.7. und 6.9.1989), agieren die nationalen Behörden neuen Richtlinien-Entwürfen gegenüber deutlich vorsichtiger (vgl. IPEE 1989, Interview Kromarek). Die Verengung und Vorrangigkeit des Nitratproblems auf die bzw. als eines der Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser erklärt dann die vorzugsweise Ansiedlung der Nitratpolitik auf Länderebene, da die Kompetenzen des Gewässerschutzes primär bei den Ländern liegen, wobei auf Bundes-, Regierungsbezirks-, Kreis- und Gemeindeebene durchaus auch Aktivitäten zu verzeichnen und Entscheidungen zu treffen sind. Im Unterschied zu anderen Bereichen der Umweltpolitik spielt die Justiz über Gerichtsentscheidungen in der Nitratpolitik noch kaum eine Rolle; allerdings dürfte sich dies in der Zukunft ändern, weil zum einen eine konsensuelle Festlegung von ordnungsgemäßer Landwirtschaft (§ 19 Abs. 4 WHG) nur schwer möglich erscheint, zum zweiten mit dem Anstieg von Umweltbewußtsein und Umweltkosten

⁹³ Das bedeutet nicht, daß die Festlegung der EG-Standards einfach willkürlich war. Sie orientierte sich vielmehr an den WHO-Empfehlungen (vgl. Kromarek 1986).

Konflikte weniger durch Kompromißbereitschaft der Antagonisten beigelegt werden dürften (z.B. Anwendung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, Erhebung des Wasserpfehnigs) und zum dritten eine Verrechtlichung von umweltverträglicher Landwirtschaft die gerichtliche Klärung von Konflikten im Einzelfall insgesamt wahrscheinlicher werden läßt.⁹⁴

Betrachtet man die nitratrelevanten Politikstränge in den Bereichen Gesundheitspolitik, Gewässerschutzpolitik, Raumordnungspolitik, Agrarumweltpolitik (einschließlich Bodenschutzpolitik) und Agrarpolitik, dann bestätigt der bisherige Verlauf erneut das Verdikt vom Umweltschutz als Politik des peripheren Eingriffs (Doran et al. 1974): Insbesondere der harte Kern der Agrarpolitik wird bisher von der Nitratproblematik nicht berührt, während Agrarpolitik und Landwirtschaft an der umweltpolitischen Normbildung und Entscheidungsfindung sehr wohl schon in ihrem Vorfeld beteiligt sind. Während auf der Seite von in der Sache korrektiven Problemlösungen eindeutige Grenzwerte und ausreichende Kontrolle im allgemeinen zu einer klaren rechtsverbindlichen Regulierung führen⁹⁵, herrschen auf der Seite präventiver Problemlösungen auf moral suasion basierende Konzepte vor, oder es wird die Einhaltung von Standards (Gülleregulierung, SchALVO) nur begrenzt und locker überwacht. Die Dominanz wasserwirtschaftlicher Problemlösungen trägt ihrerseits dazu bei, daß sich die öffentliche Kritik teils mehr gegen die Wasserwirtschaft richtet, die Grenzwerte nicht einhält und Reparaturmaßnahmen mit unter Umständen ihrerseits problematischen ökologischen Folgewirkungen⁹⁶ vornimmt (vgl. Bruckmeier 1987b, 1987d).

Für den Bereich der Agrarumweltpolitik bleibt grundsätzlich die Möglichkeit offen, die mehr oder minder ausgeprägten Bemühungen um moral suasion zugunsten einer grundwasserschonenden Stickstoffdüngung und Landbewirtschaftung als ersten Schritt zu interpretieren, dem weitere restriktivere Schritte auf der Basis rechtsverbindlicher Bewirtschaftungsaufgaben folgen werden, wenn der erste

⁹⁴ Bisher waren etwa Prozesse gegen einzelne Landwirte wegen umweltschädlicher Landbewirtschaftung im allgemeinen nur in krassen Ausnahmefällen aussichtsreich.

⁹⁵ Dies galt in der Vergangenheit praktisch nicht für die private Trinkwassergewinnung entlegener Haushalte. Diese Situation ändert sich aber derzeit (1987).

⁹⁶ Zum Beispiel örtliche Absenkung des Grundwasserspiegels oder die Trinkwasserqualität verschlechternde Wasseraufbereitung.

sich als unzureichend erweist. Eine solche Interpretation ist, vorsichtig ausgedrückt, keineswegs zwingend; sie würde jedoch dem Entwicklungsmuster umweltpolitischer Regulierungen durchaus entsprechen.

Typisch erscheint weiterhin, ganz in Übereinstimmung mit der legalistischen Tradition der BRD, die relativ detaillierte Ausgestaltung von Regulierungen durch das politisch-administrative System.⁹⁷ Das damit häufig vorprogrammierte Vollzugsdefizit infolge dann unzureichender personeller, finanzieller und organisatorischer Ausstattung der Vollzugsbehörden kommt gerade bei agrarumweltpolitischen Regulierungen zum Tragen, die eine Vielzahl von Landwirten und flächendeckende Emissionen betreffen. Schließlich weist auch der Prozeß der nitratbezogenen Programmformulierung und politischen Willensbildung die typischen Merkmale der beinahe formellen Konsultation von und Abstimmung mit von den beabsichtigten Regelungen tangierten Verbänden und Interessengruppen auf, wobei die Zugangs- und Einflußmöglichkeiten von landwirtschaftlichen Organisationen und Experten meist am größten und von Umweltverbänden meist am geringsten sind. Bürgerinitiativen haben in der Nitratpolitik - im Unterschied zu anderen umweltpolitischen Themen - eine nur marginale Rolle gespielt. Allerdings trugen örtliche Initiativen und bundesweite Aktivitäten von Umweltverbänden und auch den GRÜNEN dazu bei, daß das Nitratproblem nicht zu leicht von der kommunalen und überregionalen politischen Tagesordnung verschwinden konnte.

Die Erörterung oder gar modifizierte Übernahme ausländischer Erfahrungen mit der Regulierung des Nitratproblems spielte keine Rolle, dem eher wachsenden bornierten Selbstverständnis bundesdeutscher Umweltbürokraten von der zumindest EG-weiten umweltpolitischen Vorreiterrolle der BRD durchaus entsprechend (vgl. Dreyhaupt 1988).

Weniger typisch erscheinen folgende Merkmale des nitratbezogenen Regulierungsmusters:

⁹⁷ Regelungen auf EG-Ebene verstärken aufgrund ihrer Fixierung auf rechtliche Vorgaben diese Tendenz noch, die mit der Situation der EG-Bürokratie zu tun hat, die nur die Umsetzung von EG-Richtlinien in nationales Recht, kaum aber deren praktischen Vollzug kontrollieren kann.

1. Die Offenheit und Responsivität des politischen Systems gegenüber lokaler Problemartikulation und unterschiedlichen Interessen war trotz Abwiegung und Filterung solcher Anliegen vergleichsweise hoch. Dies hängt mit der Sensibilisierung und dem Eigeninteresse umweltpolitischer Instanzen in bezug auf den Grundwasserschutz zusammen (vgl. LAWA 1987a, 1987b, 1989).
2. Dem korrespondiert die Förderung von Forschungsvorhaben zum Nitratproblem in einem recht ungewöhnlichen Ausmaß (vgl. Hünermann et al. 1987), so daß die verfügbaren Wissensbestände für die Nitratregulierung inzwischen als vergleichsweise breit und umfangreich einzuschätzen sind. Sicherlich hat die Betonung der Nitratforschung auch eine Alibifunktion, um das Defizit an effektiven ursachenbezogenen Maßnahmen auf der Landwirtschaftsseite zu kaschieren.
3. Grundsätzlich bestehen relativ weitgehende Möglichkeiten für lokale und informelle Regulierungen des Nitratproblems. Deren Realisierung scheitert nicht an einengenden überlokalen und formellen Regelungen, sondern vielmehr an örtlichen Interessenkollisionen, asymmetrischen Kostenverteilungen und administrativen Grenzziehungen.⁹⁸ Entsprechend selten finden sich lokale informelle Kooperationsmodelle von Wasserwerk, Landwirten und landwirtschaftlicher Beratung, in denen das WWU den Großteil der zusätzlichen Kosten übernimmt, oder Wasserschutzgebietsausweisungen mit restriktiven Bewirtschaftungsaufgaben wie in Augsburg. Im Ergebnis herrschen heute auf Landesebene gestaltete Regulierungsmuster vor, die mit klareren rechtlichen Vorgaben arbeiten, allerdings wegen der aus § 19 Abs. 4 WHG resultierenden Verpflichtung zu Ausgleichszahlungen zum Großteil gerade auch wieder lokale (informelle) Kooperation durchzusetzen versuchen.

Insgesamt läßt sich das nitratbezogene Regulierungsmuster in der BRD in seiner bisherigen Ausprägung charakterisieren durch allmählich ausgebaute, auf die Trinkwasserbelastung beschränkte, mehr oder minder segmentierte Regulierungen, die auf der Grundlage vorwiegend rechtsförmiger Festlegungen ausgehend von den Bereichen der Gesundheits- und Wasserpolitik (LMBG, WHG, TVO) langsam auch die Landwirtschaft erfassen (GVO, SchALVO, WHG), ohne jedoch auch die agrarpoliti-

⁹⁸ Dazu gehören auch Gemeindegrenzen, die mit unterschiedlichen Interessenlagen von Nachbargemeinden in bezug auf den Umgang mit nitratbelastetem Grundwasser führen können.

schen und -wirtschaftlichen Bedingungsbeziehungen des Nitratproblems wirksam zu thematisieren, von der weitgehenden Kostenentlastung der Landwirtschaft von den Regulierungen abgesehen. Die sachliche Effektivität dieser Regulierungen erscheint gegenüber ihrer formellen Implementation auf politischer Ebene sekundär. Hauptbezugspunkte der Nitratpolitik scheinen organisatorische Bestandsrationalität und teils politische Effizienzrationalität zu sein (vgl. Diesing 1962, Kitschelt 1983, Wynne 1982).⁹⁹

Im Rahmen von Umwelt- und Agrarpolitik ist die Nitratregulierung als ein erstes Beispiel einer sich herausbildenden Agrarumweltpolitik von Bedeutung, in der nicht nur Auswüchse, sondern auch übliche Formen landwirtschaftlicher Produktion unter ökologischen Gesichtspunkten Beschränkungen unterworfen werden können. Solange die Berücksichtigung ökologischer Anliegen nicht in der Agrarpolitik selbst verankert ist, dürfte es sich dabei vorwiegend um korrektive, reaktive und - im Falle weitergehender Bewirtschaftungsbeschränkungen - entschädigungspflichtige Maßnahmen handeln. (Im Falle des Nitratproblems sind allerdings die begrenzten Wirkungsmöglichkeiten genuin agrarpolitischer Maßnahmen in Rechnung zu stellen.) Ähnliche Regulierungsmuster zeichnen sich jedoch auch im Bereich des Biotop- und Artenschutzes ab. Auch hier demonstriert die Verzögerung bei der Novellierung des BNatG, daß Konflikte um die Finanzierung der vorgesehenen Ausgleichszahlungen wiederum im Zentrum der politischen Auseinandersetzungen stehen. Jedenfalls hat die Nitratregulierung die eigentliche agrarpolitische Arena noch kaum erreicht, sondern allenfalls den Boden für weitere, andere Umweltschutzgüter betreffende agrarumweltpolitische Maßnahmen bereitet, zugleich aber auch deren voraussichtliche Regulierungsmuster vorgezeichnet. Innovationen in der Agrarumweltpolitik über die beschriebenen Regulierungsformen hinaus sind damit kaum wahrscheinlicher geworden.

⁹⁹ Organisatorische Bestandsrationalität hebt auf die Wahrung politisch-organisatorischer Bestände des politisch-administrativen Systems gegen Bedrohungen der Umwelt ab (Selbsterhaltung); politische Effizienzrationalität bezieht sich auf den effizienten, aber nicht unbedingt effektiven Mittel- und Ressourceneinsatz der Politik gemäß dem Interessenset der beteiligten Akteure, woraus sich die Priorität wasserwirtschaftlicher Problemlösungen in der Vergangenheit erklärt.

8.3.2 Fallspezifische Regulierungsmuster

Nach dieser groben Gesamteinstufung nitratbezogener Regulierungsmuster sollen nun die Differenzen zwischen den fallspezifischen Regulierungsmustern noch ein wenig herausgearbeitet werden. Dabei ist zu unterscheiden zwischen den Mustern verschiedener Regulierungsbereiche und verschiedener Regulierungsstile.

In Tabelle 8.9 sind einige zentrale Merkmale der Regulierungsmuster für die verschiedenen Bereiche der Nitratpolitik markiert, wobei nicht alle denkbaren, sondern nur die in der Praxis vorgefundenen Regulierungsbereiche aufgeführt sind. Die Einschätzung der jeweiligen bereichsbezogenen Regulierungsmuster anhand der vorgegebenen Kriterien sollte auf der Basis der Ausführungen in Kapitel 6, 8.1 und 8.2 weitgehend nachvollziehbar und plausibel sein.¹⁰⁰ Zusammenfassend erscheinen folgende Punkte in Tabelle 8.9 bemerkenswert, die die Gemeinsamkeiten und Differenzen der bereichsspezifischen Regulierungsmuster verdeutlichen.

1. Bei der Mehrzahl der aufgeführten Merkmale unterscheiden sich die verschiedenen Regulierungsbereiche nicht stark. So ist etwa die räumliche und zeitliche Generalisierbarkeit der jeweiligen bereichsspezifischen Regulierungsmuster weitgehend gegeben, ist ihre ökologische Effektivität ebenso wie ihre Konflikthaftigkeit eher gering und ist ihre Integration in übergeordnete politische Programme meist schwach ausgeprägt.
2. Außer im Grad der Präventionsorientierung der Regulierungsbereiche unterscheiden sich die fallspezifischen Regulierungsmuster insbesondere hinsichtlich der primär eingesetzten Politikinstrumente, der Kostenträgerschaft, der Sanktionierbarkeit, der Machtverteilung unter den Akteuren, der Beteiligung wissenschaftlicher Experten und schließlich ihres relativen Stellenwertes in der Nitratpolitik.
3. Zwischen diesen jeweils unterschiedlichen Merkmalsausprägungen lassen sich jedoch kaum signifikante Korrelationen ausmachen. Zusammenhänge bestehen etwa zwischen der Sanktionierbarkeit eines Regulierungsmusters und seiner

¹⁰⁰ Eine Einzelbegründung der vorgenommenen Bewertungen würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen und zugleich oft nur Aussagen und Überlegungen wiederholen, die bereits an anderer Stelle gemacht wurden.

stärkeren rechtlichen Absicherung sowie zwischen der Beteiligung wissenschaftlicher Experten und eher ausgeglichener Machtverteilung unter den Akteuren.

4. Daß die Ansiedlung der Kompetenzen und die Zentralprobleme der Realisierung nitratbezogener Regulierungsmuster bereichsspezifisch deutlich variieren, dürfte hingegen kaum verwundern.

Neben unterschiedlichen Regulierungsmustern in verschiedenen Bereichen der Nitratpolitik lassen sich auch unterschiedliche Regulierungsstile bei durchaus ähnlichen (örtlichen) Problemlagen ausmachen. Ihre in Anlehnung an Bruckmeier (1987a) vorgenommene Typisierung macht deutlich, daß es durchaus funktional äquivalente Lösungswege für das Nitratproblem geben kann, allerdings mit häufig unterschiedlichen Nebenwirkungen. In Tabelle 8.10 sind einige hervorstechende Merkmale der verschiedenen Regulierungsstile aufgeführt. Es wird deutlich, daß wasserwirtschaftliche und landwirtschaftliche Lösungen des Nitratproblems verschiedenen Regulierungsstile zu präferieren scheinen. Zusammenfassend seien folgende Punkte aus Tabelle 8.10 festgehalten:

1. Anhand der Merkmalsausprägungen der verschiedenen Regulierungsstile lassen sich keine trennscharfen Typisierungen ableiten. Die Regulierungsstile unterscheiden sich kaum systematisch nach bestimmten Gesichtspunkten.
2. Prozedurale und substantielle Regulierung unterscheiden sich von den anderen Regulierungsstilen relativ übereinstimmend im Hinblick auf die Beteiligung von Akteuren und der Öffentlichkeit, das Konfliktniveau und die Art der Konfliktaustragung, die Machtverteilung und die vorherrschenden Kommunikationsformen sowie die Probleme von Durchsetzbarkeit und Wirksamkeit.
3. Regulierungsverzicht oder bloß symbolische Regulierung zeichnen sich durch die Vorrangigkeit von Bestandsrationalität, geringe Implementationserfolge und fehlende echte Problemlösungsbeiträge, das Setzen auf moral suasion und geringen Detaillierungsgrad aus.
4. In keinem Merkmal stimmen sämtliche Regulierungsstile überein.

Tabelle 8.9: Zentrale Merkmale nitratbezogener Regulierungsmuster (tatsächliche Ausprägung)

Regulierungs- bereiche	gesundheits- bezogene Standards und Maßnahmen	wasservirt- schaftliche Maßnahmen	Entwicklung von Aufbe- reitungsvor- fahren	Nitrat- forschung	Gülle- regulierung	nitratbezo- ge landwirt- schaftliche Beratung	Problemen und -analysen	Wasserschutz- gebietsaus- weisungen und Ausgleichs- zahlungen	örtliche Ko- operation von Landwirtschaft und Wasser- wirtschaft (Eigenregulie- rung)
Merkmale									
Art der sub- stantiellen Problemlösung	Korrektur, Kompensation	Korrektur	Korrektur	Prävention, Korrektur	Prävention	Prävention	(Prävention)	Prävention	Prävention, Korrektur
Politikinstru- mente	Recht	Geld	Geld	Geld	alle	moral suasion	Geld, moral suasion	Recht, Geld	Maßnahmen auf Metaebene, Maßnahmenver- zicht
Kostenträger- schaft	Staat, Ver- braucher	Wasservirt- schaft, Ver- braucher, Staat	Staat, Wasservirt- schaft	Staat	Landwirt- schaft Staat	Staat	Staat, Land- wirtschaft	Verbraucher	Wasservirt- schaft
Kompetenzebene	supranational, national, lokal	regional, lokal	national, lokal	national, regional	regional	regional, lokal	regional, lokal	regional, lokal	lokal
zentrale Akteure	Gesundheitsbe- hörden, WUUs	WUUs, Wasser- behörden	Wissenschaft, WUUs, Indu- strie, BMFT	Wissenschaft, Staat (BMFT u.a.), Wasser- wirtschaft, Düngemittelin- dustrie	Landwirt- schaftsmini- sterium, Um- weltministe- rium, Land- wirtschaft	Offizialbera- tung, Indu- strieberätg., Agrarbehörden Landwirt schaft	Beratung, Landwirt- schaft, LUFAs	Umweltbehör- den, WUUs, Landwirt- schaft, Ag- rarbehörden	WUUs, Landwirt- te, Offizial- beratung, lokal
räumliche Reichweite	EG-weit, lokal	WVU-Gebiet	potenziell in allen Pro- blemgeländen real lokal	potenziell Überall, di- rekt marginal	landesweit	variabel	variabel	MSG	lokal
sachliche/ort- liche Differen- ziertheit	teilweise	vorhanden	sachlich ja	teilweise	gering	vorhanden	örtlich ja	vorhanden	vorhanden

reale Implementations- Kontrolle	Überwiegend	weist ja	4. Demonstrationen vorhanden	Forschung ja, Ergebnisse begrenzt	teilweise begrenzt	teilweise minimal	begrenzt relativ	begrenzt mittel	bislang wenig zukünftig mehr
Überwachung/ Kontrolle	Überwiegend	ja	ja	relativ	begrenzt	minimal	relativ	mittel	Überwiegend
Sanktionierbarkeit	ja	nein	nein	nein	begrenzt	nein	nein	ja	teilweise
Ökologische Effektivität	nein	nein	nein	potentiell	gering	begrenzt	gering	mittel	mittel
Effizienz	unterschiedlich	vorhanden	offen	offen	potentiell hoch	gering	offen	gering	mittel
Problematische Nebenwirkungen		technical fix-Orientierung, Zentralsgesellschaftisierung und Problemver-schiebung in der Wasserwirtschaft	Mittelkonzentration auf ländlich eher un-erwünschte Problemlösungen	Forschung als Alibi	zu hohe Men-gerstandards, Kontraproduktive Zeitbegrenzungen	Vernachlässigung von Pro-biangruppen		Aushöhlung des physi-ursacher-prinzips	Ausbildung nicht auflös-barer Kon-fliktpunkte
Zentralprobleme der Realisierung	Trinkwasser-versorgung bei fehlenden Alternativen	Finanzierung bei kleinen WYUs	Kostengünstige Verfahren	Koordinat-ion und Vermit-tlung der Er-gebnisse	Kontrolle der Mengenbegren-zung	Erreichbar-keit von Pro-biangruppen, Umsetzung	Aufwendigkeit und Kosten	Akzeptanz bei WYUs, Kon-trolle, Aus-weisungsver-fahren	Motivation beider Seiten, Konfliktniveau
Generalisierbarkeit in	+	0	+	+	+	+	+	+/-	+
o räumlicher	+	+	0	0	0	0	0	+/-	+
o sachlicher	+	+	+	+	+	(+)	+	+	+
o zeitlicher	(+)	(+)	0	(+)	+	-	+	(+)	-
o sozialer Hinsicht									

Regulierungs- bereiche	gesundheit- bezogene Standards und Maßnahmen	wasserwirt- schaftliche Maßnahmen	Entwicklung von Aufbe- reitungsver- fahren	Nitrat- forschung	Gülle- regulierung	Nitratbezo- ge landwirt- schaftliche Beratung	Probenahmen und -analysen	Massenschutz- gebietsaus- weisungen und Ausgleichs- zahlungen	Örtliche Ko- operation von Landwirtschaft und Wasser- wirtschaft (Eigenregulie- rung)
Merkmale	ja	(ja)	ja (Entwick- ler) gering (WVUs)	ja (Forscher) gering (Agrar- politik)	zunehmend	gering bei Problemgrup- pen	zunehmend	hoch (Land- wirtschaft) begrenzt (Masserwirt- schaft)	
Akzeptanz bei den Regulie- rungsadressaten	gering	gering	gering	gering	mittel	gering	gering	mittel - hoch	meist gering
Konflikthäufig- keit der Regu- lierung	gering	gering	gering	gering	mittel	gering	gering	mittel - hoch	meist gering
Machtverteilung unter den Ak- teuren	eher ungleich	ungleich	gemischt	relativ ausge- wogen	bereichsspezi- fisch	ungleich	eher ungleich	relativ aus- gewogen	relativ ausge- wogen, aber lo- kal verschieden
Beteiligung wissenschaft- licher Experten	gering	mittel	hoch	hoch	gering	gering (aber Bera- ter)	mittel	gering-mittel	gering
Offenheit der Regulierung	a) gering	a) gering	a) mittel	a) mittel-hoch	a) gering	a) begrenzt	a) begrenzt	a) gering	a) begrenzt
gegenüber (a) anderen Akteu- ren und (b) Be- reichen	b) gering, begrenzt	b) mittel	b) begrenzt	b) mittel	b) begrenzt	b) mittel	b) mittel	b) mittel	b) mittel
Anpassungen und Veränderungen der Regulierung	gering	quantitativ zunehmend			teilweise	teilweise	quantitativ zunehmend, neue Verfah- ren	im Detail	quantitativ zunehmend

organisatorische Verortung	Gesundheitsbehörde	WU (Wasserbehörde)	Projektträger	Fördernde Ministerien	Wasserbehörde, Landwirtschaftskammer	Beratung	unterschiedlich	Wasserbehörde, Landwirtschaftsbehörde	WU, Landwirte, (Beratung)
relativer Stellenwert in der Nitratpolitik (objektiv)	hoch	hoch	gering	mittel	mittel	mittel	gering	mittel-hoch (seit ca. 1988)	gering-mittel (steigend seit ca. 1988)
Zeitraum relativer politischer Priorität	70er Jahre, 80er Jahre	80er Jahre	80er Jahre	80er Jahre	1983-1989 regional variierend	seit ca. 1987		seit ca. 1987	
voraussichtliche zukünftige Rolle	eher hoch	noch zunehmend, ein Jahrzehnt hoch	begrenzt auf lokale Fälle	abnehmend und andere Fragen betreffend	mittel	eher hoch	zunehmend	noch zunehmend, ein Jahrzehnt hoch	zunehmend
Integration in übergeordnete politische Programme	gering	begrenzt	nein	gering	gering	begrenzt	gering	mittel	nein

Tabelle 8.10: Verschiedene Regulierungsstile in der Nitratpolitik (tatsächliche Ausprägung)

Regulierungsstil	stille Regulierung	prozedurale Regulierung	korporative Regulierung	wachsbetonte Regulierung	Regulierungsverzicht	substantielle Regulierung	symbolische Regulierung
Problembewehrung	eingegrenzt, teils früh	klar, variabel	klar, teils früh	klar, teils früh	eher schwach	klar	unterschiedlich
Beteiligung von Akteuren	technokratisch, klar, begrenzt	breit und offen	auf Hauptakteure begrenzt	minimal	unterschiedlich	relativ breit	breit
Beteiligung der Öffentlichkeit	nein	ja	gering	nein	nein	offen, eher gering	ja, variabel
Argumentationsformen	technokratischer Sachzwang	offener Diskurs	do ut des, Durchsetzbarkeit	Kompetenz und Recht	Konfliktvermeidung und Delegation	sachliche (ökologische) Notwendigkeit	Scheingösungen, Durchsetzbarkeit
Legitimation durch	Expertise und formale Zuständigkeit	Verfahren, Konsens	Interessenabgleich (Problemanalisierung)	Macht (Problembetonung)	Ohnmacht (Problembeschönigung)	Erfolg (Problembetonung)	Schauspiel (Pseudoerfolg)
Rationalität	Effektivität, Expertenrationalität	prozedurale (demokratische) Rationalität	Interessenrationalität	Effektivität	Bestandsrationalität, Effizienz	Zweckrationalität	Bestandsrationalität
Handlungsformen	Taskforce-Modell	interessensabgestimmtes Handeln, ausdilling through	korporative Handlungsmuster	wacht- und durchsetzungsbezogen	non-decision	sachbezogen	symbolbezogene Scheinaktivitäten
Art der Konflikt-austragung	begrenzt und sachbezogen	offen und (formell), gleichberechtigt	relativ abgeschlossen und sachbezogen	Zwang u. Obstruktion, Zuckerbrot und Peitsche	Konfliktvermeidung	offen, begrenzt, hart in der Sache	hinter den Kulissen und Schaukämpfe
Machtverteilung	ungleich	relativ ausgeglichen	eingegrenzt auf Hauptakteure, relativ ausgewogen	ungleich	meist ungleich	unterschiedlich, eher ausgewogen	meist ungleich
Kommunikationsformen	sachlich und restringiert	vielfältig, reguliert	strategisch geprägt, closed circle	polar, direktiv	Kommunikationsbeschränkung, Pseudokommunikation	sachlich, offen	breit, vielfältig, Scheinkommunikation
Innovationsbereitschaft	selektiv	prinzipiell vorhanden	eingeschränkt, selektiv	meist gering	gering	mittel	hoch auf der Symbolbene

Konfliktniveau	gering, begrenzt	eher hoch	gesteuert, mittel, begrenzt	gering - mittel	gering	mittel - hoch	gering - mittel
Interessenaggregation	selektiv, dort hoch	relativ demokratisch	begrenzt auf Hauptakteure	minimal	gering	begrenzt	begrenzt, fiktiv
Implementations-erfolge	ja, wenn durchsetzungsfähig	unterschiedlich, eher positiv	ja	ja, begrenzt	nein	ja	minimal
Beitrag zu echten Problemlösungen	teilweise	gering	begrenzt	begrenzt	nein	begrenzt	begrenzt
Wissenschaftliche Absicherung durch Experten	hoch	mittel	begrenzt	begrenzt	gering	mittel - hoch	begrenzt
Detailliertheit von Regulierungen	hoch	mittel	begrenzt	mittel - hoch	---	hoch	gering
bevorzugte Politikinstrumente	variabel	variabel	Kombination, Geld	Recht	moral suasion	Kombination	moral suasion
Schnelligkeit der Realisierung	hoch, wenn durchsetzungsfähig	erst gering, dann eher hoch	eher gering	mittel - hoch	variabel	meist gering	mittel
zentrales Realisierungsproblem	öffentliche Nichtakzeptanz	Wirksamkeit, Durchsetzbarkeit	zu große Interessengegensätze, Intervention der Nichtbeteiligten	Obstruktion, Ineffektivität	öffentlicher Druck	Widerstand und Obstruktion der Betroffenen	hohes soziales, ökonomisches Konfliktniveau
Kontrolle	meist gegeben	begrenzt	meist gegeben	meist gegeben	nein	teilweise	nein
Anwendungsbe- reite	Masserwirtschaft	mehrere	Masserschutzg- biete, (Beratung)	Masserschutzg- biete, Standards	teils Gollersgu- lierung	Standards, Was- serfennig, andere	GOLLERSGULLERUNG (Beratung)
Brtl. Beispiele	8 (9), (11)	10, (1), (6) (12)	1, 3 (4)	13	7	3	2, (5)
Kompatibilität mit präventiven Problemlösungen	gering	gering	gering	prinzipiell ja	meist nein	prinzipiell ja	meist nein
wechselseitige Kompatibilität	teilweise	gering	gering	gering	teilweise	gering	gering

Insgesamt ist festzuhalten, daß bei aller Unterschiedlichkeit im Detail in den Mustern verschiedener Regulierungsbereiche und Regulierungsstile dennoch ein bestimmtes Gesamtbild nitratpolitischer Regulierungsmuster vorherrscht, wie es in Abschnitt 8.3.1 beschrieben wurde. Das Muster der Nitratregulierungen ist vielfältig und variabel. Es hat sich allmählich aus zunächst mehr oder weniger separaten trinkwasserbezogenen Regulierungen heraus entwickelt. In jüngster Zeit lassen sich gewisse Tendenzen zur Vereinheitlichung zwischen den verschiedenen "Nitratpolitiken" der Bundesländer beobachten, bei bleibenden Differenzen zwischen den auf die Landwirtschaft und auf die Wasserwirtschaft bezogenen Regulierungsstilen.

8.3.3 Blindstellen und Mängel der Regulierungen

Bei einer kritischen Beurteilung der vorgefundenen Regulierungsmuster in der Nitratpolitik auf ihre Schwachstellen hin sollte als Referenzpunkt nicht ein Idealmodell von Regulierung gewählt werden, das - in der Theorie - sämtlichen Kriterien genügt und Anforderungen gerecht wird. Aus der umweltpolitischen und umweltökonomischen Diskussion ist zur Genüge bekannt (vgl. Siebert 1976, Wicke 1982), daß zum einen der jeweilige (nationale, branchenspezifische, problembezogene) sozioökonomische und soziokulturelle Kontext die Adäquanz umweltpolitischer Regulierungsformen wesentlich beeinflusst¹⁰¹ und daß zum anderen mehr oder minder ausgeprägte trade-offs zwischen der Erfüllung verschiedener Beurteilungskriterien bestehen.¹⁰² Bezugspunkte der folgenden Schwachstellenanalyse sind daher unter den gegebenen Rahmenbedingungen der Bundesrepublik als grundsätzlich noch realisierbar angenommene Zielvorstellungen. Allerdings wird dabei die eben angesprochene trade-off-Problematik etwas vernachlässigt.

¹⁰¹ So haben z.B. die Erfolge einer technokratisch-aktiven Umweltpolitik in Japan (vgl. Weidner 1984) im Bereich der Luftreinhalte- und Gewässerschutzpolitik, weit weniger im Bereich von Abfallbeseitigung, Lärm, Naturschutz, die mit Hilfe von Instrumenten wie einem Kompensationssystem für Gesundheitsschäden, einem "epidemiologischen" Kausalitätsnachweis in der Rechtsprechung, einem SO₂-Gesamt mengen-Kontrollsystem oder der "Umweltschutzvereinbarung" erreicht wurden, viel mit hohen Wachstumsraten, kommunalem Druck, Umweltkrisen und Bürgerprotest sowie "moralischen" Elementen von Wirtschaftsstil und politischer Kultur zu tun, die in dieser Form in anderen Ländern nicht gegeben sind.

¹⁰² So mögen ökologisch effektive Maßnahmen administrativ nicht praktikabel oder ökonomisch effiziente politisch nicht durchsetzbar sein.

Schwachstellen der beobachteten Regulierungen des Nitratproblems können sich insbesondere beziehen auf ihre sachliche Angemessenheit, ihre Ursachenbezogenheit, ihre räumliche Verteilung, ihre Terminierung und Wirkungsverzögerung, ihre ökologische und ressourcenmäßige Wirksamkeit, ihre (ökonomische) Effizienz, ihre politische Durchsetzbarkeit, ihre Verteilungsgerechtigkeit, ihre organisatorische und kompetenzbezogene Ausstattung, ihre problembezogene Ausgestaltung und Eindeutigkeit, ihre (unbeabsichtigten) Nebenwirkungen und ihre Systemkonformität und kulturelle Kompatibilität. In Tabelle 8.11 wird eine entsprechende Bewertung der Nitratpolitik in ihrer Gesamtheit vorgenommen.¹⁰³

Wie in Tabelle 8.11 angedeutet, weist das Regulierungsmuster der Nitratpolitik einige gravierende Blindstellen und Mängel auf. Da der umwelt- und gesundheitspolitische Stellenwert des Nitratproblems jedoch nach dem derzeitigen Erkenntnisstand durchaus als eher sekundär eingeordnet werden kann, ist dieser Tatbestand substantiell nicht unbedingt als negativ zu bewerten.

1. Ursachenbezogene Regulierungen werden nur begrenzt mit erfolgversprechenden Maßnahmen angegangen, wasserwirtschaftliche Lösungen dominieren. Dies muß nicht unbedingt negativ bewertet werden, insofern präventive Maßnahmen politisch nicht rasch durchsetzbar und in ihrer Wirkung häufig nur langfristig zum Tragen kommen. Dennoch erscheint hier in Anbetracht der meist höheren Kosten wasserwirtschaftlicher Maßnahmen, ihrer nur begrenzten Reichweite und dem bereits Mitte der 70er Jahre auch im politisch-administrativen System vorhandenen Wissen um das Nitratproblem eine negative Beurteilung angemessener.
2. Weitergehende Nitratregulierungen wurden erst spät und reaktiv in Angriff genommen, gemessen an der bereits länger stattfindenden Nitratdiskussion. Andererseits waren der Zeitverzug nicht außergewöhnlich, der Stellenwert des Nitratproblems zweitrangig, Agrar-Umwelt-Diskussion und Agrarumweltpolitik in den 70er Jahren noch wenig entwickelt und über den 90 mg/l Nitratstandard in der TVO von 1975 eine ausreichende Sicherung eingebaut.

¹⁰³ Sinnvoll und notwendig ist darüber hinaus wiederum die Bewertung einzelner Regulierungsbereiche, die jedoch partiell bereits in Tabelle 8.9 enthalten ist.

Tabelle 8.11: Schwachstellen der Nitratregulierung in der Bundesrepublik Deutschland in ihrer Gesamtheit

Beurteilungskriterien	Charakterisierung	Bewertung
sachliche Angemessenheit	Schwachstellen: Nitrat im Gemüse; Agrarpolitik nicht tangiert; Vernachlässigung marktfördernder Instrumente	0
Ursachenbezogenheit	begrenzt und sekundär	-
Terminierung	spät	0
Wirkungsverzögerung	teilweise bei der Implementation	0
ökologische Wirksamkeit	selektiv; variabel; eher gering	-
Effizienz	gering	-
administrative Praktikabilität	unterschiedlich	+/-
rechtliche Praktikabilität	weitgehend	+
Partizipationsbetroffenheit	gering	-
Organisation	variabel; selektiv; eher ungünstig	0
Ressourcenausstattung	mittel	+
Koordination	schlecht	0
Kompetenzen	teils angemessen, teils begrenzt	0
politische Durchsetzbarkeit	schwierig, aber vorhanden	+
problembezogene Ausgestaltung	mäßig; variabel; selektiv	0
Eindeutigkeit	variabel	0
Verteilungsgerechtigkeit	vertretbar	0
Beachtung von Nebenwirkungen	teilweise	+
Evaluation	teilweise	+
Innovation	bescheiden	0
Systemkonformität	gegeben	+
kulturelle Kompatibilität	eingeschränkt gegeben	+

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3. Grundsätzlich vermeidbare Wirkungsverzögerungen betreffen insbesondere die Novellierung der TVO, die Implementation von Gülleverordnung und -erlaß und die Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit restriktiven Bewirtschaftungsauflagen, während die Erfolge nitratbezogener landwirtschaftlicher Beratung und eine verringerte Grundwasserbelastung infolge reduzierter Nitratauswaschungsraten in der Landwirtschaft mit unvermeidbaren Wirkungsverzögerungen verbunden sind. In Anbetracht der Umstände und der schwierigen Umsetzbarkeit agrarumweltpolitischer, auf Recht setzender Maßnahmen erscheint eine neutrale Bewertung dennoch vertretbar.
4. Ökologisch effektiv sind die bislang getroffenen Maßnahmen nur teilweise und häufig nur örtlich oder auf Demonstrationsvorhaben begrenzt. Wasserwirtschaftliche oder - technische Maßnahmen sind fast stets wirksam, jedoch in ihrer Reichweite auf den Nitratgehalt des Trinkwassers begrenzt.
5. Unter Effizienzgesichtspunkten fällt insbesondere die Dominanz wasserwirtschaftlicher Reparaturmaßnahmen ins Gewicht, aber auch unabhängig hiervon erscheinen die hauptsächlich gewählten landwirtschaftsbezogenen Regulierungsformen als ökonomisch wenig effizient, wenn man sie mit möglichen Alternativen vergleicht, wie z.B. restriktive Bewirtschaftungsauflagen in Wasserschutzgebieten.
6. Während die Einhaltung der Trinkwasserstandards administrativ relativ gut zu überwachen ist, ist der Vollzug speziell des Gülleerlasses administrativ kaum praktikabel. Auch die Umsetzung der SchALVO dürfte in dieser Hinsicht Vollzugsprobleme bereiten.
7. Rechtlich sind die gewählten Regulierungen weitgehend abgesichert, von einigen Klippen bei Wasserpfennig und SchALVO abgesehen, und es wären auch noch weitergehende Regelungen, wie z.B. die Nutzung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, rechtlich möglich.
8. Eine über die Regulierungsadressaten von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft hinausgehende Beteiligung von Akteuren bei Programmformulierung und Implementation von Nitratregulierungen war nur in lokalen Ausnahmefällen zu beobachten. Ansonsten entsprach der Verlauf des Politikprozesses über-

wiegend dem Muster geschlossener, nichtöffentlicher Willensbildung und Entscheidungsfindung im kleinen Kreis von Bürokraten, Verbandsvertretern und Experten.

9. Die behördeninterne organisatorische Gestaltung der Nitratregulierung ist im Einzelfall unterschiedlich, jedoch mit der Aufsplitterung von Kompetenzen und der Segmentierung diverser Aktivitäten und Maßnahmen auch öfters ungünstig. Unter Berücksichtigung der Unangemessenheit einer nitratspezifischen Verwaltungsorganisation und der möglichen Vorteile vielfältiger Lösungsbemühungen ist dieser Tatbestand jedoch nicht negativ zu bewerten, zumal sachbezogene Kompetenzen bei den Vollzugsbehörden durchaus vorhanden sind.
10. Insgesamt ist die nitratbezogene Verfügbarkeit von Ressourcen angesichts knapper Mittel als durchaus beachtlich einzustufen; ihre Aufteilung und die Präferenz für ressourcenaufwendige Regulierungsmuster führen allerdings zu Ressourcenknappheit in der Vollzugspraxis.
11. Die Koordination verschiedener nitratpolitischer Maßnahmen und deren Einbettung in generelle und weiterreichende agrarumweltpolitische Programme, soweit überhaupt vorhanden, sind als eher schlecht zu bewerten.
12. Die Verteilung der nitratrelevanten Kompetenzen erscheint in föderativer Hinsicht durchaus akzeptabel und auch von eher untergeordneter Bedeutung.¹⁰⁴ Teils unzureichende oder zumindest nicht klar ausgewiesene Kompetenzen besitzen hingegen in fachlich-funktionaler Hinsicht die Umwelt- und Wasserbehörden.
13. Bei allen Vollzugs- und Überwachungsproblemen landwirtschaftsbezogener Maßnahmen¹⁰⁵ waren die gewählten Regulierungen trotz teils heftigen Wider-

¹⁰⁴ Vermehrte Kompetenzzuweisungen an den Bund oder die Kommunen dürften nur zu Problemverschiebungen, kaum aber zu leichteren oder schwierigeren Problemlösungen führen. Generell erscheint es auch kaum möglich, von der Organisationsstruktur des Staates auf die problemadäquate Kompetenzverteilung im Einzelfall zu schließen.

¹⁰⁵ Mangelnde Vollziehbarkeit kann selbst ein wesentlicher Grund für die politische Durchsetzbarkeit von Regulierungen sein.

stands der betroffenen Regulierungsadressaten politisch weitgehend durchsetzbar, wenn dies auch mit entsprechenden Abstrichen und Ausgleichszahlungen erkaufte werden mußte. Hier kommt auch der begrenzte Erwartungshorizont persuasiver Politikprogramme zum Tragen.

14. Zur Lösung des Nitratproblems, sei sie präventiver oder korrektiver Natur, sind die vorfindlichen Regulierungsmuster häufig nur mäßig geeignet, wobei hier wasserwirtschaftliche Maßnahmen noch am günstigsten abschneiden, landwirtschaftsbezogene jedoch deutliche Mängel aufweisen.¹⁰⁶ Auch die Klarheit und Eindeutigkeit der vorgesehenen Maßnahmen läßt gerade etwa bei der Gülleregulierung zu wünschen übrig, wenn man ihre Umsetzbarkeit näher untersucht.
15. Bei der Verteilung der Kosten hatte ich eine relative Gleichverteilung und eine mittelfristige Rangfolge Wasserverbraucher - Staat - Landwirtschaft konstatiert, die jedoch verteilungspolitisch als noch vertretbar erscheint. An Nebenwirkungen werden fast durchgängig agrarsoziale und Einkommenseffekte von Nitratregulierungen erörtert und bis hin zu Ausgleichszahlungen berücksichtigt. Anderweitige Nebenwirkungen werden weniger beachtet, sind aber auch weniger zu befürchten.
16. Eine Evaluation der verfolgten Maßnahmen und Regulierungen findet teilweise implizit statt¹⁰⁷, eine in der Politik bisher nicht gerade häufig anzutreffende Erscheinung, wobei deren Eingang in handlungsrelevante Schlußfolgerungen dabei allerdings häufig offen bleibt.
17. Substantielle oder prozedurale Regulierungsinnovationen waren im Rahmen der Nitratpolitik bisher selten. Regulierungen verlaufen im wesentlichen in den üblichen Bahnen bekannter umweltpolitischer Regulierungsmuster, ohne damit Neuerungen im Detail zu leugnen. Am ehesten ist noch die massive Förderung der Entwicklung von Aufbereitungsverfahren zur Nitratentfernung seitens des BMFT zu nennen, die sachlich - nicht prozedural - zur Erweite-

¹⁰⁶ Vgl. exemplarisch die detaillierten Analysen in Teherani-Krönner 1987 und 1988.

¹⁰⁷ So wurden die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens durchgeführten Arbeiten zur GVO in Nordrhein-Westfalen (Teherani-Krönner 1985, 1987) als Begleitstudie vom MURL bezuschußt.

rung des Kenntnisstandes um wassertechnische Maßnahmen eindeutig beigetragen hat.

18. Ordnungspolitische Bedenken hinsichtlich nitratbezogener Regulierungen bestehen allenfalls für den Wasserpfennig. Insofern dem Verursacherprinzip jedoch kein Verfassungsrang zukommt (Salzwedel 1986) und in der Umweltpolitik allenthalben gegen es verstoßen wird, kann auch hier noch nicht von fehlender Systemkonformität gesprochen werden. Eher sind auf soziokultureller Ebene gewisse Einschränkungen anzunehmen, insofern einige der mit Bewirtschaftungsauflagen verknüpften Maßnahmen dem traditionellen Bild vom Landwirt als in seiner Bewirtschaftungsweise freiem Unternehmer widersprechen.¹⁰⁸

Insgesamt sind die Schwachstellen der vorfindlichen nitratbezogenen Regulierungsmuster dort als am bedeutsamsten einzustufen, wo es um Ursachenbezogenheit, Effektivität und Effizienz geht. In ökologischer und ökonomischer Perspektive handelt es sich dabei gerade um die gravierendsten Bewertungsdimensionen. Stellt man hingegen rechtliche und administrative Praktikabilität, politische Durchsetzbarkeit und generelle Systemkonformität in den Vordergrund, so ergibt sich ein positiveres Bild für das Regulierungsmuster der Nitratpolitik. Je nach Politikverständnis variiert also die Bedeutung der aufgezeigten Blindstellen und Mängel der Nitratregulierung.

8.4 Politische Steuerung

Nach dem Durchgang durch die Politik- und Regulierungsmuster der Nitratpolitik geht es in diesem Abschnitt um die Frage der politischen Steuerung des Umgangs mit dem Nitratproblem. Hierzu werden zunächst die zur Beurteilung dieser Frage erforderlichen analytischen Kategorien benannt (Abschnitt 8.4.1), dann die Nitratpolitik aus steuerungstheoretischer Sicht analysiert (Abschnitt 8.4.2) und schließlich anhand dieses Fallbeispiels einige steuerungstheoretische Schlussfolgerungen gezogen.

¹⁰⁸ Daß solche Vorstellungen vor allem auf ökonomischer Ebene bereits nicht mehr unbedingt der Wirklichkeit entsprechen, ist eine andere Frage.

8.4.1 Analytische Kategorien

Dieser Abschnitt verdeutlicht die Notwendigkeit eines differenzierten analytischen Instrumentariums für die Untersuchung von Politiksteuerung; er dient aber nicht der Auseinandersetzung mit unterschiedlichen steuerungstheoretischen Konzepten. Vielmehr wird auf den politikwissenschaftlich erreichten Grad an analytischer Differenziertheit Bezug genommen (vgl. Luhmann 1989, Mayntz 1987, Scharpf 1988, 1989) und hinsichtlich der Begründung der Angemessenheit und theoretischen Fruchtbarkeit der analytischen Kategorien auf die entsprechende Literatur verwiesen. Es geht an dieser Stelle nur darum, die Bedeutsamkeit dieser Kategorien zu illustrieren.

Politische Steuerung setzt zumindest die *Steuerbarkeit* eines *Steuerungsobjekts* und die *Steuerungsfähigkeit* eines *Steuerungssubjekts* voraus. Diesbezügliche Prämissen differieren allerdings je nach präferierten steuerungstheoretischen Ansatz. Hob die staats- und planungstheoretische Steuerungsdiskussion der frühen 70er Jahre die geringe Steuerbarkeit der von der Politik anvisierten Steuerungsobjekte, insbesondere Wirtschaftsunternehmen und Industriebranchen, hervor, so stellt etwa Scharpf (1988) auf mögliche *Steuerungspathologien* infolge der begrenzten Steuerungsfähigkeit des politischen Systems ab, und weist Luhmann (1989) die Möglichkeit der politischen Steuerung sozialer Funktionssysteme explizit zurück.¹⁰⁹ Die Steuerbarkeit eines Steuerungsobjekts hat mit dessen Abhängigkeit von externen Ressourcen, seiner interorganisatorischen und intertemporalen Strategiefähigkeit, seiner Selbststeuerungsfähigkeit und seiner Offenheit für die eingesetzten Steuerungsinstrumente zu tun. Die Steuerungsfähigkeit des politischen Systems hängt von der Kohärenz seiner Steuerungsintentionen, seiner internen Fragmentierung und organisatorisch-institutionellen Vielfalt, seiner kollektiven Handlungsfähigkeit, seinen Sanktionspotentialen und seiner multilingualen Kommunikationskompetenz (Scharpf 1989) ab. Sowohl für Steuerungssubjekt als auch für Steuerungsobjekt ist das Aggregationsniveau seiner Konzeptualisierung von politiktheoretischer Bedeutung: Handelt es sich jeweils um Individuen, Organisationen, soziale Akteure, soziale Funktionssysteme oder Gesellschaften als Ganzes? Eine Theorie der politischen Steuerung muß sich auf die zugleich funktions- und akteurbe-

¹⁰⁹ Scharpf (1989) hat meines Erachtens die theoriebedingten empirisch-analytischen Kurzschlüsse von Luhmann gut herausgearbeitet.

zogene Matrix-Struktur der Gesellschaft und damit das Koordinations- und Integrationspotential von Individuen und Organisationen einlassen und darf sich nicht nur auf soziale Funktionssysteme kaprizieren, deren politische Steuerbarkeit man theoretisch durchaus in Frage stellen mag. Steuerungspathologien resultieren aus der Interferenz zwischen kompetitiven und kooperativen Situationsbedeutungen und zwischen Sach- und Verteilungsfragen im Interaktionsprozeß der Akteure. Reduziert man (politische) Steuerung nicht auf einzelne Steuerungsakte, sondern versteht sie als sich über Zeit erstreckende Handlungszusammenhänge, an denen mehrere Akteure beteiligt sein können, so handelt es sich damit fast stets um einen *Steuerungsprozeß*, in dem Steuerungssubjekt und Steuerungsobjekt wechselseitig voneinander abhängen.¹¹⁰

"Wenn politische Steuerung heute überhaupt möglich ist, "dann wird sie jedenfalls nicht von einem singulären Akteur ausgeübt, sondern allenfalls von Konstellationen von kollektiven oder korporativen Akteuren, die jeweils über bestimmte Anteile an den *Steuerungsressourcen* verfügen oder mitverfügen, die in ihren Interessen und Situationsdeutungen differieren und die dennoch - und das ist entscheidend - in der Lage sind, sich wechselseitig zu berücksichtigen." (Scharpf 1989: 14).

Politische Steuerung setzt ein *Steuerungsziel* bzw. eine *Steuerungsintention* voraus, und sie kann sich verschiedener *Steuerungsinstrumente* (Steuerungsprinzipien) bedienen, um dieses Ziel zu erreichen zu suchen. Hinsichtlich der Steuerungsziele ist es wichtig zu beachten, ob es primär um die Verhaltenssteuerung der Politikadressaten oder um bestimmte substantielle Ziele geht, welcher Steuerungsanspruch ihnen unterliegt¹¹¹ und welche Zielkollisionen aufgrund unterschiedlicher, sich wechselseitig tangierender Steuerungsintentionen

¹¹⁰ "Allerdings bedeutet das Insistieren darauf, daß Steuern als Aktivität einem Subjekt zurechenbar sein muß, daß komplexe Interaktionszusammenhänge jeweils selektiv aus der Perspektive des Akteurs betrachtet werden, dessen Steuerungshandeln man untersuchen möchte. (...) Das heißt nichts anderes, als daß man mit dem Steuerungs-begriff bewußt eine hoch selektive Betrachtungsweise wählt - und sich der damit verbundenen Ausblendungen bewußt bleiben sollte." (Mayntz 1987: 93)

¹¹¹ So kann etwa die Umweltpolitik strategisch abzielen auf die bloße Reparatur und Kompensation von Umweltschäden, auf die auf Entsorgung abstellende additive Umwelttechnik, auf ökologische Modernisierung durch umweltfreundliche Technik und auf Strukturveränderung als Substitution umweltproblematischer Formen von Produktion und Konsum durch ökologisch angepaßte Formen (Jänicke 1988).

in verschiedenen Politikbereichen bestehen.¹¹² An Steuerungsinstrumenten oder -prinzipien lassen sich unterscheiden: Recht, Geld (rechtliche, ökonomische allokativen Steuerung), Macht, Verfahren (prozedurale/integrative Steuerung), Information, Ideologie (persuasive kognitive und motivationale Steuerung), Eigenleistung (Steuerung durch Angebot und Vorbild kollektiver Leistungserbringung) (vgl. Kaufmann/Rosewitz 1983, Schmid 1980, Windhoff-Héritier 1987). Die Auswahl geeigneter Steuerungsinstrumente setzt eine Vorstellung des Steuerungsobjekts über die Wirkungsbeziehungen zwischen Steuerungsaktivitäten und -ergebnissen voraus. Entsprechend ist systematisch zwischen *Steuerungshandeln* und *Steuerungswirkung* zu trennen. Generell hängt der Steuerungserfolg immer auch vom *Steuerungswissen* der Akteure ab. Wie aus der Analyse politischer Prozesse hinreichend bekannt ist, muß politische Steuerung den gesamten Politikzyklus in ihren Horizont einbeziehen, um der aus ihm resultierenden *Dynamik des Steuerungsprozesses* Rechnung zu tragen. Steuerungserfolge in der Programmformulierung garantieren noch nicht die Überwindung von Vollzugs- und Motivationsproblemen bei der Implementation politischer Programme (Mayntz 1980, 1983).

Schließlich ist auch nach dem *Steuerungsinteresse* und *Steuerungswillen* des Steuerungsobjekts und der *Steuerungsfähigkeit* und dem *Autonomiebestreben* des Steuerungsobjekts zu fragen. Auf der einen Seite kann nicht aus politische Deklaration umstandslos ein tatsächlicher Steuerungswille unterstellt werden, wie die Rekonstruierbarkeit vieler Politiken als muddling through belegt; auf der anderen Seite ist eine Dichtomisierung zwischen Selbststeuerung und Staatsintervention unangemessen, wenn man bedenkt, daß die organisierte Handlungsfähigkeit gesellschaftlicher Akteure trotz der hieraus resultierenden größeren Veto-Macht gegenüber staatlichen Steuerungsversuchen unter bestimmten Voraussetzungen eine politische Steuerung wie auch die Lösung der aus der sozialen Komplexität erwachsenden Realprobleme auch begünstigen kann (Mayntz 1987).¹¹³

¹¹² Bekanntlich ist der Staat kein einheitlicher Akteur, sondern er muß sowohl horizontal als auch vertikal in seiner organisatorisch-institutionellen Vielfalt und internen Fragmentierung gesehen werden.

¹¹³ Je mehr soziale Funktionssysteme "eigene Handlungsfähigkeit und damit Selbststeuerungsfähigkeit gewinnen, desto eher können sie die Politik von Steuerungsaufgaben entlasten; desto schwerer wird es aber auch, Steuerungsintentionen der Politik gegen die abweichenden Eigeninteressen hochorganisierter Sektoren durchzusetzen. Aus Steuerungsobjekten werden veto-fähige Partner in Verhandlungssystemen." (Scharpf 1989: 17)

Gerade mit der zunehmenden Auflösung klarer hierarchischer Beziehungen in modernen, komplex strukturierten Gesellschaften erzeugt die dauerhafte Beziehung zwischen einer begrenzten Zahl konstanter Interaktionspartner eine zur Symmetrie tendierende wechselseitige Abhängigkeit, die die konsensuale Aushandlung zur Norm werden läßt (Scharpf 1989). Die spieltheoretische Analyse solcher herausbildender Verhandlungssysteme weist auf unterschiedliche Grade kollektiver Handlungsfähigkeit der Akteure im politischen System hin, die aus fallspezifisch variierend unterschiedlichen institutionellen Voraussetzungen, Handlungszwängen, Strategiefähigkeiten und Verhandlungsmacht resultieren.¹¹⁴ Die Bedeutung von Bargaining- und Persuasionsprozessen im Interaktionsprozeß der Akteure nimmt zu. Aufgrund der in den meisten Fällen gleichzeitigen Wirksamkeit von kooperativen und konkurrierenden Handlungsmotiven der Akteure ermöglicht erst die differenzierte Analyse von solchen Mixed-Motive-Konstellationen und -Spielen empirisch gehaltvolle Aussagen über die jeweilige Handlungs- und Steuerungsfähigkeit politischer Institutionen (vgl. Scharpf 1988). Da es im Kontext der Theorie nicht-kooperativer Spiele keine analytischen, sondern nur pragmatische Nash-Lösungen gibt (Nash 1950, 1953), bietet sich für die Milderung von Steuerungspathologien verflochtener Politik die Trennung von Kooperation und Konflikt, Wertschöpfung und Verteilung als Lösungsmöglichkeit an.¹¹⁵ Vorschläge zur Lösung des Steuerungsproblems, mit den der Politik verfügbaren Steuerungsinstrumenten nicht mehr zielsicher steuernd in bestimmte Systemprozesse eingreifen zu können, wie die prozedurale Regelung (Offe 1975, Wiethölter 1982) und das reflexive Recht (Teubner 1982), laufen darauf hinaus,

"die selbständige Anpassungs-, Reaktions- und Problemlösungsfähigkeit der gesellschaftlichen Akteure zu erhöhen, d.h. sie zu motivieren und zu befähigen, in jedem Augenblick selbst auf die sich verändernde Situation zu reagieren. (...) Die prozedurale Regelung, durch die konfligierende Akteure zur geordneten Beilegung ihrer Differenzen gebracht werden sollen, ohne daß auf das Handlungsergebnis selbst Einfluß genommen wird, mag zwar Konflikte durch Kompro-

¹¹⁴ Scharpf (1988) leitet etwa aus dem kurzfristigen Erfolgswang demokratischer Politik die Tendenz zum Tausch kurzfristiger Vorteile gegen institutionelle Konzessionen an strategiefähigere Verhandlungspartner wie private Industrie ab.

¹¹⁵ Wenn etwa "eine Verständigung über *generelle* Regeln der ausgleichenden Gerechtigkeit erreicht werden kann, wird der Verteilungskonflikt im konkreten Falle neutralisiert, und die Partner können sich stattdessen auf die Suche nach produktiven Lösungen konzentrieren. (...) Wenn es gelingt, Verteilungsfragen zu separieren, erleichtert dies konstruktive Verhandlungen über die im gemeinsamen Interesse zu regelnden Sachfragen." (Scharpf 1988: 78 f.)

mißbildung entschärfen, sichert aber keine adäquate Behandlung der ihnen zugrundeliegenden Systemprobleme. Das Konzept des reflexiven Rechts scheint mit Vorstellungen der Globalsteuerung durch Rahmenvorgaben verwandt zu sein, die im Sinne von Informations- und Überzeugungsprogrammen oder von positiven und negativen Anreizen wirken, nur daß diese sich nicht auf ein bestimmtes Adressatenverhalten, sondern eher auf die Erreichung von auf der Makroebene definierten Zielzuständen beziehen. Um solche Rahmenvorgaben machen zu können, bedürfte es aber wohl all des Wissens, dessen Nichtverfügbarkeit zunächst konstatiert wurde." (Mayntz 1987: 99 f.)

8.4.2 Das Beispiel Nitrat

Bezieht man die skizzierten analytischen Kategorien und angesprochenen Probleme politischer Steuerung auf die Nitratpolitik, so ergibt sich zusammenfassend folgendes Bild.

Landwirtschaft und Wasserwirtschaft als Adressaten und damit Steuerungsobjekte der Nitratpolitik verfügen in nicht unbeträchtlichem Ausmaß über Strategiefähigkeit, Selbststeuerungsfähigkeit und deutliches Autonomiebestreben gegenüber staatlichen Eingriffen. Bei der Landwirtschaft ist die Abhängigkeit von staatlichen Ressourcen hoch; diese stehen jedoch nicht zur Disposition der Agrarumweltpolitik, vielmehr ist die Agrarpolitik gerade darum bemüht, die Agrarsubventionen zu sichern. Steuerungsobjekte sind nicht soziale Funktionssysteme, sondern soziale Akteure, verstanden als Aggregat von einzelnen Organisationen wie Wasserversorgungsunternehmen und einzelnen Individuen wie Landwirte. Grundsätzlich kann eine Offenheit der Steuerungsobjekte gegenüber den von der Nitratpolitik benutzten Steuerungsinstrumenten unterstellt werden: Der Nitratgrenzwert der TV0 stellt ein wirksames rechtliches Instrument gegenüber der Wasserwirtschaft dar; zeitliche Ausbringungsverbote für Gülle (Recht), Ausgleichszahlungen (Geld), lokale Kooperation (Verfahren), Umwelt- und Düngungsberatung (Persuasion) und staatlich finanzierte Demonstrationsvorhaben und N_{\min} -Untersuchungen in Wasserschutzgebieten (Eigenleistung) haben Wirkungen in der Landwirtschaft. Allerdings wirken gerade gegenüber Landwirten die eingesetzten Steuerungsinstrumente nicht durchgängig (Mengenlimitierung von 3 DE/ha, Umweltberatung).

Die Steuerungsfähigkeit eines Steuerungssubjekts ist in der Nitratpolitik bisher nur begrenzt gegeben, weil präventive Steuerungszintentionen wenig durch-

setzungsfähig waren, die Agrarpolitik die Gewässerschutzpolitik bei bestehenden Zielkollisionen vielfach leerlaufen lassen konnte und der Steuerungswille allenfalls begrenzt vorhanden war. Somit waren die Kohärenz der Steuerungsinentionen und die nutzbaren Sanktionspotentiale gering und die interne Fragmentierung und organisatorisch-institutionelle Vielfalt in der Nitratpolitik groß. Eine kollektive Handlungsfähigkeit eines eindeutigen Steuerungssubjekts gab es bestenfalls in marginalen Ansätzen. Steuerungssubjekte waren primär einzelne Individuen und Referate in Ministerien und allenfalls rudimentär spezifische Organisationen transzendierende soziale Akteure, aber nicht soziale Funktionssysteme. Grundsätzlich standen der Politik ausreichende Steuerungsressourcen zur Verfügung, die sie sich jedoch teilweise nicht zu nutzen getraute, wie das Beispiel der erstmaligen Anwendung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG durch den Bielefelder Umweltdezernenten im Jahre 1988 zeigt. Die Nitratpolitik verfügte auch durchaus über ein beachtliches Steuerungswissen und ein Bewußtsein von der Differenz zwischen Verwaltungshandeln und Steuerungswirksamkeit, hatte jedoch keinen Überblick über die Dynamik und die Gesamtheit des nitratpolitischen "Steuerungsprozesses". Informations-, Überzeugungs- und Bargainingprozesse spielten innerhalb und außerhalb der sich herausbildenden Verhandlungssysteme eine entscheidende Rolle. Unter anderem auch aufgrund der keineswegs immer ausreichend substantiierten Einschätzung der wahlpolitischen Bedeutung der Landwirtschaft (vgl. Hagedorn 1985, 1989) war die Verhandlungs- und Veto-Macht der Agrarlobby so groß, daß sie die rechtliche Verankerung von Ausgleichszahlungen für Düngungsbeschränkungen und die großzügige Subventionierung des Baus von Güllespeichern durchsetzen konnte.

Mit der zunehmenden Entkopplung von Kostenverteilungs- und Sachfragen und damit der partiellen Trennung von konfliktbeladenen und konsensfähigen Themen zeichnet sich allmählich eine politisch tragbare Lösung des Nitratproblems ab, die auch auf die Selbststeuerungs- und Kooperationsfähigkeit von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft setzen kann. Es erscheint mir allerdings nicht gerechtfertigt, diese Entwicklung als einen in einem Lernprozeß der Nitratpolitik begründeten Steuerungserfolg anzusehen. Vielmehr kann angesichts des weitgehenden Fehlens einer Nitratpolitik und eines nitratpolitischen Steuerungssubjekts, angesichts der Unterschätzung des Nitratproblems in der Vergangenheit und angesichts der Dominanz von nitratpolitischen Schwarzer-Peter-Spielen von politischer Steuerung kaum gesprochen werden. Politische Steuerungsfähig-

keit und Steuerungswille waren nur sehr eingegrenzt gegeben. Die sich abzeichnende Form der Lösung des Nitratproblems ist vielmehr primär als Resultat eines relativ turbulenten und fragmentierten Politikprozesses und eines damit verbundenen Lernprozesses der Akteure zu interpretieren. Die Steuerungsperspektive läßt sich zwar im Rahmen der analytischen Rekonstruktion der bundesdeutschen Nitratpolitik durchaus nutzbringend auf diese anlegen; ein entsprechendes Steuerungsinteresse sollte aber den maßgeblichen staatlichen Akteuren nur in einem begrenzten Umfang unterstellt werden. An einer Regulierung des Nitratproblems hatte nicht allein die staatliche Politik ein Interesse, und deren Steuerungsbemühungen bestanden überwiegend aus in ganz verschiedenen Regulierungsbereichen eingebetteten Einzelmaßnahmen und -programmen.

8.4.3 Steuerungstheoretische Schlußfolgerungen

Das Beispiel Nitrat erlaubt es nicht, unterschiedliche steuerungstheoretische Konzepte hinsichtlich ihrer Stringenz zu diskriminieren. Zwei Schlußfolgerungen allgemeinerer Natur können jedoch gezogen werden:

1. Das systemtheoretische Steuerungskonzept (vgl. Luhmann 1989), nach dem es sich bei Steuerung immer nur um Differenzminderung handelt und politische Steuerung in funktional differenzierten Gesellschaften in bezug auf soziale Systeme weitgehend eine Illusion ist¹¹⁶, trägt wenig zur Erklärung des Erfolgs bzw. Nichterfolgs politischer Steuerung bzw. deren Fehlens bei. Die Nichtbeachtung bzw. die Unterstellung von multilingualer Kommunikationskompetenz sozialer Akteure, die fast immer mehreren Funktionssystemen angehören, macht für die empirische Rekonstruktion keinen Unterschied. Landwirte, Wasserwerker, Umweltschützer und Gesundheitsbeamte tauschen Argumente aus und beharren auf ihren Sichtweisen ziemlich unabhängig davon, ob sie verschiedenen sozialen Funktionssystemen angehören oder nicht.

¹¹⁶ Diese Unmöglichkeit politischer Steuerung folgt im wesentlichen aus Luhmanns Theoriestruktur. "Nur eine Soziologie, die gleichsam nach dem Prinzip der Dame ohne Unterleib soziale Systeme auf bloße Kommunikationen verkürzt und sie damit ihres realen Substrats und aller faktischen Antriebskräfte beraubt, kann nämlich meinen, daß es wirklich Kommunikationen einer bestimmten Art (und nicht sozial Handelnde) sind, die andere Kommunikationen derselben Art erzeugen." (Mayntz 1987: 102)

2. Die für ein angemessenes Verständnis politischer Steuerungsphänomene erforderlichen analytischen Kategorien sind auch auf die Nitratpolitik anwendbar, lassen aber keine normativen Schlußfolgerungen zu, wie eine erfolgreiche politische Steuerung in diesem Bereich auszusehen hätte. Entsprechend sind empiriebezogene falsifizierende Aussagen nicht zu erwarten.

Möglich sind jedoch am Beispiel Nitrat einige die analytische Fruchtbarkeit und die weitere Differenzierung steuerungstheoretischer Argumente betreffende Schlußfolgerungen.

1. Die Frage nach politischer Steuerung setzt zwar nicht notwendig die soziale Konstruktion eines entsprechend abgegrenzten Politikbereichs voraus, aber sie legt eine entsprechend differenzierte Betrachtungsweise nahe. Problembezogene Politiksteuerung, die ganz unterschiedliche Politikfelder berührt und zu beachten hat, basiert auf anderen Voraussetzungen und Bedingungen als solche im Rahmen etablierter Politiken. Insbesondere ist die Frage nach dem Steuerungssubjekt und dessen Steuerungswillen und -interesse verschärft zu stellen.
2. Mixed-Motive-Konstellationen und auf Verhandlungssystemen beruhende Regulierungslösungen werden in modernen, komplex strukturierten und hochgradig differenzierten Gegenwartsgesellschaften zentral und machen damit spieltheoretische Analysen von Steuerungspathologien und -möglichkeiten interessant, während einfachere, implizit hierarchische Steuerungsmodelle zunehmend inadäquat werden.
3. "In dem Maße, wie der Staat die Prärogative der einseitigen, hierarchisch-autoritären Entscheidung aufgegeben hat und die Aufgaben der politischen Steuerung nur noch in einem Geflecht bilateraler und multilateraler Absprachen wahrnehmen kann - in dem Maße hat auch die Politik ihre (niemals unproblematische) Fähigkeit verloren, sich über Verteilungskonflikte souverän hinwegzusetzen." (Scharpf 1988: 79)

Die Separierung unterschiedlicher, sich überlagernder Problemdimensionen, wie Sach- und Verteilungsfragen, und ihre explizite Thematisierung und eigenständige politische Behandlung läuft auf Politikentflechtung und dadurch zurückgewonnene Handlungs- und Steuerungsfähigkeit hinaus, ohne damit Konflikte zu vermeiden und ihre Lösung zu gewährleisten. Separate und ex-

plizite Politiken der Konfliktregulierung und (partieller) Verzicht auf Simultanpolitiken implizieren nur die Trennung von funktional unterscheidbaren Bereichen der politischen Auseinandersetzung, aber nicht den Verzicht auf die kognitive und politikstrategische Integration verschiedenartiger Aspekte in der Programmformulierung. Politikentflechtung ist nicht mit Arenenabschottung zu verwechseln.

4. Die wissenschaftliche Thematisierung von politischer Steuerung, wie sie sich im Gefolge der Enttäuschung überhöhter Planungserwartungen und Ansprüche an die Steuerbarkeit gesellschaftlicher Entwicklung in den 60er Jahren entwickelt hat, erscheint für die Nitratpolitik (und die Agrarumweltpolitik) als überholt. Wesentlich ist hingegen die Reflexion der Ansatzhöhe des politischen Steuerungsanspruchs, also z.B. Kompensation, Korrektur, Prävention oder Metaprävention in der Umweltpolitik, und von prozeduralen Steuerungskonzepten, die auf eine Verbesserung von Problemlösungsmechanismen der Selbstregulierung hinauslaufen. Das Beispiel Nitrat liefert hier einige Hinweise über prinzipiell vorhandene, aber in der Alltagspolitik kaum genutzte Handlungsspielräume zugunsten entsprechender Möglichkeiten von politischer Steuerung.

8.5 Soziale Funktionssysteme und das Nitratproblem

Im letzten Abschnitt von Kapitel 8 geht es nicht mehr um Politikanalyse, sondern darum, wie verschiedene soziale Funktionssysteme in der Sicht des Systemtheoretikers Luhmann¹¹⁷ auf das Nitratproblem reagieren und es bearbeiten (können). Damit ist ein Perspektivenwechsel vom politischen Agieren sozialer Akteure und Institutionen auf funktional spezifizierte Kommunikation verschiedener sozialer Systeme verbunden.

Zweck dieses Abschnitts ist es, die empirische Validität von Luhmanns systemtheoretischer Rekonstruktion der Umweltproblematik am Beispiel Nitrat zu überprüfen, so problematisch solch ein Unterfangen aufgrund der Abstraktheit und des leicht tautologischen Charakters von Luhmanns Argumentationsweise auch

¹¹⁷ Die folgenden einleitenden Argumentationsschritte folgen zum Großteil den Ausführungen von Luhmann (1986).

sein mag. Eine systematische theoretische Auseinandersetzung mit Luhmanns Theorieperspektive wird nicht angestrebt und klingt allenfalls in Abschnitt 8.5.6 an. Es geht auch nicht um die Auseinandersetzung mit verschiedenen systemtheoretischen Konzeptualisierungen der Umweltproblematik, die sich dann einander kontrastieren ließen. Die Begründung für die Fokussierung auf Luhmanns "Ökologische Kommunikation" liegt in ihrer relativ breiten Resonanz und vielfach auch Akzeptanz, wie jüngst bei Beck (1988).

Nach Luhmann besteht Gesellschaft systemtheoretisch betrachtet "aus nichts anderem als aus Kommunikationen, und durch die laufende Reproduktion von Kommunikation durch Kommunikation grenzt sie sich gegen eine Umwelt andersartiger Systeme ab" (Luhmann 1986: 24).¹¹⁸ Die Basierung sozialer Funktionssysteme auf Kommunikationen ist theoretisch konsequent, führt aber auf der Ebene empirischer Forschung zu erheblichen Problemen, da bereits aus forschungsprogrammatischen Gründen Wissenschaft, Wirtschaft, Politik etc. als soziale Systeme im allgemeinen eher auf Organisationen oder wenigstens Personen bzw. Rollenträger (Wissenschaftler, Unternehmer, Politiker) hin interpretiert werden als auf deren Kommunikationen.¹¹⁹ Umgekehrt bin ich mir dieser Differenz und der unter Umständen gravierenden Folgen ihrer Auflösung durchaus bewußt: Die Ausstattung bzw. Verkleidung moralischer oder politischer Aussagen von Wissenschaftlern oder wissenschaftlichen Organisationen mit wissenschaftlicher Autorität kann diese legitimieren und der politischen Diskussion entziehen; sie kann aber auch die Glaubwürdigkeit wissenschaftlicher Aussagen als wahre Sätze und der Wissenschaft selbst infragestellen.

Soziokulturelle Evolution beruht unter anderem darauf, daß die Gesellschaft nicht auf ihre Umwelt reagieren muß.¹²⁰ Sie reagiert nur unter den sehr be-

¹¹⁸ Entsprechend ist etwa das Rechtssystem nicht auf seinen organisatorischen und professionell arbeitenden Komplex (Gesetzgebung, Justiz, Anwälte) zu beschränken, sondern es ist jede Kommunikation dazuzurechnen, die sich an der Differenz von Recht und Unrecht im juristischen Sinne orientiert (Luhmann 1986: 126).

¹¹⁹ Die analytische Unterscheidung von sozialen Funktionssystemen und sozialen Organisationssystemen, die "reale" Entscheidungen treffen, hilft zwar aus diesem Dilemma, macht aber wiederum nur innerhalb der Systemtheorie selbst Sinn.

¹²⁰ Dabei wird von dem Extremfall einer radikalen Auslöschung allen menschlichen Lebens abgesehen, nach der gesellschaftliche Kommunikation eh nicht mehr möglich ist.

schränkten Bedingungen ihrer eigenen Kommunikationsmöglichkeiten auf Umweltprobleme, und das heißt nach Maßgabe der jeweiligen Codes und Programme sozialer Funktionssysteme - oder im Protest gegen diese Systeme.¹²¹ In beiden Fällen besteht die doppelte Gefahr von zu wenig und zuviel Resonanz. Nur wenn ökologische Problemlagen den Doppelfilter der Codierung (Wahrheit/Unwahrheit im Wissenschaftssystem, Recht/Unrecht im Rechtssystem etc.) und der Programmierung (auf ökologische Fragen bezogene Theoriebildung in der Wissenschaft, Herausbildung von Umweltrecht im Rechtssystem etc.) durchlaufen, gewinnen sie systeminterne Relevanz und gegebenenfalls weitreichende Beachtung (Luhmann 1986: 220). Dabei erzwingt die strukturell bedingte Nichtsubstituierbarkeit sozialer Funktionssysteme auch ein laufendes Verschieben von Problemen von einem ins andere System.¹²² Funktionale Spezifikation wird mit hohen Interdependenzen bezahlt, die ihrerseits durch Systemgrenzen kontrolliert werden.¹²³

Unabhängig von solchen wechselseitigen Abhängigkeiten und Störungen ist ein Zusammenwirken der Funktionssysteme in fast allen Fällen unerlässlich, da die Welt eben nicht von sich aus so geregelt ist, daß Ereignisse oder die Realisierung von Konzepten in der Praxis im großen und ganzen in das (systemtheoretische) Raster spezifischer Funktionen fallen.¹²⁴ Eine - in einem normativ-ökologischen Sinne angemessene - Reaktion auf ökologische Problemlagen wie das Waldsterben kann in funktional differenzierten Gesellschaften danach allenfalls dann erreicht werden, wenn jene erstens durch Übersetzung in systemspezifische Codes, Kriterien und Programme auf Resonanz stoßen, ohne zweitens die

¹²¹ Auch in funktional differenzierten Gesellschaften gibt es funktional nicht oder mehrdeutig zugeordnete "lebensweltliche" Kommunikation, die jedoch gesellschaftlich weniger folgenreich ist - es sei denn um den Preis der Rücknahme funktionaler Differenzierung.

¹²² Politisch gesetzte Umweltstandards haben wirtschaftliche Anpassungsreaktionen, aber möglicherweise auch Bankrotts zur Folge. Entscheidungen von Verwaltungsgerichten können die Realisierung von Politikprogrammen blockieren.

¹²³ Es ist jedenfalls verfehlt, aus diesen wechselseitigen Abhängigkeiten auf Entdifferenzierung zu schließen.

¹²⁴ "Der Bau von Kernkraftwerken ist aufgrund von *wissenschaftlichen* Forschungsergebnissen zunächst durch eine *politische* Entscheidung über *rechtliche* Haftungsbeschränkungen *wirtschaftlich* ermöglicht worden." (Luhmann 1986: 99)

sozialen Funktionssysteme damit zu überlasten¹²⁵, und wenn drittens sich das Zusammenwirken der Funktionssysteme konstruktiv und nicht destruktiv entwickelt.¹²⁶

Im folgenden werden diese allgemeinen systemtheoretischen Überlegungen für einige primäre soziale Funktionssysteme: Wissenschaft, Recht, Politik und Wirtschaft noch etwas spezifiziert und ihre Anwendbarkeit auf den gesellschaftlichen Umgang mit dem Nitratproblem als einem Umweltproblem erörtert.

8.5.1 Die Rolle wissenschaftlicher Expertise

"Der Code wissenschaftlicher Wahrheit/Unwahrheit ist spezialisiert auf ein kommunikatives Prozessieren von Erleben, das heißt von Selektionen, die nicht den Kommunizierenden selbst zugerechnet werden." (Luhmann 1986: 153). Die damit verbundene Handlungsentlastung impliziert aber auch, daß wissenschaftliches Kommunizieren nicht der Selektion von Handeln dienen und damit anderen keine Verantwortung für Entscheidungen abnehmen kann. Zugleich liefert die Wissenschaft mit ihrer Orientierung auf den Erwerb neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse weniger Problemlösungen als Problematisierungen. Sie betreibt "Auflösung und Rekombination von Realität"¹²⁷ und steigert damit Selektionsbewußtsein und technische Möglichkeiten. Damit müssen sich andere Funktionssysteme zusätzlich zu ihren selbsterzeugten Problemen mit den Kontingenzerweiterungen der Wissenschaft auseinandersetzen: Ihre Entscheidungen sind im Lichte

¹²⁵ Zuviel Resonanz vermutet Luhmann vor allem im politischen System, weil ihm zum einen gemäß historischer Traditionen die notwendigen Entscheidungen nur allzu leicht zugeschoben werden (können), z.B. die Festlegung von Rechtsnormen, von wirtschaftlichen Rahmenbedingungen, und weil es weniger systemimmanente Beschränkungen für ökologische Kommunikation als in der Wirtschaft oder der Wissenschaft gibt, ja es gerade auf die Effektivität von Illusionen wie weitgehenden umweltpolitischen Vorstellungen z.B. einer ökologischen Anpassung der Wirtschaft ankommt.

¹²⁶ So läßt sich etwa im Zusammenwirken von politischem und Rechtssystem als Reaktion des Rechtssystems auf die wahrgenommene Umweltproblematik eine neue Springflut von Normen beobachten; das politische System findet sich dann in der Notwendigkeit, vorgeben und verkraften zu müssen, daß es Entrechtlichung und Verrechtlichung gleichzeitig will (Luhmann 1986: 147).

¹²⁷ Eine solche Formulierung illustriert auch die erkenntnistheoretisch katastrophale Auflösung der Epistemologie bei Luhmann.

anderer Möglichkeiten leichter kritikwürdig und nicht alles technisch Mögliche ist wirtschaftlich, politisch oder rechtlich machbar bzw. wünschbar. Zugleich unterstützen funktionale Differenzierung, Rationalisierung, Formalisierung und Professionalisierung von Lebenszusammenhängen Prozesse der Verwissenschaftlichung und Technisierung. Diese erfordern die Verfügbarkeit von wissenschaftlichen Experten, die insbesondere auch die Übersetzungsprozesse für Kommunikationen zwischen Funktionssystemen leisten und konstruktiv gestalten sollen: Welche politisch zu entscheidenden Standards sind wissenschaftlich vertretbar?¹²⁸ Welche technischen Designs sind wirtschaftlich vorteilhaft? Welche ökonomischen Auswirkungen haben bestimmte umweltpolitische Maßnahmen?

Die Rolle wissenschaftlicher Forschung bei der Perzeption und Lösung des Nitratproblems ist in den Kapiteln 5 und 6 bereits beschrieben worden. Das Wissenschaftssystem hat zunächst einmal Resonanz auf ein Umweltproblem gezeigt, zunächst eher schwach, dann jedoch im Zuge verstärkter medizinischer und Umweltforschung deutlich.¹²⁹ Wissenschaft als der gesellschaftliche Ort, an dem vorrangig und zuerst gesellschaftlich anerkanntes Wissen gewonnen wird, hat das Verständnis des Nitratproblems entscheidend geprägt, erweitert und differenziert, hat die Möglichkeiten der Problemlösung verbreitert und erhöht, aber auch die Chancen von nunmehr als unangemessen zu bezeichnenden Reaktionsweisen vervielfacht. Wissenschaftliche Erkenntnisse haben, da von der Politik perzipiert, die politischen und wirtschaftlichen Optionen der Problembewältigung, aber damit auch die Entscheidungslasten gesteigert.¹³⁰ Wissenschaftliche Kommunikation ist jedoch kaum für die reale Dominanz wasserwirtschaftlicher Reparaturmaßnahmen verantwortlich. Wissenschaftliches Wissen läßt sich nutzen und wird genutzt zur Begründung und Legitimation der Durchsetzung wie auch der Abwehr bestimmter nitratpolitischer Programme. Um dies auch kompetent tun zu können, bedürfen beide Seiten wissenschaftlicher Experten, was wiederum die

¹²⁸ Grenzwerte sind immer auch politische Werte, aber sie sind, einige moralische Prämissen vorausgesetzt, nicht beliebig. Man kann für 10, 1.000 oder vielleicht 10.000 Bq als zulässige radioaktive Belastung der Milch argumentieren, aber nicht für 10^0 oder 10^9 Bq.

¹²⁹ Ohne diese Resonanz wüßten wir vermutlich gar nicht um die Existenz von Folgewirkungen hoher Nitrateinträge in der Landwirtschaft.

¹³⁰ Daß es sich überhaupt um ein Problem handelt, ist ebenfalls der Wissenschaft, aber auch dem Recht in Form der EG-Trinkwasser-Richtlinie zu danken. Aus medizinischer Sicht gibt es diesbezüglich bisher erst Teilantworten.

Bedeutung von Wissenschaft als *Medium* der Auseinandersetzung und Programmformulierung stärkt.¹³¹

Wenn auch eine gewichtige Rolle von Experten und wissenschaftsbasierter Kommunikation in der Nitratdebatte und -politik einzuräumen ist, so stellen diese jedoch keinen eindeutigen Beleg für die primär problematisierende und nicht problemlösende Rolle von Wissenschaft dar, die andere Funktionssysteme tendenziell überlastet. Vielmehr erscheinen die aufgezeigten Handlungsoptionen und technischen Verfahren als noch hinreichend präzise und eingegrenzt, um sich am jeweils angemessenen Ort nicht nur für eine Option bzw. Kombination von Optionen nach eigenen Kriterien entscheiden zu können, sondern auch um zu wissen, in welcher Weise die präferierte Option bestenfalls zur Problemlösung beitragen würde¹³²; die Politik kann unter politischen Opportunitätsgesichtspunkten die Rahmenbedingungen zugunsten oder zuungunsten präventiver landwirtschaftsbezogener Maßnahmen variieren; das WVU kann sich zwischen verschiedenen wasserwirtschaftlichen Wegen und zwischen diversen Aufbereitungsverfahren ökonomisch rational entscheiden.¹³³ Die Nitratforschung hat also nicht nur zur Komplexitätssteigerung und Problematisierung, sondern auch zur Präzisierung und Realisierbarkeit von Problemlösungen beigetragen, was die Nitratbelastung des Trinkwassers angeht. Dies hat mit der relativen Abgrenzbarkeit und Lösbarkeit dieses speziellen Problems zu tun. Erweitert man den Bezugsrahmen der Nitratproblematik, so daß trade-offs zwischen entfernteren Alternativen ins Blickfeld geraten, z.B. zwischen Nitrosaminaufnahme durch Rauchen und Nitratbelastung des Grundwassers oder zwischen Ausgleichszahlungen und Bildungsförderung, dann ist die obige Aussage entsprechend zu relativieren. Dennoch verdient es festgehalten zu werden, daß innerhalb einer durch die Wissenschaft selbst, aber nicht nur durch sie eingegrenzten Problemdefinition das Wissenschaftssystem, unterstützt durch entsprechende politisch entschiedene Forschungsförderung, auf das Umweltproblem der Nitratgefährdung reagiert und auch

¹³¹ Man führe sich z.B. die Wissensbestände vor Augen, die hinter den Formulierungen der SchALVO stehen.

¹³² Daß die einzelnen Funktionssysteme ihrerseits nicht primär an der genuinen Lösung des Nitratproblems interessiert sind, wurde bereits ausreichend betont.

¹³³ Daß es sich dabei immer noch um Entscheidungen unter Unsicherheit handelt, bleibt hiervon unberührt.

zur Entwicklung von für Politik, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft grundsätzlich praktikablen Problemlösungen beigetragen hat.

8.5.2 Die Bedeutung des Rechtssystems

Das Rechtssystem prozessiert Kommunikation entlang des binären Codes Recht/Unrecht mit Hilfe rechtsnormativer Programme wie Gesetze und Verordnungen, Satzungen und Geschäftsordnungen, Verträge und richterliche Spruchpraxis. Kognitive Gesichtspunkte spielen eine Rolle, indem sie die Offenheit des ansonsten geschlossenen Systems gewährleisten, in dem Normqualität nur aus Normen gewonnen werden kann: Umwelt- als auch Selbstorientierung des Rechts, d.h. Feststellung der faktischen Bedingungen für die Normanwendung sowie Beurteilung der Adäquanz oder Änderungsbedürftigkeit der Normen selbst, wodurch grundsätzlich Lernfähigkeit gegeben ist, auch wenn diese in der Rechtsdogmatik im allgemeinen nur sehr langsam Änderungen bewirkt. Die Programmierung des Rechts reduziert Komplexität primär über Konditionalprogramme: Man läßt die Fälle sich ereignen und gibt nur vor, wie sie behandelt werden, wenn sie sich ereignen (Luhmann 1986: 129).

Für die rechtliche Behandlung ökologischer Problemlagen ergibt sich zum einen die Notwendigkeit ihrer rechtlichen Anschlußfähigkeit: Sie muß in geläufige Rechtsgebiete (Raumordnungsrecht, Gewerberecht, Polizeirecht, Agrarrecht etc.) integriert werden und/oder die Ausdifferenzierung eines eigenen Umweltrechts mit querliegender Systematik muß sich auf diese zumindest rechtssystematisch beziehen lassen.¹³⁴ Zum anderen nehmen - zumindest vorübergehend - die Willkürkomponente und die Verwendung unbestimmter Rechtsbegriffe (Ausgleichs-, Abwägungs- und Verhältnismäßigkeitsformeln) bei umweltbezogenen Rechtsentscheidungen deutlich zu, weil die Umwelt keine Maßstäbe für umweltbezogene Standards liefert, die Kausalzusammenhänge vielfältiger und indirekter Natur sind und die Kosten-Nutzen-Abwägungen bei der Festlegung von Belastbarkeitsgrenzen oder zumutbaren Risiken normativ stark aufgeladen sind.¹³⁵ Soweit es dem

¹³⁴ Von daher erklärt sich auch zum Teil bereits die rechtliche Unterprivilegierung von Umweltsachen (vgl. exemplarisch Winter 1987).

¹³⁵ "Gerade dort, wo es um Natur geht, funktioniert das Naturrecht nicht; und auch Konsens, eine Art mobiles Ersatznaturrecht, erscheint unerreichbar." (Luhmann 1986: 134)

Rechtssystem nicht gelingt, dieser Probleme durch eigene Rechtsprogrammierung Herr zu werden, mit den problematischen Folgen von umfangreicher Normengenerierung, Überkomplexität des Rechtssystems¹³⁶, Defiziten im Rechtsvollzug und Überlastung der Gerichtsbarkeit¹³⁷, tendiert es dazu, sie vor allem an die Politik und die Wissenschaft abzuschieben: Über Grenzwerte oder die Risiken der Kernenergie sollte politisch entschieden werden, der Beurteilungsspielraum der Verwaltung wird erhöht, informelles Verwaltungshandeln konkurriert mit und ersetzt partiell formelle Verwaltungsakte (vg. Bohne 1981), Expertengutachten präjudizieren Richtersprüche. Abgesehen davon, daß diese Problemlösung durch Problemverschiebung das Risiko der Deformation der klassischen Strukturen des Rechtssystems in sich birgt, wird sie durch spiegelverkehrte Problemverschiebungen konterkariert: Die Politik überläßt dem Recht politische Entscheidungen, die Wissenschaft erwartet rechtliche Normierungen zulässiger Umweltbelastungen.¹³⁸

Diese von Luhmann postulierten Reaktions- und Entwicklungstendenzen des Rechtssystems auf ökologische Problemlagen kamen im Fall der Nitratproblematik bisher nur sehr eingeschränkt zum Tragen. Die Gründe hierfür liegen zum einen darin, daß die zentralen Normen (TV0, GVO) im politischen und wissenschaftlichen Raum ausgehandelt wurden und dann nur noch in die entsprechenden Rechtsprogramme als Standards einzusetzen waren, und zum andern darin, daß nitratbezogene rechtliche Regelungen sich völlig im Rahmen des bereits bestehenden Umwelt- und Gesundheitsrechts einordneten (TV0, WHG, AbfG). Dennoch weist die rechtswissenschaftliche Diskussion zur Regulierung der Stickstoffdüngung und Nitratbelastung (vgl. Conrad/Gitschel 1988) einige Merkmale der oben problematisierten Reaktionsweisen des Rechtssystems auf. Zu nennen sind der Streit um die Anwendbarkeit von § 3 Abs. 2 Nr. 2 und § 22 WHG auf die Stickstoffdüngung, die Auseinandersetzungen um § 19 Abs. 4 WHG-Novelle und den Wasserpfennig, Eigentumsrechte und Entschädigungsansprüche in bezug auf Grundwasser(nutzung), das Schwarzer-Peter-Spiel um die Bestimmung ordnungsgemäßer Landbe-

¹³⁶ Damit ist hier die mangelnde Klärung des Verhältnisses verschiedener Rechtsgebiete zueinander gemeint, wodurch die Willkürdimension nur auf eine Metaebene verschoben ist.

¹³⁷ Diese kann zweifellos auch andere Ursachen haben.

¹³⁸ Hier wird die Differenz von Institution und Kommunikation als Basis sozialer Funktionssysteme wieder virulent.

wirtschaftung, die Kritik an einer am Abfallrecht aufgehängten Gülleregulierung oder die Frage der rechtlichen Verankerung des Bodenschutzes. So lassen sich bei der Nitratregulierung durchaus Momente von Willkürentscheidungen (Anwendbarkeit von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, Nitratgrenzwert), von rechtlichen Leerformeln (ordnungsgemäße Landbewirtschaftung), von informellem Verwaltungshandeln (Vorrang von nitratbezogener landwirtschaftlicher Beratung und Bewirtschaftungsverträgen mit Ausgleichszahlungen) und von großem Entscheidungsspielraum der Verwaltung (Praxis des Güllerelasses) ausmachen.¹³⁹ Diese resultierten jedoch kaum aus Entlastungsreaktionen des Rechtssystems, wenn man es institutionenbezogen betrachtet. Vielmehr ergaben sie sich aus mehr oder minder dezidierten politischen Entscheidungen, so daß man nicht ohne weiteres von unangemessener Resonanz des Rechts sprechen kann. Bei der Unterscheidung von Legislative und Judikative, von Rechtssetzung und Rechtssprechung ergibt sich dann auch ein klareres Bild. Während die Justiz bisher kaum mit dem Nitratproblem befaßt war, was sich derzeit aber ändert (Prozesse im Kontext von GVO und Wasserpfennig), und dessen Regulierung allenfalls indirekt (z.B. durch das Naßauskiesungsurteil) beeinflußt hat, war der Gesetzgeber maßgeblich beteiligt, so über WHG- und AbfG-Novelle, TVO-Novelle und Novellierungen der Landeswassergesetze. Rechtsförmige Vereinbarungen stellen schließlich auch privatrechtliche Verträge zwischen Landwirten und Wasserwerken oder Ministerien dar. Auf der Ebene der Rechtssetzung treten die genannten Schwierigkeiten einer angemessenen und rechtssystemkonformen Bearbeitung des Nitratproblems also durchaus bereits auf, ohne jedoch schon das Ausmaß der auch in anderen Rechtsgebieten auftretenden Probleme zu überschreiten. Wiederum wird deutlich, daß es sich bei der Einschätzung der Auswirkungen ökologischer Kommunikation auf das Rechtssystem - analog zum Wissenschaftssystem - auch um eine Frage des Bezugsrahmens handelt. Stellt man nicht mehr allein auf das Nitratproblem ab, sondern etwa auf Umweltprobleme der Landwirtschaft überhaupt oder auf die Verbindung von Agrarmarkt-, Agrarsozial- und Agrarumweltpolitik oder auf die Beziehungen zwischen Vorleistungsindustrie (Agrochemie, Landmaschinenbau), Landwirtschaft und Nahrungsmittelindustrie, dann tritt die Problematik einer adäquaten und möglichst "geräuscharmen" Resonanz des Rechtssystems auf ökologische Problemlagen sehr viel deutlicher hervor.

¹³⁹ Das Problem der Normenflut ist weniger auf der Ebene der Nitratregulierung als derjenigen der Grenzwerte für Schadstoffe generell anzusetzen, wo es auch entsprechend Furore macht, wie die Diskussion um die praxisgerechte Ausgestaltung des Chemikalien-, Abfall- und Immissionsrechts illustriert.

8.5.3 Ökonomisches System und Nitratbelastung

Am weitestgehenden ist die Vorstellung von auf den jeweiligen Code und entsprechende Programme beschränkter Resonanzfähigkeit sozialer Funktionssysteme für den Bereich der Wirtschaft Allgemeingut geworden und in Alltagsinterpretationen von Welt integriert. So wird für das Wirtschaftssystem als mehr oder weniger gegeben unterstellt, daß es nur dann Umweltprobleme berücksichtigen wird, wenn sich diese in Kosten und Preisänderungen niederschlagen und dadurch über das generalisierte Kommunikationsmedium Geld des ökonomischen Systems kommunizierbar werden. Dementsprechend befaßt sich die Umweltökonomie mit Fragen der systemadäquaten Berücksichtigung von knappen ökologischen Ressourcen und sieht sich prompt mit Problemen der Messung, der Zurechnung, der Transaktionskosten sowie der begrenzten Möglichkeit, alle (denkbaren) Umweltkosten zu internalisieren, konfrontiert. Vor allem aber sind die unterschiedlichen Ebenen betriebswirtschaftlicher und volkswirtschaftlicher Kosten zu berücksichtigen, da die Entscheidungseinheiten des ökonomischen Systems niemals für das gesamte System entscheiden, so daß eine gesamtwirtschaftliche, auf die Umwelt bezogene Entscheidungsregel keine Anwendung finden kann (Luhmann 1986: 116 f.). Jedenfalls erscheinen modelltheoretische Überlegungen der völligen Selbstregulierung ökologischer Problemlagen seitens des Wirtschaftssystems durch automatischen Ausgleich von Grenznutzen und Grenzkosten des Umweltschutzes (Hansmeyer 1981, Zimmermann 1985) als reichlich optimistisch (Bernstein 1981, Baumol/Oates 1979), insbesondere wenn man die Erkenntnisse aus Entscheidungs- und Spieltheorie berücksichtigt, daß Marktteilnehmer selbst bei vollständiger Information sich nicht einfach volkswirtschaftlich optimal verhalten, wenn die betroffene Regierung/Behörde als Mitspieler über diese Informationen nicht verfügen (Keck 1987, 1988, Vining/Weimer 1988). Die "invisible hand" des Marktes führt eben nicht zwangsläufig zu gesamtwirtschaftlich optimalen Ergebnissen, auch wenn man z.B. günstige ordnungspolitische Rahmenbedingungen für die Beachtung von Umweltproblemen unterstellt (vgl. Hampicke 1989, Maier-Rigaud 1988), wie die Analyse kapitalistischer Wirtschaftssysteme hinreichend aufgezeigt hat, die gerade nicht nur auf bestehende systeminterne, aber prinzipiell behebbare Mängel, sondern insbesondere auf deren gesellschaftsstrukturell nicht aufhebbarer Begrenzungen hinweisen (vgl. Blaschke et al. 1975, Godelier 1973, Jänicke 1985, Marcuse 1967, Ronge/Schmiege 1973, Offe 1972, Siefert 1989).

Durch systemexterne politisch-rechtliche Datenvorgaben kann die Internalisierung von Umweltproblemen als Kosten ins ökonomische System erzwungen werden, wobei der Erhöhung von Produktionskosten die Schaffung neuer Märkte und Verwertungsmöglichkeiten für die Umweltindustrie entspricht. Allerdings lassen sich solche politisch-rechtlichen Datenvorgaben, auch wenn dies in Form von marktförmigen Knappheitsbedingungen qua Fixierung von Mengen, Niveaus oder Kosten akzeptabler Umweltverschmutzung geschieht, als Entscheidungen bestimmten sozialen Akteuren zurechnen und damit auch die aus diesen Entscheidungen resultierenden Folgeprobleme. Warum Umweltkosten in dieser und nicht in jener Höhe festgesetzt, warum Eigentumsrechte und dementsprechende Kostenzurechnungen in dieser und nicht in jener Weise festgelegt und warum nicht die Folgeprobleme der Weitergabe oder gerade der mangelnden Überwälzbarkeit von Umweltkosten ausreichend bedacht wurden, all das kann nun als fragwürdige politische Entscheidung kritisiert werden. Demgegenüber zeichnet sich der "bloße" Markt - einschließlich seiner Verschleierung der Differenz von Mengen- bzw. Niveaumentscheidungen einerseits und Allokationsentscheidungen andererseits - gerade dadurch aus, daß ihm solche Legitimationsprobleme nicht erwachsen können, weil sein Entscheidungsmechanismus bestimmten sozialen Akteuren schlicht nicht zugerechnet wird und werden kann.

Die Festlegung eines Nitratgrenzwertes für Trinkwasser impliziert in der Bundesrepublik die rechtliche Erzwingung der Berücksichtigung des Nitratproblems. Unter den ansonsten gegebenen politisch-rechtlichen Rahmenbedingungen bedeutet dies zugleich, daß die Wasserwirtschaft die bestehenden Umweltkosten erst einmal übernehmen muß. Wie die Wasserwirtschaft die Einhaltung des Grenzwertes gewährleistet, durch wasserwirtschaftliche oder wassertechnische Maßnahmen oder Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungsbeschränkungen, und ob sie die Kosten auf den Wasserverbraucher überwälzen kann, läßt diese Grenzwertfestlegung offen. Aber als politische Entscheidung kann sie daraufhin befragt werden, insbesondere von der primär betroffenen Wasserwirtschaft, ob ein Nitratgrenzwert überhaupt erforderlich ist, was die Grundlage für seine Herabsetzung auf 50 mg/l ist, warum nicht erst einmal Nitratgrenzwerte für Vegetabilien festgelegt werden und weshalb nicht der physische Verursacher hoher Nitratwerte im Grundwasser die Kosten übernehmen muß (vgl. Pluge 1989).

Bewirtschaftungsauflagen für die Landwirtschaft führen unter gegebenen Rahmenbedingungen erst einmal zur Internalisierung von Umweltkosten seitens der Landwirte. Aufgrund der damit verbundenen agrarsozialen Folgeprobleme wird diese Allokationsentscheidung vielfach (partiell) revidiert, wie die staatlichen Zuschüsse zum Bau von Güllebehältern und die vorgesehenen Ausgleichszahlungen für Wasserschutzgebietsauflagen belegen.

Die Dominanz ökonomischer Entscheidungskriterien und Betrachtungsweisen - oder Kommunikation, systemtheoretisch gesprochen - kommt auch in den Versuchen zum Ausdruck, das Nitratproblem ohne zusätzliche (volkswirtschaftliche) Kosten zu lösen. So hob die nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung bislang weniger auf die ökologischen Probleme hoher Nitratauswaschung als vielmehr auf die Kosteneinsparmöglichkeiten durch effizientere Düngung ab, was allerdings entgangene Gewinne für die Düngemittelindustrie und den Landhandel impliziert. Segregationsstrategien von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zielen darauf ab, den Nitratgrenzwert ökonomisch leerlaufen zu lassen, sofern es sich nicht um wasserwirtschaftliche Reparaturmaßnahmen handelt. Und das Plädoyer für Agrarmärkte ohne Preis- und Mengengarantien verbindet mit der effizienteren volkswirtschaftlichen Allokation dabei freiwerdender Mittel zugleich die Hoffnung, daß die Düngungsintensitäten aufgrund der veränderten Preisniveaus und -relationen grundwasserschonend sinken würden. Leidtragende wären je nach rechtlichen Rahmenbedingungen - neben den betroffenen Landwirten - Düngemittelindustrie oder die Hersteller von Denitrifizierungsanlagen bzw. von Installationen der Trinkwasserversorgung (Wasserrohre, Brunnenanlagen, Meß- und Regelsysteme).

Entscheidend im Argumentationszusammenhang dieses Abschnitts ist nun, daß sich Nitratdebatte und -politik auf Fragen der Kostenträgerschaft zugespitzt haben und damit ökonomische Gesichtspunkte zentral werden, daß aber eine Lösung der Konflikte gerade nicht über den Markt, sondern über Politik, Recht und Wissenschaft gesucht wird.¹⁴⁰ So versuchen die hauptbetroffenen Akteure unter Hinweis auf wirtschaftliche Belastungen durch Lobbying Druck zugunsten bestimmter *politischer* Entscheidungen auszuüben (vgl. exemplarisch Schäfer 1987), bestimmte Rechtssetzungen und Rechtsanwendungen zu erreichen und mit Hilfe wis-

¹⁴⁰ Eine Ausnahme stellen lokale Vereinbarungen zwischen Wasserwerken und Landwirten dar.

senschaftlicher Untersuchungen eine ihrer wirtschaftlichen Interessenlage gemäße Position zu untermauern. Hingegen lassen die bestehenden institutionellen und rechtlichen Bedingungen es offensichtlich nicht zu, daß primär ökonomische Probleme durch bloß ökonomische Kommunikation über den Markt für alle Beteiligten akzeptabel abgearbeitet werden; die durch politisch-rechtliche Vorgaben über Nitratstandards mitgetroffenen Allokationsentscheidungen sind gegenüber der Möglichkeit wirtschaftlicher Kostenweitergabe und -zirkulation kaum offen. Umgekehrt verlangt die faktische Dominanz ökonomischer Gesichtspunkte¹⁴¹, daß politische Entscheidungen, rechtliche Fixierungen und handlungsrelevante Schlußfolgerungen aus wissenschaftlichen Untersuchungen sich - explizit oder implizit - immer auch auf diese beziehen. Entsprechend stehen in der Nitratpolitik Fragen der Kostenverteilung und -minimierung, Einkommensprobleme der Landwirtschaft und Abweisung von Kostenzumutungen mit im Vordergrund. Und die gefundenen Lösungen zeichnen sich dadurch aus, daß zum einen die entstehenden Kosten - auch um den Preis höherer Gesamtkosten - möglichst auf verschiedene Gruppen verteilt werden und dadurch auf marginale Größenordnungen zusammenschumpfen¹⁴², wobei die Landwirte aus agrarsozialen Gründen möglichst wenig belastet werden, und zum anderen die Verpreisung von hohen Nitratkonzentrationen zeitlich hinausgeschoben wird, indem die Durchsetzung und Überwachung von Nitratstandards und Bewirtschaftungsauflagen verzögert und auf die weniger schmerzliche Wirkung von Erfolgen nitratbezogener Information und Beratung gehofft wird.

Für sich genommen sind die wirtschaftlichen Folgewirkungen dieser Lösungswege des Nitratproblems voraussichtlich gering. Die durch einen höheren Wasserpreis verursachte Kaufkraftminderung privater Haushalte für andere Wirtschafts- und Konsumgüter fällt kaum ins Gewicht. Überträgt man allerdings dieses Modell auch nur auf die Umweltprobleme der Landwirtschaft insgesamt, so

¹⁴¹ Als entsprechend begrenzt werden die Möglichkeiten von moralischer Suasion und der Erzeugung eines stärkeren Umweltbewußtseins eingeschätzt, diesbezügliche, wirtschaftlichen Interessenlagen widersprechende Verhaltensweisen dauerhaft und nicht nur singular zu verankern. Der traditionelle Landwirt, der aufgrund moralischer Werthaltungen und nachbarschaftlichen Gruppendrucks auch ökonomisch nachteilige Formen der Landbewirtschaftung bewußt vornimmt, wird immer seltener. Nur auf der Ebene wirtschaftlich wenig ins Gewicht fallender Maßnahmen dürfte eine entsprechende Bereitschaft noch in größerem Ausmaß vorhanden sein.

¹⁴² Je einzelner Wasserverbraucher oder Steuerzahler schlagen die entstehenden Kosten nur mit ca. 10 bis 50 DM pro Jahr zu Buche.

trifft diese Überlegung nicht mehr zu. Dann kann sich die externe politisch-rechtliche Datenvorgabe, die eine Resonanz des ökonomischen Systems auf ökologische Problemlagen erzwingt, der Frage nach ihren ökonomischen Auswirkungen wohl nicht mehr entziehen.¹⁴³ Aber was durch die systemtheoretische Formulierung dieser Problematik an zusätzlicher theoretischer Erklärung gewonnen wird, bleibt offen.

8.5.4 Politisches System und Nitrat als Thema

In systemtheoretischer Perspektive ist zunächst einmal von Bedeutung, daß dem politischen System mit Macht als generalisiertem Kommunikationsmedium entgegen den gesellschaftlich verbreiteten Denktraditionen keine Ausnahmestellung als Spitze oder Zentrum und letzter Instanz der Gesellschaft eingeräumt wird. Gerade wegen dieser wird die Politik mit Erwartungen überhäuft, Probleme zu lösen, die anderswo nicht gelöst werden (können). Und sofern die Politik solchen Appellen keine Schranken zieht, reproduziert sie Hoffnungen und Enttäuschungen und lebt davon, daß die Themen, an denen dies geschieht, hinreichend rasch ausgewechselt werden können. Am Einbringen ökologischer Probleme in die Politik wird vollends offensichtlich, daß die Politik viel können müßte und wenig können kann¹⁴⁴ (Luhmann 1986: 169).

Politische Resonanz vermögen ökologische Probleme wiederum nur dann zu erzeugen, wenn sie nach Maßgabe des Codes und der Programme des politischen Systems behandelt und anschlussfähig werden, d.h. das Innehaben bzw. Nichtinnehaben politischer Ämter und der damit verbundenen Macht der Herstellung bindender Entscheidungen und die Intention, mit bestimmten Sachprogrammen an die Regierung zu gelangen bzw. sie zu behalten. Andernfalls werden etwa ökologische Vorstöße

¹⁴³ Die Menschenleben einbeziehende Kosten-Nutzen-Abwägung von Umweltstandards und Verschmutzungsrechten findet bislang noch eher implizit statt, weil hier der Moralkodex der Gesellschaft (noch) in die Ökonomie durchschlägt. Welcher Wert wird einem Menschenleben durch den bestehenden Nitratgrenzwert für Trinkwasser - oder den Strahlengrenzwert für Milch - de facto zugeschrieben, und wie unterscheidet er sich von demjenigen anderer Gesundheits- und Arbeitsplatz-Sicherheitsstandards?

¹⁴⁴ "So setzt das politische System sich selbst der Dauerversuchung aus, es mit einer anderen Regierung, einer anderen Partei, eventuell mit einer Änderung der Verfassung zu versuchen." (Luhmann 1986: 169)

gar nicht als Politik erkennbar, sondern als etwas anderes wahrgenommen, z.B. als Kriminalität, jugendliche Unreife, modische oder akademische Merkwürdigkeit. "Politische Resonanz kommt vor allem dadurch zustande, daß die 'öffentliche Meinung' als der eigentliche Souverän differentielle Chancen der Wiederwahl suggeriert", was auch die Nutzung bzw. das Verbergen von (Umwelt-)Skandalen einschließt. Daneben ist die thematische Beeinflussung der Politik durch Personalselektion nicht zu vernachlässigen (Luhmann 1986: 175 f.).

Allerdings gibt es im Gegensatz zu bestehenden rechtlichen, wirtschaftlichen oder wissenschaftlichen Beschränkungen kaum politikstrukturelle Gründe, die gegen die Verbreitung von Kommunikation über ökologische Themen im politischen System sprechen. "Das System ermöglicht und begünstigt loose talk" (Luhmann 1986: 225), gerade weil Politik auf die Effektivität von Illusionen setzt und die Folgen der durch sie generierten Erwartungen und Entscheidungen im allgemeinen von anderen Funktionssystemen zu tragen sind¹⁴⁵, deren Rückwirkungen auf die Politik, vor allem über Wahlen, bestimmten politischen Programmen nur begrenzt und lediglich nach den Spielregeln der Politik selbst zugerechnet werden. Zugleich ist über die Differenz von Symbolpolitik und substantieller Politik ein gewisser Schutzfilter eingebaut, so daß (radikale) ökologische Kommunikation auf symbolpolitischer Ebene nicht allzu unvermittelt auf die Regelkreise anderer sozialer Funktionssysteme durchschlägt.

Der direkte Einsatz politischer Macht, abgesichert durch physischen Zwang, ist für die Regulierung ökologischer Probleme nahezu unbrauchbar. Statt dessen sieht sich eine universell kompetente und nicht thematisch beschränkte Politik auf im wesentlichen zwei Mittel beschränkt, die eine Übersetzung von Macht in die Kommunikationsmedien anderer Funktionssysteme erfordert: Recht und Geld. Die Politik kann Recht setzen unter der Bedingung der Einfügbarkeit in die Rechtsordnung, und sie kann Geld ausgeben unter der Bedingung, daß die dadurch entstehende Zahlungsunfähigkeit abgewälzt werden kann. Der Einsatz von politischer Macht, um neues Recht durchzusetzen oder sich ohne Gegenleistung Geld zu beschaffen, ist aber darauf angewiesen, daß Rechtssystem und Wirtschaftssystem

¹⁴⁵ "Nichts hindert den Politiker, man liest es in den Zeitungen, eine ökologische Anpassung der Wirtschaft zu fordern, in Aussicht zu stellen, zu versprechen; er ist ja nicht gehalten, wirtschaftlich zu denken und zu handeln, operiert also gar nicht innerhalb desjenigen Systems, das seine Forderung letztlich scheitern lassen wird." (Luhmann 1986: 225)

funktionsfähig bleiben (Luhmann 1986: 178).¹⁴⁶ Weitere Beschränkungen für politische Resonanz auf Umweltprobleme resultieren in räumlicher Hinsicht aus der territorialstaatlichen Begrenzung politischer Macht, die gerade bei grenzüberschreitenden Umweltbelastungen oder der Produktionsverlagerung in Länder mit weniger harten Umweltauflagen zum Tragen kommt, und in zeitlicher Hinsicht aus der Kurzfristigkeit von Wahlperioden einerseits und den Verzögerungen bei der Revision als obsolet erkannter Regelungen in einer auf Kooperation und Konsensfindung angewiesenen Politik.¹⁴⁷ Die langwierige Implementation umweltpolitischer Entscheidungen in die Alltagspraxis der Regulierungsadressaten muß jedenfalls genügend (bürokratische) Eigendynamik entwickeln, um ohne andauernde politische Resonanz nicht zu versanden.

Wieso hat das politische System nun überhaupt Resonanz auf das Nitratproblem aufgezeigt? Wo lassen sich damit Wählerstimmen gewinnen? Wo ist ein Machtzuwachs in diesem Kontext zu verzeichnen? Offensichtlich lassen sich die vorausgehenden Überlegungen nicht ohne weiteres auf die Evolution der Nitratpolitik übertragen. Zum einen sind sie zu undifferenziert, um den sehr unterschiedlichen Programmen und Beurteilungskriterien der Politik in verschiedenen Politikbereichen, speziell der Agrar- und der Gewässerschutzpolitik, Rechnung zu tragen. Bereits *innerhalb* einer Regierung und noch deutlicher zwischen Bundes- und Länderregierungen, und dies teils mehr als zwischen Regierung und Opposition, sind die Interessenlagen von beiden Politiken vis-à-vis dem Nitratproblem sehr unterschiedlich (vgl. Abschnitt 6.5), wie sich z.B. an den Verlautbarungen von LWA und Agrarministerkonferenz zur ordnungsgemäßen Landwirtschaft aufzeigen läßt. Zweifellos lassen sich auch diese Differenzen als Konkurrenz unterschiedlicher Politikprogramme um Macht und Durchsetzung

¹⁴⁶ "Jede Benutzung von Recht oder Geld als Instrumente von Politik stößt auf diese Schranken, wenngleich schwer und zumeist nur im Rückblick zu erkennen ist, wo sie überschritten werden. Der politische Gebrauch von Recht oder Geld kann, weil er Macht einsetzen und mit Zwang drohen kann, diese Schranken durchbrechen, und dafür, daß dies geschieht, gibt es Beispiele genug. Langfristig gesehen geht das jedoch auf Kosten der Instrumentierung der Politik selbst, und gerade Umweltpolitik wird eine langfristige Perspektive erfordern." (Luhmann 1986: 178 f.)

¹⁴⁷ Entsprechend groß ist gerade bei Umweltproblemen die Diskrepanz zwischen Lippenbekenntnissen für rasches Handeln und faktischem Abwarten, ob die Probleme wirklich so dringlich werden, daß politisches Handeln unabweisbar wird und damit ohne Aussicht auf Verlust von Wählerstimmen bleibt, oder ob sie wieder von der politischen Tagesordnung verschwinden.

rekonstruieren. Zum zweiten haben sich Teile der politischen Verwaltung bereits vor Beginn der öffentlichen Diskussion mit dem Nitratproblem befaßt. Allerdings hängt die verstärkte Aufmerksamkeit der Verwaltung seit ca. 1982 sicher mit der öffentlichen Nitratdebatte und den antizipierten Folgewirkungen der Grenzwerttherabsetzung zusammen. Zum dritten konnten regierende Parteien - sei es auf Bundes-, Landes- oder kommunaler Ebene - selten Meriten durch das Aufgreifen des Nitratproblems gewinnen. Dementsprechend wurde es örtlich auch eher von der (grünen) Opposition dramatisiert; aber GVO und Wasserpfennig sind jeweils von Regierungsseite durchgesetzt worden.¹⁴⁸ Hier waren machtpolitische Kalküle zumindest mit hohen Unsicherheitsfaktoren behaftet. Und viertens spielten, von den GRÜNEN abgesehen, parteipolitische Differenzen in der Nitratdebatte und -politik eine zweitrangige Rolle, so daß deren Wahlwirksamkeit nicht gegeben war.

Eher lassen sich die typischen Rücksichtnahmen auf das politisch Machbare im Zuge der Präzisierung und Umsetzung nitratpolitischer Regulierungen beobachten wie der Wegfall von Sanktionen für N_{\min} -Gehalte über 90 kg/ha bei der SchALVO oder großzügige Ausnahmeregelungen bei Gülleverordnung und Gülleerlaß. Da die Abschätzung der Auswirkung bestimmter Maßnahmen bzw. von deren Unterlassung auf Wählerstimmen stets mit vielen Unwägbarkeiten behaftet sind, kommt es nur auf die subjektive Einschätzung der Parteien etc. an und nicht auf tatsächliche Effekte. Es zählt nicht, ob GVO oder Wasserpfennig die SPD in Nordrhein-Westfalen bzw. die CDU in Baden-Württemberg Bauernstimmen kosten, die nicht durch anderweitige Wählergewinne kompensiert werden können, sondern ob die Parteien diesbezügliche Befürchtungen haben.

Zweifellos wird auch mit der Skandalisierung von Nitrat-Grenzwertüberschreitungen Politik zu machen versucht (vgl. Brüggemann et al. 1986, Bruckmeier 1987d, Hünermann 1987b), aber die Resonanz des politischen Systems auf das Nitratthema hält sich über primär symbolpolitische Aktivitäten einerseits und die vorgezeichnete bürokratische Problemkleinarbeit andererseits doch in Grenzen: Nitrat als ein Schadstoff unter vielen, und vielleicht nicht einmal das. Nitrat wird als politisches Thema zwar vom politischen System seinem Code und seinen Programmen gemäß aufgegriffen und spielt in der Agrarumweltpolitik

¹⁴⁸ In Nordrhein-Westfalen in relativer Übereinstimmung mit der Opposition, in Baden-Württemberg gegen deren Widerstand.

und der Gewässerschutzpolitik eine nicht unbedeutende Rolle, aber eine eigene Nitratpolitik gibt es nicht. Über Umweltschutz und Umweltpolitik mögen sich politische Parteien in ihren Programmen bei Wahlen und auch in der Regierungspraxis zunehmend und über bloße Umweltrhetorik hinaus profilieren, aber wohl sicher nicht speziell mit Nitrat. Das Nitratproblem wäre somit auch dann immer nur beispielhaft für die (begrenzte) Resonanz des politischen Systems auf Umweltprobleme allgemein zu sehen, so daß die Aussagen Luhmanns zum Umgang der Politik mit ökologischen Problemlagen wenig Erhellendes zum Verständnis der Nitratpolitik beitragen.

8.5.5 Öffentlichkeit und Umweltverbände

Die auf ihre Eigenfrequenzen begrenzte Resonanz der sozialen Funktionssysteme auf ökologische Problemlagen wirft die Frage nach den Möglichkeiten und Chancen von einer auf gesamtgesellschaftlicher Ebene angemessenen Reaktion auf, die eben nicht Umweltprobleme nur im Rahmen von Wissens-, Macht- oder Gelderwerb aufgreift, sondern sich auf die Systemrationalität des Gesellschaftssystems bezieht. Daß die Bestimmbarkeit gesamtgesellschaftlicher Rationalität eine fragwürdige Angelegenheit geworden ist und eine Umweltpolitik in dieser Hinsicht keinen Notanker darstellt, sondern allenfalls zur Vorsicht im Umgang mit Moral anzuhalten hätte (Luhmann 1986: 265), macht diese Frage noch nicht obsolet. Ökologische Rationalität wäre erreichbar, "wenn die Gesellschaft die Rückwirkungen ihrer Auswirkungen auf die Umwelt auf sich selbst in Rechnung stellen könnte" (Luhmann 1986: 247).¹⁴⁹ Gegenüber dieser Form gesellschaftlicher, allerdings wissenschaftsbasierter Selbstbeobachtung und Selbstbeschreibung des Gesellschaftssystems stellt Angstkommunikation eine zwar handlungsnah aber realitätsferne Alternative dar, die gesellschaftliche Interdependenzen und Wirkungsvermittlungen weitgehend ausblendet, aber ein funktionales Äquivalent für Sinnggebung darstellt und Moral in der ökologischen Diskussion wieder hoffähig macht, weil in funktional differenzierten Gesellschaften normative Sinnggebung infolge nicht mehr gewinnbaren Konsensus fehlt (Luhmann 1986).

¹⁴⁹ "Für jedes Funktionssystem der Gesellschaft wäre dieses Prinzip mit entsprechender Systemreferenz zu reformulieren, wobei zu beachten wäre, daß es keine Aggregation solcher Systemrationalitäten zu einer gesamtgesellschaftlichen Rationalität geben kann, weil jedes Funktionssystem nur die Eigenrationalität kalkuliert und die Gesellschaft im übrigen als Umwelt behandelt." (Luhmann 1986: 247)

Ökologischer Protest und neue soziale Bewegungen (vgl. Brand 1985, Japp 1989, Rolke 1987, Roth/Rucht 1987) stellen die Frage nach gesamtgesellschaftlicher und ökologischer Rationalität und angemessener gesellschaftlicher Behandlung ökologischer Problemlagen, gerade weil sie sich als Protest gegen funktionale Differenzierung und ihre Effekte interpretieren lassen. Damit wird zumindest die Frage nach der Systemrationalität von Gesellschaft wieder in die ökologische Kommunikation eingebracht, auch wenn soziale Bewegungen und ökologischer Protest sich auf zu wenig Theorie stützen können, um der gesellschaftlichen Situation angemessene und Perspektiven bietende Antworten geben zu können. Infolgedessen herrschen issue-spezifische Verhinderungsaktionen, die nur Symbole für eine als allgemein wahrgenommene Bedrohung kollektiver Lebenschancen darstellen (Beck 1986), moralisch aufgeladene Angstrhetorik, divergente Ansichten über die Ursachen und Lösungen von Umweltproblemen¹⁵⁰ und fehlende, an soziale Funktionssysteme angeschlossene Durchsetzungsfähigkeit ihrer Anliegen¹⁵¹ vor.

Insofern das politische System keine starken programmatischen Filter gegen ökologische Themen aufgrund seiner Eigenregulative besitzt und politische Resonanz über die öffentliche Meinung erzeugt werden kann, ist es nur konsequent, wenn Umweltschutzgruppen über diesen Weg und dieses Funktionssystem ökologische Kommunikation und Entscheidungen zu etablieren und zu beeinflussen suchen. Empirisch gesehen vollzog sich umweltpolitische Beteiligung in der BRD in den 70er und 80er Jahren nur eingeschränkt über etablierte Umweltverbände und stärker über soziale Bewegungen und lokale Bürgerinitiativen, auch wenn die Bedeutung der "Bewegung" zurückgeht und insbesondere der BUND sowie auch Greenpeace als Umweltverbände an Gewicht in Umweltdiskussion und -politik ge-

¹⁵⁰ Je weiter sich diese von ökologischen Leerformeln und spezifischen Einzelanliegen - gegen die Säuberung von ölverklebten Seevögeln hat ernstlich kein Umweltschützer etwas einzuwenden - entfernen und sich auf Fragen gesellschaftlicher Bedürfnisse, ökonomischer Kosten-Nutzen-Verteilungsnormen, angemessener Sozial- und Wirtschaftsstruktur und politisch-ökonomischer Entscheidungsstrukturen beziehen, umso mehr schlagen die Differenzen unterschiedlicher (Grund-) Positionen zur gesellschaftlichen Bewältigung ökologischer Problemlagen durch, die weder Ökologie als Wissenschaft noch Umweltethik noch Gesellschaftskritik aufzulösen vermögen. Vgl. hierzu detaillierter am Beispiel der Energiedebatte Kitschelt 1984.

¹⁵¹ Diese wird dann vielfach - dies ist symptomatisch - von der Politik umso mehr gefordert, worin schon das schlechte Verständnis des politischen Systems als gesellschaftliches Entscheidungszentrum zum Ausdruck kommt.

winnen.¹⁵² Andere überregionale Verbände wie der DNR haben deutlich Schwierigkeiten, die heterogenen Interessen ihrer Mitglieder unter einen Hut zu bringen oder das Autonomiebestreben lokaler Initiativen mit Kontinuität und organisatorischer Verankerung des Dachverbandes wie des bis Anfang der 80er Jahren bedeutsamen BBU in Einklang zu bringen. Von den drei modellhaften Mustern umweltverbandlichen Handelns verspricht das erste der Propagierung eines abstrakten Umweltschutzgedankens bei Verzicht auf Konkretisierung breite Zustimmung und wenig Wirkung, das zweite einer Parzellierung und darauf bezogenen Begrenzung von Umweltschutzanliegen lokale, an Einzelproblemen orientierte (unpolitische) Erfolge¹⁵³ und das dritte einer Konkretisierung von Umweltbelastungen und -schwächen im Hinblick auf Verursacher und gesellschaftsstrukturelle und institutionelle Bedingungen Interessenkonflikte, Auseinandersetzungen und günstigenfalls weitergehende umweltschützerische Erfolge. Im letzten Fall wird nicht an die Politik appelliert, sondern Politik mitzugestalten versucht. Allerdings überfordert dies leicht die Aktionsfähigkeit und Konsensbasis von Umweltverbänden, besonders solchen, die nicht nur Umweltschutzinteressen vertreten. Von daher ist das zweite Verhaltensmuster von Umweltverbänden denn auch das zumindest in der BRD dominierende. Umweltverbände agieren vor allem im Grenzbereich von politischer und lebensweltlicher Kommunikation als Sprachrohr von Ökologiebewegung und Umweltprotest und als Mittler und Übersetzer zwischen (Umwelt-)Politik und sozialer Irritation, und insofern mit wechselnden Systemreferenzen. Daß sie ökologischen Protest nicht nur in eine politische Resonanz erzeugende öffentliche Meinung umzusetzen, sondern auch auf die Entscheidungsprämissen von politischen Programmen, Organisationsformen, Stellenbesetzungen und Einzelentscheidungen Einfluß zu nehmen versuchen, verdeutlicht, daß sie sich keineswegs auf Protest und Angstkommunikation beschränken, sondern auch um die code- und programmkonforme Berücksichtigung und Bewältigung von Umweltschutzanliegen bemüht sind, auch wenn sie die Auswirkungen der von ihnen propagierten umweltpolitischen Maßnahmen auf andere Bereiche und soziale Funktionssysteme häufig nur unzureichend in Rechnung stellen mögen. Spätestens dann also, wenn man den Umgang mit ökologischen Problemlagen nicht auf systemspezifische Formen von Kommunikation, sondern auf handelnde und kommunizierende Akteure bezieht, tendiert die von Luhmann vorgenommene Zu-

¹⁵² Vgl. hierzu und zum folgenden Leonhard 1986.

¹⁵³ "Man betreibt Vogelschutz, womöglich sogar artenspezifisch, richtet ein Biotop ein oder säubert ein Stück Natur von Abfall." (Leonhard 1986: 304)

ordnung sozialer Bewegungen und systemspezifischer Angstkommunikation in ihrer Eindeutigkeit brüchig zu werden. Soziale Akteure sind zumindest in der Lage, ihre Kommunikationsformen zu wechseln, was sich gerade an Umweltbewegung und Umweltverbänden demonstrieren läßt.

Was nun Nitratdebatte und -politik angeht, so haben die Ausführungen in den Kapiteln 5, 6, 7 und 8.1 bis 8.3 aufgezeigt, daß Umweltverbände in diesem Fall keine zentrale Rolle gespielt haben. Sofern sie sich des Nitratproblems angenommen haben, wie dies des öfteren durch lokale Initiativen geschah, klinkten sie sich im allgemeinen in eine bereits laufende Diskussion ein und nutzten die Vorgaben der EG-Trinkwasser-Richtlinie, um deren Nicht-einhaltung zu monieren. Sie trugen über den "Umweg" einer Verstärkung der öffentlichen Diskussion (vgl. z.B. den Beitrag über Nitratwerte in öko-päd 1/87) dazu bei, das Nitratthema auf der umweltpolitischen Tagesordnung zu halten, wobei sie zweifellos Angst vor Gesundheitsschädigungen durch nitratbelastetes Trinkwasser und Moral im Sinne der Verwerflichkeit und Unvertretbarkeit von Grundwasserbelastungen als Mobilisierungsmomente zu nutzen suchten. Umweltverbände plädierten, auch im Namen einer gesellschaftsbezogenen Systemrationalität, eindeutig für die Priorität präventiver Problemlösungen, wobei sie auch deren agrarsoziale Folgewirkungen ansprachen. Eine umfassende Abwägung möglicher Folgewirkungen bestimmter Problemlösungen auf die sozialen Funktionssysteme und den Umweltschutz findet sich bei den Umweltverbänden ebensowenig wie bei den übrigen nitratpolitischen Akteuren. Beim Nitratproblem erscheint dies nicht weiter gravierend, weil es überwiegend ohne bzw. mit nur geringen Zusatzkosten und ohne schwerwiegende organisatorische Umstellungen grundsätzlich lösbar scheint, so daß die diskutierten und praktizierten Lösungsmodelle im allgemeinen nur mit begrenzten Folgewirkungen behaftet sind.¹⁵⁴ Im Hinblick auf substantiell relevantes Umwelthandeln dominierten in bezug auf das Nitratproblem eindeutig die Eigenregulative der analysierten sozialen Funktionssysteme, während systemunspezifischer Protest vorrangig auf der Ebene von Symbolpolitik verarbeitet wurde. Insgesamt ist somit die Frage nach dem Einfluß von Umweltverbänden in der Nitratpolitik eher skeptisch zu beantworten, wie auch die von uns durchgeführten lokalen Fallstudien bestätigen (vgl. Kapitel 7).

¹⁵⁴ Selbst Wasserfernversorgung und Wasseraufbereitung erscheinen für das ökonomische und politische System als tragbar. Ob sie auch ökologisch vertretbare Problemlösungen darstellen, ist auf der Ebene sozialer Funktionssysteme und von Systemrationalität nicht ganz leicht entscheidbar.

8.5.6 Kritische Evaluation

Nach dieser eher deskriptiven Einschätzung, wie zutreffend Luhmanns systemtheoretisches Raisonement den Umgang sozialer Funktionssysteme mit dem Nitratproblem wiedergibt, geht es abschließend um einige zusammenfassende Schlußfolgerung über die Verwendbarkeit von Luhmanns Systemtheorie für das Verhältnis Gesellschaft - Umwelt/Natur.

Zunächst ist es interessant festzuhalten, daß Luhmanns Vorstellungen vom Umgang sozialer Funktionssysteme mit ökologischen Problemlagen beim Nitratproblem dort am wenigsten zutreffen, wo diese Untersuchung ihren Fokus hat, nämlich in der Politik und in bezug auf die Rolle von Öffentlichkeit und Umweltverbänden. Ein wesentlicher Grund hierfür liegt in der zu einfachen Sicht Luhmanns der zentralen Funktionsmechanismen des politischen Systems. Diese lassen sich gerade nicht auf den binären Code Regierung/Opposition reduzieren, wonach Politik sich primär an den komplexen Interessen der Wähler orientiert. "Die Fixierung auf den Regierungs-Oppositions-Code (...) unterschätzt die Varietät der Interaktionslogiken oder Konfliktregelungs-Mechanismen des politischen Systems." (Scharpf 1988: 68) Insbesondere trifft eine solche Definition der Politik als Nullsummenspiel "nicht die vielen Varianten von konkordant, korporatistisch oder föderal verflochtenen Prozessen der Politikformulierung und Implementation, in denen kooperative und konkurrierende Handlungsmotive zugleich wirksam sind." (Scharpf 1989: 18) Luhmanns theoretischer Verzicht auf das Konstrukt handlungsfähiger Akteure und eine Beschränkung auf autopoietische, sich selbst durch Kommunikation reproduzierende Funktionssysteme wird durch den Nachweis in Frage gestellt, "daß die wechselbezügliche Interaktion zwischen strategisch handelnden Akteuren keineswegs im unkalkulierbaren infiniten Regreß endet, sondern allseits antizipierbare Lösungen hervorbringt" (Scharpf 1989: 15).¹⁵⁵ Luhmanns simplizistische Auffassung des politischen Systems wird gerade bei Thematisierung und Behandlung ökologischer Problemlagen fragwürdig, wie auch das Beispiel des Nitratproblems illustriert, und sie verleitet auch zu einer eingeengten Funktionsbestimmung von Umweltverbänden, die gerade nicht in das Bild von Gesellschaft als eines Sets selbstreferentieller Funktionssysteme passen.

¹⁵⁵ Typischerweise sind ja auch nicht die Funktionssysteme selbst, sondern die darin handelnden Akteure Adressaten der Politik.

Während die bisherigen Ausführungen den begrenzten Nutzen der systemtheoretischen Interpretation des gesellschaftlichen Umgangs mit dem Nitratproblem konstatieren, setzt die mehr methodologisch orientierte Kritik von Luhmanns Theorievorstellung grundsätzlicher an (vgl. Bruckmeier 1988c, Haferkamp/Schmid 1987). Sie moniert, daß die historische Dimension weitgehend fehlt, die sozialwissenschaftliche Erklärung erst ermöglicht, daß sich Luhmanns Theorie de facto jeglichen Erklärungsanspruchs begibt und ihre Faszination nur durch assoziative Deskription gewinnt und daß auf der Basis einer bloßen Heuristik sozialer Funktionssysteme im wesentlichen nur eine systemtheoretische Reformulierung empirisch plausibler Allgemeinplätze zu erwarten ist. Infolge ihres latent tautologischen Charakters lassen sich aus Luhmanns Theoriegebäude keine empirisch-operationalen Hypothesen ableiten; vielmehr treffen seine Überlegungen immer zu, sagen aber substantiell fast nichts aus. Schon durch die theoretische Reduktion von Politik auf Kommunikation kann diese als Handeln gar nicht mehr erscheinen. Schließlich vermag Luhmann die beiden sich zunehmend in den Vordergrund des gesellschaftlichen Diskurses schiebenden widersprüchlichen kulturellen Tendenzen von Kontingenzerhöhung und Fundamentalisierung (vgl. van den Daele 1988), die unterschiedliche Naturauffassungen, Moralkonzepte und Wissensformen repräsentieren, zwar zu benennen, nicht aber soziologisch bzw. sozialhistorisch zu erklären.¹⁵⁶

Insgesamt läßt sich festhalten, daß die Luhmann'sche Theorie uns zwar für den Eigensinn und die Borniertheit funktionspezifischer Kommunikationsprozesse sensibilisieren kann, sie jedoch infolge ihrer Abstraktheit und Beliebigkeit keinen adäquaten Zugang zum Verhältnis von Natur und Gesellschaft und insbesondere zur Ökologieproblematik vermittelt. Allerdings ist ein entsprechender

¹⁵⁶ "Kontingenzerhöhung ist der Kern der kulturellen Rationalisierung und 'Entzauberung', die Max Weber als das Wesen der Moderne beschrieben hat. Auf der Ebene der Sozialstruktur entspricht ihr die Differenzierung der Gesellschaft zu verselbständigten Teilbereichen (Wirtschaft, Wissenschaft, spezialisierte Berufe usw.), die sich in relativer Eigenständigkeit voneinander entwickeln. Zusammen mit der normativen Verankerung innovativer Freiheitsräume durch den modernen Verfassungsstaat sichert diese Struktur, daß ständig soziale Träger konstituiert werden, die Motive und Mittel haben, den Prozeß der Kontingenzerhöhung weiter zu treiben. Ein Ende ist nicht abzusehen.

Die gegenläufige Tendenz der 'Fundamentalisierung' stellt dem Ressourcenkonzept von Natur einen remoralisierenden Naturbegriff entgegen, erneuert gegenüber der Moral der Freiheit absolute, gleichsam mit Tabucharakter versehene moralische Forderungen und wertet nicht-objektivierende Erkenntnisweisen als Mittel des Weltzugangs auf." (van den Daele 1988: 4)

Theoriezugang bislang noch nirgends in Sicht, auch wenn sich Kultur- und Humanökologie (vgl. Glaeser 1989) und Umweltökonomie (vgl. Hampicke 1989, Maier-Rigaud 1988) darum bemühen.

9. Nitrat und die Perspektiven einer Agrarumweltpolitik

Nachdem im vorangehenden Kapitel die Untersuchungsergebnisse politikanalytisch interpretiert wurden, wird im abschließenden Kapitel 9 versucht, einige Lehren für die Entwicklung von Agrarumweltpolitik aus der Analyse der Nitratpolitik zu ziehen. Zu diesem Zweck wird zuerst ein Resümee der bisherigen Entwicklung der Nitratpolitik gezogen, einschließlich einiger nitratbezogener Politikempfehlungen (Abschnitt 9.1). Darauf aufbauende Überlegungen zu einer Ökologisierung der Agrarpolitik verlangen vorderhand eine Abklärung des Ökologisierungsbegriffs und eine Einschätzung der Generalisierbarkeit der Erkenntnisse über die Nitratpolitik (Abschnitt 9.2) sowie die Bezugnahme auf die agrarpolitische Reformdiskussion (Abschnitt 9.3). Auf dieser Grundlage lassen sich dann Perspektiven einer Agrarumweltpolitik respektive einer Ökologisierung der Agrarpolitik aufzeigen (Abschnitt 9.4). Anschließend wird ein weiterreichendes Teilkonzept für eine Agrarumweltpolitik auf einer relativ konkreten Ebene vorgestellt (Abschnitt 9.5). Mit der Einbettung der Nitratdebatte in die allgemeine Ökologie- und Industrialismuskritik wird abschließend der Bezug zu übergreifenden gesamtgesellschaftlichen Diskussionslinien hergestellt und eine mehr soziologische Reflexionsebene berührt (Abschnitt 9.6). Wenige zusammenfassende Schlußfolgerungen runden den letzten Abschnitt (9.7) ab.

9.1 Resümee

Nachdem in den Abschnitten 6.6 und 6.7 bereits wesentliche Merkmale der bundesdeutschen Nitratpolitik aus der Sicht der Politikanalyse zusammengestellt wurden, sollen nunmehr unter Berücksichtigung der Entwicklungstendenzen der beiden letzten Jahre die substantiellen Ergebnisse dieser Untersuchung von Nitratdiskussion und -politik noch einmal insbesondere in bezug auf ihre Entwicklungsdynamik pointiert werden.

Als zentrale Determinanten der Nitratpolitik sind zu nennen:

1. eine Agrarpolitik und eine Entwicklung der Landwirtschaft, die durch Intensivtierhaltung, hohe Düngungsgaben und teilweise auch Grünlandumbruch das Nitratproblem wesentlich mitgeneriert haben;
2. eine weitgehende Abschottung der Landwirtschaft vor umweltpolitischen Regulierungen in der Vergangenheit;
3. eine weitgehend separate Gestaltung von Agrarpolitik, Wasserpolitik und Raumordnungspolitik;
4. das Fehlen einer Agrarumweltpolitik und mehr oder minder von nitratbezogenen Politikprogrammen in der Vergangenheit;
5. die Verankerung nitratpolitischer Maßnahmen in unterschiedlichen, wenig koordinierten Politikfeldern;
6. die überwiegend korrektive Orientierung der Umweltpolitik;
7. die faktisch meist divergierenden Interessenlagen von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft;
8. der Nitratgrenzwert der TV0 aufgrund der legalistischen Politikorientierung in der BRD;
9. die zentrale Rolle der Kostenträgerschaft bei nitratpolitischen Maßnahmen;
10. die Fokussierung auf den Trinkwasserpfad;
11. die zunehmende Politikrelevanz des öffentlichen Umweltbewußtseins auch im Agrarbereich;
12. teilweise lokale Nitratkontroversen.

Eine entscheidende Rolle spielte zweifellos die notwendige Umsetzung der EG-Trinkwasserrichtlinie, bei deren Verabschiedung die agrarumweltpolitische Be-

deutung des Nitratgrenzwertes von den beteiligten Akteuren kaum gesehen worden war.

Die Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik (vgl. Abbildung 7.1) bestand im Kern aus einem Grundmuster, in dem sich Landwirtschaft und Wasserwirtschaft und in ähnlicher, aber teils abgeschwächter Form Landwirtschafts- und Umweltministerien mit relativ polaren Interessenlagen und Positionen gegenüberstanden, während die übrigen Akteure meist eine sekundäre Rolle spielten. Insbesondere der objektiv durchaus tangierte Natur- und Umweltschutz tauchte als relevanter Akteur wenig auf, die These von der politischen Marginalität nicht sanktionsfähiger Allgemeinwohlintereessen bestätigend. Zwischen den Hauptakteuren Landwirtschaft und Wasserwirtschaft deutet sich in letzter Zeit auf lokaler Ebene ein allmählicher Übergang von der Konfrontation zur problemlösungsorientierten Kooperation an, ohne daß diese Veränderung schon als empirisch belegt gelten kann.

In der politischen Wahrnehmung hat es auf mehreren Ebenen Verschiebungen gegeben:

1. Die Nitratauswaschung in der Landwirtschaft und die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers wird zunehmend als ein handlungsrelevantes umweltpolitisches Problem anerkannt (vgl. Bundestagsdrucksachen 11/3083, 11/4293 und 11/5179).
2. Nitratbedingte Problemlagen werden zunehmend breiter sowie als ökologische und nicht mehr rein gesundheitliche angesehen und immer mehr als bloßes Teilelement von Umweltproblemen der Landwirtschaft verstanden.
3. Dazu gehört die Ausweitung der Problemperzeption auf Stickstoffeinträge generell, wenn auch mit der Landwirtschaft als Hauptursache, die sich nicht nur in der Grundwasserbelastung, sondern vor allem auch in der Luftbelastung durch Ammoniakemissionen und in der Eutrophierung von Küstengewässern mit wachsender Bedrohung der Fremdenverkehrsindustrie niederschlagen.
4. Während der Umgang mit dem Nitratproblem für die Administration im Agrarumweltbereich weiterhin im Zentrum ihrer Aktivitäten steht, hat die Frage des

Pflanzenbehandlungsmiteleinsetzes und daraus resultierender Grenzwert-überschreitungen in der agrarumweltpolitischen Diskussion die Nitratfrage ein wenig beseite gedrängt.

Nitrat hat als öffentliches, als politisches, als administratives und als wissenschaftliches Thema zu unterschiedlichen Zeiten auf verschiedene Art und Weise die jeweiligen Agrar-Umwelt-Debatten bzw. anderweitige Diskussionszusammenhänge mitstrukturiert. Die Wechselwirkungen zwischen diesen weitgehend separaten Diskussionsforen blieben jedoch trotz ihrer Zunahme begrenzt. Auf kognitiver Ebene ist ein deutlicher Anstieg des Wissens über die Nitratproblematik zu verzeichnen, wobei ihre Grundstruktur im wesentlichen unverändert gleich gesehen wird. Ein großer Teil des neu gewonnenen Wissens betrifft standortspezifische Untersuchungen, so daß heute räumlich differenzierte Kenntnisse und Darstellungen des Nitratproblems existieren, die es vor wenigen Jahren noch nicht gab.

In den letzten Jahren wird politisch weit intensiver als bis ca. 1985/86 an der Entwicklung und Umsetzung agrarumweltpolitischer Regulierungen gearbeitet, wie die Novelle zum Düngemittelgesetz (gute fachliche Praxis), Düngemittelverordnung, Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung, Umsetzung von § 19 Abs. 4 WHG in den Novellen der Landeswassergesetze, Maßnahmen zur Verwirklichung der Beschlüsse der 2. Nordseeschutzkonferenz, Zunahme der Extensivierungsprogramme und der (anvisierten) Wasserschutzgebietsausweisungen, Erlaß von Gülleverordnungen und ähnliches mehr deutlich machen.

Insgesamt zeichnet sich ein in seinen Grundzügen relativ einheitliches Regulierungsmuster des Nitratproblems in den verschiedenen Bundesländern ab. Auch wenn wasserwirtschaftliche Problemlösungen bislang dominierten, wird in wachsendem Maße auf präventive Problemlösungen in der Landwirtschaft gedrängt, während wassertechnische Lösungen eindeutig nicht favorisiert werden. Diese Problemlösungen laufen auf staatlich subventionierten Güllebehälterbau, Gülleausbringungsverbote im Winter, Düngungsbeschränkungen und Grünlandwirtschaft in Wasserschutzgebieten bei Ausgleichszahlungen durch die Wasserversorgungsunternehmen, vermehrte und bessere Düngungsberatung und Förderung der örtlichen Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft hinaus. Im Konkreten unterscheiden sich die nitratpolitischen Programme der Länder natürlich (vgl.

Anhänge 11.3 und 11.4). Auch die Beziehungsmuster zwischen lokaler und regionaler Ebene differieren trotz ähnlicher Grundformen der Nitratpolitik von Bundesland zu Bundesland durchaus.

Dieses typische Regulierungsmuster der Länder hängt zusammen mit der Verschärfung des Nitratproblems angesichts weiter steigender Nitratkonzentrationen in Grundwässern, dem time lag zwischen landwirtschaftlichen Maßnahmen einerseits und reduzierten Nitratgehalten im Trinkwasser sowie - in bezug auf eine verbesserte Dünge- und Bewirtschaftungspraxis - erfolgreichen Demonstrationsvorhaben andererseits.¹

Aufgrund der bisherigen Erfahrung mit der Nitratpolitik bieten sich für die Agrarumweltpolitik folgenden konkreteren nitratbezogenen Schritte an², die ansatzweise bereits in Angriff genommen werden³:

¹ Bei einer gezielteren Ausnutzung des N-Düngers durch die Pflanze sind sogar geringere Nitratauswaschungsraten bei höheren, in Mehrertrag umgesetzten Düngermengen möglich.

² Es handelt sich um politisch-administrative - und damit primär auf staatliche Organisationen bezogene - Empfehlungen und nicht um sachliche Detailempfehlungen, wie sie sich häufig in entsprechenden Tagungsbänden finden.

³ Mit diesen Empfehlungen wird ausnahmsweise eine direkt normative Position im Rahmen dieser Arbeit eingenommen. Allerdings ist gegenüber einer übermäßigen Konkretisierung sozialwissenschaftlicher Handlungsempfehlungen und damit Festlegung der *Politikdimension* Skepsis angebracht, soll es dabei um mehr als Denkmodelle und -anstöße gehen. Insofern das zur Bewältigung praktischer Probleme benötigte Wissen situationsspezifisch und von geringerer Generalisierbarkeit und Abstraktionshöhe ist, sind hier Erfahrung, Intuition und Geschick des "Praktikers" und die organisationsinterne rechtzeitige Verarbeitung von Informationen in der Alltagspraxis in der Regel jeder wissenschaftlichen Informationssammlung überlegen (Kaufmann 1977: 51). Allzu "praktische" Vorschläge seitens der Sozialwissenschaften können nicht nur irrelevant, sondern auch dysfunktional und kontraproduktiv sein. Man schließt nur allzu leicht von der Realisierbarkeit oder gar Plausibilität praktischer Vorschläge auf ihren funktionalen oder kausalen Wirkungszusammenhang. Da die Sozialwissenschaften nur selten in der Lage sind, Rezeptwissen, also Produkte und Techniken zu vermitteln, die *abgetrennt* von tradierten Theorie- und Interpretationsmustern in soziale Handlungsräume implementierbar wären, müssen sich auf *Politikgestaltung* abzielende Empfehlungen in ihrem Konkretionsanspruch zurückhalten, sofern es um Systematisierungen und Generalisierungen für handlungsrelevante Wirklichkeitsbestimmungen geht, und die Grenzen präventiver Umweltpolitik bedenken (Zimmermann 1985).

1. Die Förderung der Nitratforschung ist insgesamt als ausreichend zu betrachten. Sie sollte fortgeführt und die Bemühungen um bessere Koordination und Abstimmung zwecks Vermeidung von Doppelforschung intensiviert werden. Besonderes Augenmerk sollte auf die weitere Entwicklung besserer, einfacher und billiger Methoden der Nitratbestimmung und des N-Düngerbedarfs (vgl. UBA 1988a), der Fortentwicklung von Verfahren der Gülleausbringung und -aufbereitung, der Untersuchung von Möglichkeiten der Güllekommerzialisierung, auf lokale Untersuchungen der Denitrifikationskapazität des Untergrunds und der Dynamik der Nitratauswaschung ins Grundwasser und auf Begleituntersuchungen bei der Umsetzung bestimmter nitratpolitischer Programme und Maßnahmen gerichtet werden.

Begründung: Ein weiterer Ausbau der Nitratforschung erscheint angesichts insgesamt begrenzter Fördermittel und anderen dringenden umweltpolitischen Forschungsbedarfs nicht angebracht, zumal Forschungsvorhaben dabei leicht Alibicharakter für das Ausbleiben realer Problemlösungen annehmen können. War in der Vergangenheit ein gewisser unkoordinierter Wildwuchs in der Nitratforschung trotz dadurch auftretender Mehrfachuntersuchungen forschungsstrategisch zu rechtfertigen, so ist eine mäßige Abstimmung von Forschungsvorhaben angebracht, wie dies inzwischen auch bereits häufiger geschieht. Die genannten praxisorientierten Forschungsschwerpunkte benennen meines Erachtens diejenigen Punkte, bei denen Forschung und Entwicklung derzeit potentiell am stärksten zu verbesserten Lösungen des Nitratproblems beitragen können.

2. Die landwirtschaftliche Officialberatung sollte - entgegen den Entwicklungstendenzen der letzten Dekade (vgl. Bruckmeier 1987e) - personell und finanziell besser ausgestattet werden, um Umweltberatung⁴ als zusätzliche Aufgabe ernsthaft wahrnehmen und integrieren zu können. Zugleich sind Begleituntersuchungen zur besseren Gestaltung und Evaluation der Beratung zu verstärken.⁵

Begründung: Die Agrarumweltpolitik sollte nicht primär inhaltlich in die begrenzt ausdifferenzierte Beratung intervenieren als vielmehr die Voraus-

⁴ Damit wird nicht einer separaten Umweltberatung des Wort geredet. Sie sollte vielmehr stets integraler Bestandteil der landwirtschaftlichen (Düngungs-) Beratung sein.

⁵ Zur Verbesserung der Umweltberatung in der Landwirtschaft selbst siehe Bruckmeier 1987e.

setzungen für eine schlagkräftige Beratung verbessern. Da über die Wirksamkeit der Officialberatung, zumal der Umweltberatung, so gut wie keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen, sind begleitende Evaluationsstudien trotz damit möglicherweise verbundener kontraproduktiver Effekte (die Beratung hat allenfalls ein ambivalentes Interesse an der Aufdeckung ihrer Wirksamkeit) wünschenswert. Sie könnten insbesondere über die Optimierung von Beratungsgestaltung, die Auswahl von Lernkontexten, die Vorteilhaftigkeit bestimmter Beratungsformen (z.B. vermehrte gesamtbetriebliche Einzelberatung) und die Grenzen der Beratung Aussagen erbringen. Diese Maßnahmen sind nicht in erster Linie als nitratspezifische anzusetzen.

3. Den Landwirten sollte die - zumindest vorübergehend kostenlose - Bereitstellung von standortspezifischen düngungsrelevanten Informationen und diesbezügliche Beratung vermehrt angeboten werden wie etwa schlagspezifische N_{min} -Untersuchungen.

Begründung: Die auf freiwillige Nutzung abzielende Bereitstellung kostenloser, direkt in der landwirtschaftlichen Praxis verwendbarer Informationen könnte einen Beitrag zum Abbau ökonomischer Überdüngung vor allem bei interessierten und lernwilligen Landwirten leisten. Ein Hauptproblem dieser Empfehlung liegt in der Finanzierungsfrage. Durch Konzentration auf auswaschungsgefährdete Gebiete und die Beteiligung betroffener Wasserversorgungsunternehmen im Rahmen lokaler Kooperationsvereinbarungen erscheint eine Finanzierung jedoch möglich.

4. Im Rahmen einer verstärkten Förderung des ökologischen Landbaus sind dessen Probleme und Lösungsmöglichkeiten hinsichtlich der Nitratauswaschung gezielt zu untersuchen.⁶

Begründung: Insofern der ökologische Landbau oder ihm nahekommende Anbauweisen eine nicht zu unterschätzende längerfristige Option für eine umweltverträgliche Landwirtschaft darstellen, sollten Lösungswege für das auch hier vorhandene Nitratproblem rechtzeitig gründlich untersucht werden.⁷

⁶ Damit wird nicht gegen eine weitere Verbreitung des integrierten Landbaus Stellung bezogen (vgl. Conrad 1988i, 1989a).

⁷ Auch von Vertretern des ökologischen Landbaus wird inzwischen eingeräumt, daß das Risiko der Nitratauswaschung nicht qua Bewirtschaftungsweise ohne weiteres vermeidbar ist.

5. Wasserschutz- und Wasservorranggebiete (möglich nach den Landesentwicklungs- und Raumordnungsprogrammen der Länder) sind konsequenter als in der Vergangenheit auszuweisen; die Bewirtschaftungsauflagen müssen im Interesse eines wirksamen Gewässerschutzes hinreichend streng und kontrollierbar sein, und die Überwachung ist ebenfalls vorzunehmen, womit auch Naturschutzverbände und ähnliche private Vereinigungen beauftragt werden können. Die Ausweisungsverfahren sind vorrangig zu betreiben und die Verfahrensbestimmungen gegebenenfalls zu effektivieren. Für die Landwirtschaft sind Ausgleichszahlungen nach § 19 Abs. 4 WHG in den entsprechenden Verordnungen alsbald vorzusehen, wobei das baden-württembergische Modell des Wasserpfennigs Pate stehen könnte. Zugleich sind Bußgelder für den Fall der klaren Verletzung der Bestimmungen der Wasserschutzgebietsverordnung vorzusehen. Die Praktikabilität des auf 45/90 kg N_{min} basierenden Grundwasserschutzkonzeptes von Sontheimer/Rohmann (1986) sollte dabei empirisch ermittelt werden.

Begründung: Die schleppende und mit meist zu geringen Düngungsbeschränkungen versehene Ausweisung von Wasserschutzgebieten ist im Interesse des Grundwasserschutzes unverzüglich zu effektivieren. Nach dem Finanzierungsmodell des Wasserpfennigs entfallen zumindest die auf Kostenerwägungen basierenden Hemmschwellen von Schutzgebietsausweisungen. Dabei geht es selbstredend nicht nur um nitratbezogene Bewirtschaftungsauflagen. Insofern das Nitratproblem bisher nicht als flächendeckendes anzusehen ist und § 19 Abs. 1 Nr. 3 WHG die Ausweisungsmöglichkeiten erleichtert, besteht keine Notwendigkeit genereller Düngungserlaubnis nach § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, wie dies im SRU-Gutachten (1985) vorgeschlagen, aber als politisch nicht durchsetzbar und administrativ nicht praktikabel abgelehnt wurde. Bei Verzicht auf flächendeckende Auflagen führt bei Bevorzugung präventiver Lösungen des Nitratproblems wohl kein Weg an dem sauren Apfel aufwendiger Wasserschutzgebiets-Ausweisungsverfahren vorbei, die jedoch im allgemeinen aufgrund einer Vielzahl von Umweltgefährdungen der Trinkwassergewinnung wünschenswert sind. Ohne ausreichende Überwachung strenger Bewirtschaftungsauflagen ist vorerst mit deren Einhaltung nicht zu rechnen. Bezogen auf Nitrat ist zu entscheiden zwischen radikalen Lösungen im Interesse einer einfachen, aber aufgrund damit verbundener höherer Ausgleichszahlungen nicht unbedingt billigeren Kontrolle, wie sie etwa auf Föhr in Schleswig-Holstein praktiziert wurde (Begrenzung auf extensive Gründland-

nutzung) und immer noch pauschalen, aber auch Ackerbau weiterhin zulassen den Lösungen mit Bodengrenzwerten für Nitrat oder dem Ausschluß bestimmter Anbaufrüchte (vgl. W 104-Entwurf des DVGW 1989). Der Vorschlag von Sontheimer/Rohmann (1986) hat den Vorteil, daß er dem Landwirt relativ weitgehende Entscheidungsfreiheit in der Bewirtschaftungsweise läßt und dennoch eine gerade noch praktikable Verwaltungskontrolle zuläßt. Entgegen einer Reihe kritischer theoretischer Einwände bestätigen die Felduntersuchungen von Rohmann (1987a) die Möglichkeit eines Grenzwertes von 45 kg N_{min} ohne gravierende Schwierigkeiten und standortbedingte Ungerechtigkeiten für den einzelnen Landwirt. Dementsprechend ist auch auf Bußgeldern bei Überschreitung des Grenzwertes von 90 kg N_{min} zu insistieren, wenn das Konzept von Sontheimer und Rohmann bestätigt und angewandt werden sollte. Ausgleichszahlungen sind inzwischen nicht nur rechtlich vorgesehen, sondern erscheinen auch aus sozialen und ökologischen Gründen gerechtfertigt (vgl. Conrad 1988b, Hampicke 1987). Ihre rasche Umsetzung setzt allerdings die hinreichende und kontrollierbare Festlegung von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung voraus, wie dies nitratbezogen etwa in der SchALVO versucht wurde. Insofern ist auf die Empfehlung 11 zu verweisen.

6. In Ausnahmefällen ist in Schutzgebieten, z.B. beim Spargelanbau, auch eine kostenpflichtige überbetriebliche Lohndüngung bei privatem Düngungsverbot vorzusehen.

Begründung: Im Falle wiederholter Verstöße gegen Düngungsauflagen oder besonderer Standortgegebenheiten scheint eine grundwasserschonende Düngungspraxis mehr oder weniger nur durch staatlich geregelte Lohndüngung zu sichern zu sein, die auch die Landwirtschaftsämter selbst vornehmen können. Solche Fälle sollten jedoch aus Kosten- und Imagegründen auf wenige Ausnahmen beschränkt bleiben.

7. Auch außerhalb von Wasserschutzgebieten ist die verbindliche Vorschrift einer standortgerechten Nutzung und der Einhaltung eines Bodengrenzwertes von ca. 90 kg N_{min} in den Landeswassergesetzen bzw. darauf basierenden Landesverordnungen zu erwägen. Ihre Einhaltung ist stichprobenartig zu überprüfen und bei Überschreitung mit Bußgeld zu belegen.

Begründung: Nach § 1a und 34 WHG sind umweltgefährdende Gewässerbeeinträchtigungen grundsätzlich zu vermeiden. Ein Bodengrenzwert von 90 kg

N_{\min} im Spätherbst ist abgesehen von speziellen Ausnahmefällen (z.B. Moorböden, Grünlandumbruch) ohne Ertragseinbußen einzuhalten (vgl. die entsprechenden Arbeiten von Rohmann/Sontheimer, Wehrmann/Scharpf und anderen), so daß bei Überschreitungen auch kaum mehr von ordnungsgemäßer Landwirtschaft gesprochen werden kann.

8. Neben der grundsätzlich erforderlichen guten fachlichen Düngungspraxis gemäß der 1989 verabschiedeten Novelle des Düngemittelgesetzes⁸ ist darüber hinaus die gesonderte abfallrechtliche Regulierung der Güllewirtschaft durch Güllerverordnungen⁹ zu befürworten. Die Güllerverordnungen sind jedoch in ihren Normen und ihrer Überwachung zu verbessern (vgl. Teherani-Krönner 1987). Zugleich sind die Förderung und Organisation der Güllespeicherung und des Gülletransports zu optimieren, so daß z.B. kostengünstigere örtliche Gemeinschaftslager und nicht nur, wie in der Vergangenheit, einzelbetriebliche Güllespeicher gefördert werden.

Begründung: Im Gegensatz zur Mineraldüngung handelt es sich bei der Gülleausbringung insbesondere von Gülleüberschußbetrieben primär um Abfallbeseitigung, deren Kosten der betroffene Betrieb möglichst zu externalisieren bestrebt sein wird. Eine Besteuerung von Hofdünger erscheint als wenig praktikabel. Von daher sind rechtliche Regulierungen erforderlich, die einen wirksamen Grundwasserschutz durch ihre zeitlichen und mengenbezogenen Normen, ihre praktische Implementierbarkeit und ihre sanktionsbewehrte Überwachung zu gewährleisten vermögen. Dabei läßt sich aus den bisherigen Fehlern und Schwierigkeiten des Vollzugs der nordrhein-westfälischen Güllerverordnung und des niedersächsischen Gülleerlasses durchaus lernen.¹⁰

⁸ In der derzeit vorbereiteten Novelle der Düngemittelverordnung wird die gute fachliche Praxis vom BMELF spezifiziert, nachdem es ihm gelungen ist, zunächst vorgesehene weiterreichende ökologisch motivierte Regelungen im DüMG zu verhindern.

⁹ Güllereleasse werden - besonders in Ländern mit nur sehr lokalen Problemen - nicht abgelehnt, erscheinen aber als großflächige Regulierungen administrativ ungünstiger (vgl. Teherani-Krönner 1988, 1989a).

¹⁰ Zur weiteren detaillierten Empfehlungen in diesem Bereich siehe Teherani-Krönner 1987.

9. Möglichst EG-weit sollte auf Handelsdünger eine Stickstoffsteuer von ca. 2 DM/kg N und für Viehbesatzdichten über 2 GVE/ha eine Steuer von ca. 200 DM/ha je angefangener GVE/ha erhoben werden.

Begründung: Mit diesen Umweltsteuern würde das Nitratproblem nicht gelöst, aber eine Reihe der besonders problematischen Düngungsspitzen würden gekappt werden, und sei es nur durch die evozierte, psychologisch begründete erhöhte Aufmerksamkeit gegenüber dem Problem der Nitratauswaschung. Umweltschonende Bewirtschaftungsweisen würden in bezug auf das Nitratproblem begünstigt. Die Steuer auf Viehbesatzdichten zielt nicht allein auf das Nitratproblem, umgeht aber zugleich elegant die Schwierigkeiten einer Besteuerung von Hofdünger. Beide Steuern entsprächen einem wohlverstandenen Verursacherprinzip, auch wenn sie - wie die meisten produkt- und sachbezogenen Steuern - keine Einzelfallgerechtigkeit garantieren. Sie unterstellen per se gewisse Umweltrisiken des Nitratreintrags, auch wenn dies im Einzelfall gar nicht zutrifft. Wiederum ist dies kein Spezifikum dieser beiden nitratbezogenen Umweltsteuern. Der Verwaltungsaufwand für ihre Erhebung würde sich in Grenzen halten. Es besteht keine hohe zeitliche Dringlichkeit für die Einführung dieser Steuern, so daß die Klärung strittiger Fragen und Vollzugsprobleme abgewartet werden kann, ohne damit ihrem Aufschub das Wort reden zu wollen. Eine an die Steuern gekoppelte (flächenbezogene) Ausgleichszahlung ist im Gegensatz zu dem SRU-Gutachten in der Empfehlung nicht vorgesehen. Vielmehr könnten die eingehenden Steuermittel für die Kosten der verbesserten Beratung, für die Bezuschussung von wasserwirtschaftlichen oder -technischen Maßnahmen und für die Mitfinanzierung von Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten verwandt werden. Entstehende Einkommensprobleme wären im Rahmen der Agrarsozialpolitik zu lösen (vgl. Abschnitt 9.5). Wettbewerbsverzerrungen sollten bis zu einem gewissen Grad in Kauf genommen werden. Allerdings erscheinen zeitlich befristete (flächenbezogene) Rückerstattungen in Verbindung mit Bemühungen um eine EG-einheitliche Regelung erwägenswert, deren Durchsetzung Jahre in Anspruch nehmen dürfte.

10. Im Gegensatz zu Umweltsteuern sollte eine Quotierung von Stickstoffdünger nicht angestrebt werden.

Begründung: Neben allgemeinen ordnungspolitischen Gründen sprechen zwar weniger Umweltschutzargumente, aber agrar- und wirtschaftspolitische sowie

pragmatische Argumente gegen eine Faktorkontingentierung von Stickstoffdünger. Zu nennen sind die Schwierigkeiten der genauen Festlegung und Verteilung solcher Kontingente sowie der Kontrolle von Umgehungs- und Verschiebungsprozessen, die Einschränkung der Entscheidungsfreiheit des einzelnen Landwirts und die impliziten Auswirkungen auf technischen Fortschritt und Produktivitätszuwachs in der Landwirtschaft.

11. Der Begriff der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung und Landwirtschaft ist zu präzisieren. Damit einher gehen die Festlegung von Regeln umweltschonender Landbewirtschaftung und die Einführung von Betreiberpflichten (vgl. SRU 1985).

Begründung: Die genauere Festlegung von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung (Landwirtschaft) stellt einen Schlüssel für die Realisierbarkeit einer Reihe agrarumweltpolitischer Maßnahmen und Programme dar. Entscheidend wird sein, daß diese Festlegung nicht nur Kriterien der Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenproduktion, sondern auch des Umwelt- und Naturschutzes berücksichtigt, ohne damit jegliche Umweltschädigung ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung per definitionem ausschließen zu wollen. Eine solche Festlegung ist vordringlich und nach dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis, nicht nur innerhalb der BRD, auch möglich. Aufgrund der wechselseitigen Blockierung durch umweltschutz- und agrarbestimmte Definitionsversuche (vgl. Agrarministerkonferenz 1987, LAWA 1989) ist zu erwägen, ob bei Nichteinigung nach einer angemessenen Frist dem BMU unter Hinzuziehung von Agrarwissenschaftlern nicht das Recht auf eine rechtsverbindliche Festlegung des Begriffs der ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung für eine längere Übergangszeit eingeräumt werden sollte.

12. Ein weiterer zentraler Schlüssel ist der Zugang von Umweltbehörden zu Betriebsdaten landwirtschaftlicher Betriebe. Dieses auf die Erfüllung ihrer Aufgaben bezogene Zugriffsrecht ist rechtlich abzusichern und durch die Koppelung von Zuschüssen, verbilligten Krediten und Steuererleichterungen für Landwirte an eine entsprechende Buchführungs- und Offenlegungspflicht zu stärken.

Begründung: Insbesondere beim Vollzug der Gülleverordnung hat sich die Nichtverfügbarkeit von Tierbestandsdaten als wesentliches Hemmnis für die Kontrollierbarkeit der Einhaltung des mengenbezogenen Standards von

3 DE/ha seitens der Vollzugsbehörden erwiesen. Ansonsten dürfte die Datenverfügbarkeit weniger für das Nitratproblem als für andere Umweltprobleme landwirtschaftlicher Betriebe von entscheidender Bedeutung für die Umweltbehörden sein.

13. Parallel zur Einführung verstärkter Gefährdungshaftung im industriellen Bereich ist auf entsprechende Bestimmungen für die Landwirtschaft zu achten. Die Anwendbarkeit von § 22 WHG ist auch für das Nitratproblem bei Vorliegen ausreichender Verdachtsmomente (Anbaufrüchte, Bodenverhältnisse, Hydrogeologie, Nitratgehalte im Grundwasser) abzusichern.

Begründung: Wenn der Landwirtschaft keine umwelt- und gesundheitspolitische Sonderstellung eingeräumt werden soll, dann ist dem Prinzip der Gefährdungshaftung auch hier Geltung zu verschaffen.¹¹ Dann bedarf es aber nicht mehr des genauen Kausalnachweises im Einzelfall, also ob Landwirt X auf dem Feld Y im Zeitraum Z durch sein Düngeverhalten eine Nitratkonzentration C im Grundwasserleiter G verursacht hat, sondern der Landwirt bzw. bei Gemeinschaftshaftung (§ 22 Abs. 1 WHG) die betroffenen Landwirte haben bei Vorliegen starker Verdachtsmomente¹² seine bzw. ihre Schuldlosigkeit zu beweisen. Die entsprechende Anwendung von § 22 Abs. 2 WHG in einigen Gerichtsurteilen würde zweifellos die Sensibilität der Landwirtschaft für präventive Lösungen des Nitratproblems nicht nur auf dem Papier, sondern auch in der Praxis deutlich wachsen lassen.

14. Wasserwirtschaftliche und in Ausnahmefällen auch wassertechnische Maßnahmen zur Einhaltung des Nitratgrenzwerts der TVO sind im Rahmen entsprechender Sanierungsprogramme durchzuführen, wobei die vorgesehenen befristeten Ausnahmegenehmigungen für Grenzwertüberschreitungen ohne große Bedenken erteilt werden sollten (vgl. BGA 1986). Das BGA sollte einen Gesamtüberblick über Zahl und Art solcher Maßnahmen anstreben und erhalten. Öffentliche Zuschüsse für solche Maßnahmen können im üblichen Rahmen gewährt werden.

¹¹ Rechtlich läuft Gefährdungshaftung vor allem auf eine Umkehr der Beweislast hinaus, wie das in Japan in der Umweltpolitik bereits seit den 70er Jahren mit Erfolg praktiziert wird (vgl. Weidner 1988, Tsuru/Weidner 1985, 1989).

¹² Mit dieser Einschränkung soll vermieden werden, daß sich Wasserwerke mit Nitratproblemen ohne genauere Prüfung der näheren Umstände an Bauern schadloos halten können.

Begründung: Diese Empfehlung entspricht der bereits gängigen Praxis, lediglich ergänzt um die Forderung nach einem bislang nicht vorhandenen Überblick. Bei den marginalen Gesundheitsgefahren von Trinkwasser-Nitratgehalten zwischen 50 und 100 mg/l besteht kein Grund, mit befristeten Ausnahmeregelungen restriktiv vorzugehen. Andererseits sollten öffentliche Zuschüsse nicht zu leicht und üppig fließen, um die betroffenen VWUs zu veranlassen, prioritär § 22 Abs. 2 WHG - bei Realisierung von Empfehlung 13 - zu nutzen. Information, Kontrolle und Petitionsmöglichkeit der Öffentlichkeit, wie in den entsprechenden EG-Bestimmungen vorgesehen und z.B. in Großbritannien auch extensiver genutzt, dürften die Sanierungsprozesse beschleunigen.

15. Aufbereitungstechnologien zur Nitratentfernung sollten so wenig wie möglich installiert werden, um Präzedenzfälle zugunsten einer solchen Lösung zu vermeiden.

Begründung: Abgesehen vom Argument der teilweisen Problemverschiebung (vgl. Abschnitt 4.3) sollte es der Landwirtschaft nicht möglich sein, eigene Maßnahmen mit dem Hinweis auf den Stand der Technik bei der Trinkwasseraufbereitung zu umgehen. Einmal weit verbreitet, ist eine Präferenz zugunsten präventiver Lösungen des Nitratproblems nurmehr schwer durchzuhalten. Zugleich wurde die Position der Wasserwirtschaft in der Pestizidfrage geschwächt.

16. Nitratbelastete private Flachbrunnen in ländlichen Gebieten sind, soweit wirtschaftlich halbwegs vertretbar, an die öffentliche Trinkwasserversorgung anzuschließen. In Ausnahmefällen können die betroffenen Haushalte ihre Trinkwasserversorgung durch Flaschen oder Tanklieferung sicherstellen.

Begründung: Diese Empfehlung zielt auf den mittelfristigen Anschluß praktisch aller Haushalte an die öffentliche Trinkwasserversorgung aus gesundheitspolitischen Gründen innerhalb eines pragmatischen Aktionsrahmens ab und ist nicht nitratspezifisch angelegt. Andere Positionen erscheinen hier ohne weiteres ebenso vertretbar. Die Empfehlung entspricht in etwa den Planungen in Niedersachsen. Private Trinkwasserversorgung spielt im allgemeinen nur noch in den nördlichen Bundesländern eine Rolle (insgesamt ca. 250.000 Eigenversorgungsanlagen). Hier ist das Nitratproblem sukzessi-

ve in den nächsten Jahren lösbar, wenn seitens der Wasserwirtschaft keine unsozialen Kostenregelungen durchzusetzen versucht werden (vgl. Teherani-Krönner 1989a).

17. Die Hauptkompetenzen für nitratpolitische Maßnahmen sollten bei Förderung lokaler Eigenregulierung auf Länderebene liegen.

Begründung: Diese Empfehlung entspricht zum einen den bereits bestehenden und eingespielten Zuständigkeiten, insbesondere im Wasserrecht. Zum zweiten sind die Länder bei bundeseinheitlichen Rahmenvorgaben (WHG, AbfG, TVO) besser in der Lage, auf regional- und standortspezifische Problemlagen angemessen zu reagieren als der Bund. Drittens sind die Länder (auch die Regierungspräsidenten respektive Bezirksregierungen) im Prinzip durchsetzungsfähig genug, um nitratpolitische Regelungen auch bei lokaler Letargie oder örtlichem Widerstand durchzusetzen und für deren landeseinheitliche Umsetzung zu sorgen¹³, auch wenn ihr tatsächlicher Durchsetzungswille für agrarumweltpolitische Schutzmaßnahmen je nach politischer Couleur beträchtlich variiert.

18. Komplementär ist die Eigenverantwortung und Eigeninitiative der lokalen Umweltbehörden durch entsprechende Vorgaben seitens der Länder zu stärken und die lokale Kooperation nichtstaatlicher Organe und Akteure, speziell örtliches Wasserwerk, Landwirte und Officialberatung, auch mit Toleranz gegenüber abweichenden lokalen Problemlösungen zu fördern.

Begründung: Gegen lokale Untätigkeit, Dienst nach Vorschrift und örtlichen Widerstand ist die Implementation von Umweltprogrammen nur schwer möglich. Lokale Initiative und Kreativität zugunsten umweltfreundlicher Problemlösungen werden durch uniforme bürokratische Detailregulierungen tendenziell unterdrückt. Die Hauptschwierigkeit dürfte in dem Finden der adäquaten Balance zwischen zentralen Vorgaben und dezentraler Eigenregulierung liegen. Hier kann an entsprechende Ergebnisse der Kommunal-, Organisations- und Partizipationsforschung angeknüpft werden.

19. Konkurrierende Nutzungsansprüche von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft sollten im Rahmen der Raumplanung und Raumordnung frühzeitig und mit der

¹³ Dem steht nicht entgegen, daß viele landespolitische Aktivitäten erst durch Druck von unten zustandekamen.

Aussicht auf Vermeidung mancher Konflikte thematisiert und abzustimmen versucht werden.

Begründung: Die Nutzung der Raumordnungspolitik zur besseren Bewältigung von Umweltproblemen war bisher gering und ist ausbaufähig, allerdings politisch nur schwer in die Fachplanungspraxis einbringbar. Dennoch sollte diese Chance zu nutzen versucht werden, nachdem es bislang im wesentlichen bei Papierstudien geblieben ist (vgl. BMBau 1986b, 1987b, Held et al. 1987, Langer et al. 1986, Planco Consulting Gesellschaft 1984, Prognos AG 1986, Rincke et al. 1987). Daß umweltfreundliche (nitratbezogene) Änderungen des bestehenden wasserwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Status quo je später desto schwieriger zu realisieren sind, muß davon nicht abhalten.

Von als sinnvoll erachteten nitratpolitischen Schritten zurückkehrend zum analytischen Resümee der bundesdeutschen Nitratpolitik werden im folgenden noch auf einer allgemeinen Ebene einige Schlußfolgerungen aus der Untersuchung gezogen. Die Charakterisierung der Nitratpolitik bis 1987 als Schwarzer-Peter-Spiel, in dem jeder Mitspieler die Kosten, die bei der (lokalen) Lösung des Nitratproblems anfallen, an andere Spieler weiterzureichen sucht, mit der Folge zeitverzögerter und segmentierter Problembewältigung, trifft in abgeschwächter Form bis heute zu; denn trotz eines veränderten Problembewußtseins der meisten Akteure und der zunehmenden Bereitschaft zu eigenem kostenträchtigen Engagement spielt die Frage der Kostenzuschreibung an einen anderen Akteur weiterhin eine zentrale Rolle, wie die legislative Umsetzung von § 19 Abs. 4 WHG zu Lasten der Wasserversorgung, das Insistieren auf Ausgleichszahlungen auch ohne Ertragseinbußen seitens der Agrarlobby und die verbandspolitischen und publizistischen Aktivitäten der Wasserwirtschaft demonstrieren.

Dieses Muster des Politikspiels um Nitrat erklärt auch teilweise, warum trotz volkswirtschaftlicher Vorteilhaftigkeit präventive Problemlösungen bislang eine eher sekundäre Rolle gespielt haben, von den Vorteilen agrarpolitischer Maßnahmen im Sinne einer Metaprävention ganz zu schweigen. Ohne Ausgleichszahlungen waren Düngungs- und Bewirtschaftungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten politisch nicht durchsetzbar.¹⁴ Die Wasserwirtschaft als hauptleidtra-

¹⁴ Die gleichen Erfahrungen lassen sich auch in anderen westeuropäischen Ländern machen.

gender Akteur hat das Nitratproblem erst seit etwa Mitte der 80er Jahre wirklich ernst genommen, so daß sie zuvor keinen starken politischen Handlungsdruck erzeugte. Die politischen Bargaining- und Entscheidungsprozesse zugunsten präventiver umweltpolitischer Maßnahmen und die notwendigen Veränderungsprozesse im Umweltbewußtsein der Landwirte sind langwieriger Natur und verzögern die substantielle Inangriffnahme präventiver Problemlösungen über Jahre. Da sich außerdem in vielen Fällen grundwasserschonende landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen wiederum erst nach Jahren in reduzierten Nitratwerten des Grundwassers niederschlagen, sind aufgrund der bereits benannten Verzögerungsprozesse wasserwirtschaftliche Reparaturmaßnahmen dann häufig nicht mehr zu vermeiden, wenn auf die Einhaltung des rechtlich verbindlichen Nitratgrenzwertes bestanden wird. Diese Ausführungen erklären die Nachrangigkeit präventiver Problemlösungen des Nitratproblems in der Vergangenheit, ohne ihre mögliche zukünftige Vorrangigkeit damit auszuschließen. Immerhin läßt sich in jüngster Zeit eine Tendenz zu einer pragmatischen (orts- und situationsspezifischen) Kombination präventiver und korrekativer Problemlösungen bei den im nitratpolitischen Prozeß engagierten Akteuren beobachten.

Bei dem gesellschaftlichen, politischen und individuellen Umgang mit dem Nitratproblem sind entsprechende kulturelle Orientierungen, d.h. ein Bewußtsein von der Bedeutsamkeit der Umweltprobleme der Landwirtschaft und der Notwendigkeit diesbezüglicher agrarumweltpolitischer Maßnahmen von ausschlaggebender Bedeutung. Die wachsende Verbreitung eines solchen Bewußtseins in den letzten Jahren auch unter Landwirten und bis in die Institutionen der Agrarpolitik hinein hat wesentlich den Boden dafür bereitet, daß sich in der BRD langsam eine Agrarumweltpolitik herauszubilden beginnt, für die allerdings die Gewährung von Kompensationszahlungen an die Landwirte konstitutiv ist. Vor diesem Hintergrund werden auch präventiv orientierte nitratpolitische Programme leichter durchsetzbar. - Dabei dürfte die Gülle als multivalente Symbolsubstanz ein zusätzliches kulturell bedeutsames Moment zugunsten von die Handlungsfreiheit der Landwirte bei der Gülleausbringung einengenden Nitratregulierungen sein.¹⁵

¹⁵ "Das Argument, daß Gülle als Substitut für mineralischen Stickstoffverbrauch Kostenvorteile für den landwirtschaftlichen Betrieb haben kann, verblaßt in Anbetracht der Tatsache, daß Gülle eine insgesamt negative Valenz in der Gesellschaft hat, zum Symbol der 'Schweinerei in der Landwirtschaft' geworden ist und agrarsozialpolitisch als Produkt agroindustrieller Tierproduktion von seiten der GRÜNEN und Umweltschutzverbände verdammt wird." (Teherani-Krönner 1989a: 47)

In historischer Perspektive war soziologisch nicht mehr zu erwarten, als daß sich ein gewisses Umweltbewußtsein in der Agrarpolitik innerhalb von ca. 10-15 Jahren durchzusetzen vermochte, und daß es zumindest noch einmal dieselbe Zeit dauern dürfte, bis substantielle agrarumweltpolitische Maßnahmen zum selbstverständlichen Alltag der Agrarpolitik gehören. Im Vergleich mit der Zeitspanne, die andere Umweltprobleme benötigt haben und benötigen, um umweltpolitisch substantiell angegangen zu werden, ist die für die Trinkwasser-Nitratbelastung zu nennende Zeitspanne von 20 bis 30 Jahren von der politischen Problempemzeption bis zur Verabschiedung entsprechender Politikprogramme keineswegs als besonders lang einzustufen. Von daher besteht durchaus ein inzwischen auch durch äußere Indizien gestützter Anlaß zu der Hoffnung, daß die politische Behandlung des Nitratproblems mittelfristig nicht mehr überwiegend als symbolische Agrarumweltpolitik einzuordnen ist.

Für die sich entwickelnde Agrarumweltpolitik haben Nitratdiskussion und -politik eine gewisse Vorreiterrolle gespielt, indem sie einen wichtigen Fokus und für die politische Praxis bedeutsamen konkreten Fall darstellten, an dem sich agrarumweltpolitische Bewußtseinsbildung, Auseinandersetzungen und politisch umsetzbare Regulierungsmuster manifestieren, herauskristallisieren und abarbeiten konnten. Mit dieser Hervorhebung des funktionalen Stellenwerts der Nitratpolitik unabhängig von ihrer Fähigkeit, das Nitratproblem zu lösen, wird nur eine historische Koinzidenz und nicht deren Notwendigkeit für die Entstehung einer Agrarumweltpolitik behauptet.

Die längerfristigen Lösungsperspektiven für das Nitratproblem sind meines Erachtens in folgenden Punkten zu sehen:

1. Ein maßgeblicher Anreiz für die Verwirklichung nitratpolitischer Maßnahmen bleibt der Nitratstandard der TVO, da er dauerhaft politisches Handeln erzwingt.
2. Haupthebel zur Verringerung der Nitratauswaschung in der Landwirtschaft dürften an den entsprechenden Nachweis gekoppelte Ausgleichszahlungen und eine vermehrte Umweltberatung der Landwirtschaft sein.

3. Eine Stickstoffabgabe bzw. N-Steuer dürfte wahrscheinlicher werden, aber eher als unterstützendes Element denn als zentrales Regulierungsinstrument zum Tragen kommen.
4. Räumliche Segregation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft dürfte auch eine Komponente der Lösung des Nitratproblems darstellen, insofern in einigen landwirtschaftlichen Intensiv- und Problemgebieten auf die Trinkwassergewinnung ab und an verzichtet werden dürfte und die Landwirtschaft aufgrund der Überschußproduktion mittelfristig auf die (intensive) Nutzung von Wasservorranggebieten fallweise verzichten können dürfte.
5. Auf die Dauer ist eine sich bereits andeutende Reorientierung der EG-Agrarpolitik zugunsten eines stärkeren Abbaus der Preisstützung und der Überschußproduktion wahrscheinlich, die sich auch in verringerten Nitrat- auswaschungsraten niederschlagen dürfte.
6. Bei der Politikrelevanz eines weiter steigenden generellen Umweltbewußtseins kann sich ein Land wie die Bundesrepublik Deutschland erlauben, einen volkswirtschaftlich und sozial zunehmend marginalen Bereich wie die Landwirtschaft¹⁶ für eine längere Übergangszeit durch Ausgleichszahlungen an Landwirte für deren umweltverträgliches Wirtschaften zu subventionieren.
7. Das Umweltbewußtsein von Landwirten dürfte noch zunehmen, und die Klimaänderung in den Landwirtschaftsministerien zugunsten einer finanziell nicht nachteiligen Ökologisierung der Agrarpolitik dürfte weiter Platz greifen.
8. Eine Lösung des Nitratproblems durch eine weitgehende Umstellung der Landwirtschaft auf den ökologischen Landbau ist in einem doppelten Sinn wenig wahrscheinlich: Einmal dürfte eine solche Umstellung bis zum Jahr 2000 keine signifikante Größenordnung erreicht haben (Bechmann 1989), und zum andern erledigt sich das Nitratproblem im ökologischen Landbau nicht von selbst.

¹⁶ Dies gilt unter Aussparung der Vorleistungen und Verarbeitung in den entsprechenden Agrarindustrien.

9. Das Nitratproblem dürfte einerseits zunehmend als Teilelement in eine breiter angelegte und den gesamten Stickstoffkreislauf einbeziehende Agrarumweltpolitik integriert und angegangen werden und andererseits nicht mehr allein auf Grund- und Trinkwasserschutz beschränkt werden.

10. Im Zuge der steigenden Bedeutung anderer gravierender Umweltprobleme dürfte das Nitratproblem als noch vergleichsweise politisch gut handhabbares eingestuft und als grundsätzlich behebbares in der Umweltpolitik allmählich an den Rand geschoben und der Verwaltung und den privaten Akteuren zur Bearbeitung überlassen werden.

Anders als beim Nitratproblem sieht die Situation bei den Pflanzenbehandlungsmitteln aus. Hier dürfte der seinerzeit bewußt niedrig festgelegte Grenzwert auf absehbare Zeit von den betroffenen WVUs nicht eingehalten werden können, so daß großzügige Ausnahmegenehmigungen wahrscheinlich sind. Die in der Nitratpolitik entwickelten Problemlösungsmuster sind hier nur begrenzt anwendbar. Längerfristig erscheinen sowohl eine Lockerung der Standards, eine partielle Substitution von Pflanzenbehandlungsmitteln durch gentechnologische Verfahren und die weite Verbreitung eines auf Pestizideinsatz (weitestgehend) verzichtenden integrierten oder ökologischen Landbaus als Lösungsalternativen des Pestizidproblems denkbar.

Aus medizinischer und aus ökologischer Sicht erscheint die bisherige Konzentration der Agrarumweltpolitik, sofern sich überhaupt von einer solchen sprechen läßt, auf das Problem der Trinkwasser-Nitratbelastung als eher unangemessen, da andere wichtigere Umweltprobleme der Landwirtschaft vernachlässigend. Die Vorrangigkeit des Nitratproblems erscheint als historisch eher kontingent. Es eignet sich vielleicht auch gerade deshalb als Gegenstand politischer Kontroversen zwischen Agrar- und Wasserpolitik, in denen es der einen Seite um die Begrenzung der Relevanz von Grenzwerten auf das Trinkwasser und damit allenfalls um eine Beschränkung der Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten geht und auf der anderen Seite die Durchsetzung eines flächendeckenden Grundwasserschutzes angestrebt wird.

Nitratpolitik ist ein analytisches Konstrukt. Sie existiert nicht in der Perception der an ihr beteiligten Akteure. Schon deshalb ist die Anwendung des

Politikzyklus-Modells auf nitratbezogene Politikprozesse in Frage zu stellen, wenn es um mehr als die bloße Verwendung politikanalytischer Kategorien geht, weil die diesem Modell unterlegte Intentionalität des politischen Prozesses dann gar nicht unterstellt werden kann. Entsprechend lassen sich zwar die begrenzte Implementation nitratpolitischer Maßnahmen, aber kaum die speziell auf Nitrat bezogene Entwicklung politischer Programme und deren Implementation beobachten. Infolgedessen kann auch nur analytisch nach dem Rationalitätsgehalt und Rationalitätsmuster der Nitratpolitik gefragt werden. Ersterer ergibt sich eher naturwüchsig aufgrund gewisser sich ergänzender Parallelen verschiedener nitratpolitischer Maßnahmen, wobei die aufgezählten Determinanten der Nitratpolitik von Bedeutung sind. Letzteres stellt sich am ehesten als eine Mischung von organisatorischer Bestandsrationalität und politischer Effizienzrationalität dar, wie dies für eine politische Verwaltung mit relativ geringer Organisations- und Ressourcenkapazität typisch ist (vgl. Kitschelt 1983).

Prinzipiell kann die politische Steuerbarkeit des gesellschaftlichen Umgangs mit dem Nitratproblem unterstellt werden, weil seine Regulierung so angelegt sein kann, daß sie nicht notwendig bestehende Politikstrukturen, Macht- und Interessenlagen grundsätzlich in Frage stellen muß. Praktisch ist angesichts des beobachteten stark segmentierten und partiell eher chaotischen Verlaufs der nitratrelevanten Politikprozesse hier nicht nur für die Vergangenheit der weitgehende Ausfall einer gezielten politischen Steuerung zu konstatieren, sondern es ist auch zu fragen, ob die Suche nach einem an Steuerung interessierten Akteur überhaupt angemessen ist, wenn eine Nitratpolitik gar nicht existiert. Von daher ist nur das strategische Interesse einzelner Akteure und Personen an der Durchsetzung oder Verhinderung bestimmter Entscheidungen und Maßnahmen im Politikspiel zu unterstellen, nicht aber eine konsistente auf Nitrat bezogene policy, die erst einer empirischen Überprüfung ihres formulierten Steuerungsanspruches unterzogen werden könnte.

9.2 Generalisierbarkeit und Ökologisierungsbegriff

Nach der zusammenfassenden Darstellung der zentralen Determinanten, Charakteristika und Entwicklungstendenzen der bundesdeutschen Nitratpolitik geht es im folgenden um deren Generalisierbarkeit auf die Agrarumweltpolitik und die ge-

nerellen Aussichten einer Ökologisierung der Agrarpolitik. Bei der Frage nach der Generalisierbarkeit der Ergebnisse der Untersuchung der Nitratpolitik ist zunächst zu unterscheiden zwischen ihrer Generalisierbarkeit in bezug auf eine bundesdeutsche Agrarumweltpolitik und ihrer Verallgemeinerbarkeit für die Nitratpolitik und gegebenenfalls die Agrarumweltpolitik der EG-Mitgliedsstaaten überhaupt. Während die letzte Dimension nicht Gegenstand dieser Arbeit ist¹⁷, ist für die erste festzuhalten, daß diejenigen Politikmerkmale generalisierbar erscheinen, die nicht als typisch für die Nitratpolitik angesehen werden können, wohingegen speziell die Nitratpolitik kennzeichnende Eigenschaften kaum generalisierbar sein dürften. Diese einerseits nicht überraschende, andererseits politiktheoretisch wenig anregende Feststellung sei an einigen Beispielen illustriert.

Auf die Agrarumweltpolitik verallgemeinerungsfähige Kennzeichen der Nitratpolitik sind vermutlich ihre aufgezählten Determinanten, die Vorrangigkeit von Symbolpolitik in der Anfangsphase, die Zeitverzögerung bei substantiellen Maßnahmen, die Ausweitung des Problemverständnisses, die wichtige Rolle der Wissenschaft, die Verknüpfung präventiver und korrekativer Maßnahmen auf sachlicher und sozialer Ebene und das Setzen auf Ausgleichszahlungen und moral suasion (Umweltberatung) für die Landwirtschaft. Auch das Fehlen einer abgegrenzten Politikstruktur dürfte für die Agrarumweltpolitik auch nach ihrer faktischen Etablierung symptomatisch bleiben, da dies für Umweltpolitik als Querschnittspolitik mehr oder weniger immer ein Kennzeichen ist.

Umgekehrt steht nicht zu erwarten, daß nach den Erfahrungen mit den Parametern der EG-Trinkwasser-Richtlinie zukünftig Umweltstandards noch weiterhin quasi hinter dem Rücken der nationalen Akteure und der Agrarverbände verabschiedet und rechtsverbindlich werden. Da die gesellschaftspolitisch schwache Stellung von Natur- und Umweltschutzinteressen in Zukunft eher gestärkt werden und landwirtschaftliche Interessenpositionen eher an Einfluß verlieren dürften, wird eine Agrarumweltpolitik entschiedener massiver auftreten können als in der Vergangenheit. Der Wandel in der EG-Agrarpolitik dürfte ebenfalls das agrarumweltpolitische Handlungsfeld verändern. Die Nitratpolitik wurde unter den Bedingungen der Genese des Politikfeldes Agrarumweltpolitik rekonstruiert. Für eine einmal etablierte Agrarumweltpolitik gelten diese Rahmenbedingungen

¹⁷ Vgl. Conrad 1990 und den vorgesehenen internationalen Vergleich.

aber nicht mehr. Dafür dürfte zunehmend die Frage nach grundsätzlich unterschiedlichen Entwicklungspfaden der Landwirtschaft auf die politische Tagesordnung gelangen: konventionelle versus ökologisch orientierte versus high-tech Landwirtschaft. Unter diesen veränderten Rahmenbedingungen ist demnach die Generalisierbarkeit aufgezeigter Muster der Nitratpolitik begrenzt.

Als ich Ende 1983 den Begriff der Ökologisierung zur Bezeichnung des Eindringens von Umweltgesichtspunkten in die Agrarpolitik und die Landwirtschaft verwendete, spielte er in der Umweltdiskussion im Gegensatz zu heute noch keine Rolle.¹⁸ Inzwischen bedarf seine Nutzung jedoch einer näheren begrifflichen Klärung, soll ihm zentrale Bedeutung für die Agrarumweltpolitik zukommen.

Ökologisierung meint generell die wachsende Bedeutung und Berücksichtigung von Umweltbelangen. Aber Ökologisierung von und bezogen auf was? Offensichtlich läßt sich Ökologisierung projizieren auf und differenzieren entlang vieler der im Rahmen dieser Untersuchung verwendeten analytischen bzw. deskriptiven Kategorien. Zunächst ist zu unterscheiden zwischen Ökologisierung der Agrarpolitik und der Landwirtschaft: Eine Verbreitung etwa des ökologischen Landbaus ist sogar gegen eine umweltfeindliche Agrarpolitik grundsätzlich möglich; umgekehrt garantiert eine Ökologisierung von Agrarpolitik noch lange keine umweltverträgliche Landwirtschaft. Ökologisierung kann bewußtseins- und handlungsbezogen betrachtet werden: Ausgeprägtes Umweltbewußtsein ist noch nicht gleichbedeutend mit korrespondierendem Umweltverhalten. Ökologisierung kann und wird bei verschiedenen Akteuren unterschiedlich weit entwickelt sein, in verschiedenen Politikbereichen, für die verschiedenen Phasen des Politikzyklus (z.B., umweltfreundliche Programmformulierung und umweltschädliche Programmimplementation) und für verschiedene Politikebenen (lokal, national, supra-national).

Abgesehen von kaum lösbaren Meßproblemen macht es wenig Sinn, nun in einer mehrdimensionalen Matrix das jeweilige Ausmaß an Ökologisierung für einzelne Punkte zu bestimmen und einander gegenüberzustellen, etwa die nitratbezogene Beachtung von Umweltaspekten auf der Ebene von Landesagrарministerien bei ihrer Programmentwicklung mit dem Umweltbewußtsein der unteren Naturschutzbehörde in bezug auf den Artenschutz zu vergleichen. Wichtig ist, daß Ökologisie-

¹⁸ Urheberrechte werden nicht geltend gemacht. Immerhin fragt sogar der Präsident des Deutschen Bauernverbandes, Heereman (1988), auch nach einer Ökologisierung der Agrarpolitik.

rung sich auf die Internalisierung von Umweltgesichtspunkten in einem Bereich selbst bezieht. Solange die Beachtung von Umweltbelangen der Agrarpolitik lediglich von außen aufgezwungen wird und diese sie nicht von sich aus bei ihren Aktivitäten berücksichtigt, erscheint es problematisch, von Ökologisierung zu sprechen.¹⁹ Umgekehrt läßt sich mit gutem Grund fragen, ob denn für bestimmte Aufgabenbereiche ausdifferenzierte Institutionen überhaupt gut daran tun, außerhalb dieser Aufgaben liegende Belange von sich aus wesentlich zu berücksichtigen, anstatt dies etwa der Ressortabstimmung zu überlassen. Es besteht jedoch ein weitgehender Konsens, daß eine gewisse genuine Berücksichtigung von Umweltbelangen sowohl für die Agrarpolitik als auch für den einzelnen Landwirt gesellschaftlich und umweltpolitisch wünschenswert ist.

Ökologisierung der Agrarpolitik fragt mit Blick auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft nach sinnvollen und tragfähigen agrarpolitischen Schritten im Sinne einer präventiven Agrarumweltpolitik, hingegen nach substantiellen umweltfreundlichen Veränderungen in der Landwirtschaft selbst nur insofern, als diese Folge solcher agrar-(umwelt-)politischer Schritte sein können.

9.3 Zur agrarpolitischen Reformdiskussion

Die knappe Betrachtung der agrarpolitischen Reformdiskussion (Stand 1987) geschieht aus zwei Gründen:

1. Damit soll die Anbindung der vorgenommenen nitrat- und agrarumweltpolitischen Überlegungen an die aktuelle Debatte um die Reform der Agrarpolitik gewährleistet werden.
2. Die verschiedenen agrarpolitischen Reformkonzepte sind im Sinne einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik auf ihre ökologischen und umweltpolitischen Implikationen zu befragen.

Skizzenhaft läßt sich die agrarpolitische Reformdiskussion der 80er Jahre so charakterisieren, daß weitgehender Konsens in der Diagnose und weitgehender

¹⁹ Externer Druck kann dabei durchaus ein Mittel sein, um "interne" Ökologisierung anzustoßen.

Dissens in bezug auf die Therapie der gegenwärtigen Krise der Agrarpolitik besteht. Sie zeichnet sich aus durch teils geringe Systematik und analytische Schärfe²⁰, durch vielfältige ad-hoc-Lösungsvorschläge ohne stringente Gesamtkonzeptionen und durch eine Verkürzung der Problematik auf Preissenkung versus Quoten sowie Strukturwandel versus Erhalt bäuerlicher Familienbetriebe. Die Umweltdimension von Agrarpolitik und Landwirtschaft wird zunehmend erkannt und berücksichtigt, wobei es sich jedoch häufig immer noch primär um Lippenbekenntnisse und Legitimationsstrategien für spezifisch agrarische Interessen handelt.²¹

Aus der Vielzahl der Reformvorschläge lassen sich grob folgende prototypische agrarpolitische Reformkonzepte herausdestillieren²²:

- A marktwirtschaftlich orientierte Konzepte
- B bürokratische Agrarpolitik
- C sozial-, regional- und/oder umweltpolitische Umorientierung der Agrarpolitik
- D kleinbauernorientierte Agrarpolitik
- E agrarökologische Reformkonzepte
- F systemkritische Agrarpolitik.

Diese prototypischen Reformkonzepte werden nun in aller Kürze charakterisiert und in bezug auf eine Reihe von Kriterien vergleichend dargestellt und bewertet²³, um daran anschließend ihre Umweltimplikationen anzusprechen.

Marktwirtschaftlich orientierte Reformkonzepte (A) (vgl. exemplarisch Frankfurter Institut 1984) vertrauen auf den Selbstregulierungsmechanismus des

²⁰ Das gilt weniger für die diesbezügliche agrarwissenschaftliche Diskussion (vgl. de Haen 1985a, Hampicke 1987, Scheele/Isermeyer 1988b).

²¹ Der Kleinbauernvertreter verweist auf die angeblich höhere Umweltverträglichkeit von Kleinbetrieben; Vertreter des Strukturwandels weisen auf die Überdüngung oder die geringe finanzielle Belastbarkeit für Umweltschutzaufgaben in kleineren Betrieben hin.

²² Diese Taxonomie orientiert sich an Arnold 1985; vgl. auch Bechmann/Gustedt 1985.

²³ Für eine etwas ausführlichere Darstellung und Begründung dieses Vorgehens wird auf Conrad 1987b, 1988a verwiesen.

Marktes und sehen in der staatlichen Agrarpolitik und Marktlenkung die Hauptursachen für die gegenwärtige Misere der Landwirtschaft. Der Staat sollte lediglich vernünftige ordnungspolitische Rahmendaten setzen. Zu unterscheiden sind strikt marktwirtschaftliche Konzepte einerseits (A 1), die einen funktionsfähigen selbstregulativen Allokationsmechanismus des Marktes auch in bezug auf die Umweltproblematik unterstellen²⁴, und die neoklassische Umweltökonomie und Theorien der sozialen Kosten berücksichtigende Konzepte andererseits, die durch Schaffung geeigneter, staatlich gesetzter Rahmendaten auf eine Internalisierung von Umweltkosten nach dem Verursacherprinzip abzielen (A 2). Marktwirtschaftliche Reformkonzepte basieren - als einzige der hier vorgestellten prototypischen Positionen - auf einer homogenen, konsistenten wissenschaftlichen Theorie mit einer historisch gewachsenen disziplinären Tradition, der ökonomischen Neoklassik. Marktwirtschaftlich orientierten agrarpolitischen Konzepten geht es primär um die Schaffung eines angemessenen ordnungspolitischen Rahmens für den Agrarsektor, wobei marktförmige Steuerungsinstrumente gegenüber bürokratischen Regelungen präferiert werden. Substantielle Aussagen und Vorstellungen über eine angemessene Agrarstruktur sind demgegenüber sekundär, da sich diese ja gerade über den Marktmechanismus naturwüchsig herausbilden sollten. Auch wenn man auf mehr Markt und auf Kosteninternalisierung abzielende Reformkonzepte in der Agrarpolitik begrüßt, bedürfen sie nach übereinstimmender Ansicht ihrer Vertreter sozial flankierender Maßnahmen, um die mit ihnen verbundenen sozialen Härten aufzufangen. Zudem wird meist auf eine allmähliche Preisfreigabe und erst anschließenden Abbau des EG-Außen-schutzes abgehoben. Die Konzepte bedeuten den weitgehenden Abschied von dem die bundesdeutsche Landwirtschaft immer noch prägenden Leitbild bäuerlicher Klein- und Mittelbetriebe.²⁵

Gegenüber marktwirtschaftlichen Reformkonzepten setzt *bürokratische Agrarpolitik (B)* auf administrative Problemlösungen, letztlich auf Macht und weniger auf Geld als (politisches) Medium der Agrarpolitik. In begrenztem Umfang kann als ihr theoretischer Bezugspunkt Webers Typus zweckrationaler Bürokratie

²⁴ So würde etwa die Zerstörung von Natur- und Kulturlandschaften entweder zur Entwicklung einer zahlungskräftigen Nachfrage nach deren Erhalt führen, oder aber es besteht kein echter gesellschaftlicher Bedarf nach ihnen.

²⁵ Der zu erwartende verstärkte Rückgang der Zahl der Betriebe impliziert nicht die Unrentabilität von Nebenerwerbslandwirtschaft und kleinen Intensivbetrieben.

gesehen werden (Weber 1964). Komplementär hierzu ist die implizite Tendenz zum "muddling through" (Lindblom 1965) zu nennen, wodurch sich für die bürokratische Agrarpolitik eine gewisse Janusköpfigkeit von stringentem Verwaltungsvollzug und inkonsistenten Politikprogrammen, von freischwebendem agrarpolitischen Willen der Spitze der Bürokratie und der Abhängigkeit agrarpolitischer Maßnahmen von wechselnden Macht- und Einflußverhältnissen ergibt. Bürokratische Agrarpolitik will "das bisherige Planungsinstrumentarium konsequent mit Hilfe von Quoten und Kontingenten für Produktionsmitteleinsatz und Erzeugung, Verbrauchersubventionierung zur Erhöhung des Inlandverbrauchs und verstärkter Raum- und Umweltplanung erheblich ausbauen" (Arnold 1985: 751). Will bürokratische Agrarpolitik mehr sein als Resultante politischer Macht- und Interessenkonstellationen (politics determine policies) und den Agrarsektor eigenständig mitgestalten, benötigt sie ein hohes Durchsetzungsvermögen und Sanktionspotential. Eine durchsetzungsfähige bürokratische Agrarpolitik setzt letztlich einen autoritären Staat voraus und stellt insofern eine problematische Lösungsvariante dar (vgl. Ronge 1978).

Konzepte, die auf eine *sozial- (C 1), regional- (C 2) und/oder umweltpolitische (C 3) Umorientierung* der bisherigen Agrarpolitik abzielen und etwa von der SPD, dem DGB oder dem Sachverständigenrat für Umweltfragen vertreten werden, bemühen sich um eine Umlenkung der durch die bisherige Agrarmarktpolitik in der Überschußfinanzierung und -verwaltung gebundenen Mittel auf sinnvolle Zwecke mit Hilfe einer Kombination von marktwirtschaftlichen und staatsinterventionistischen Elementen. Solche (pragmatischen) Reformvorschläge verweisen explizit auf wenn auch relativ abstrakte und allgemeine *inhaltliche* Zielvorstellungen über eine angemessene Struktur von (umweltverträglicher) Landwirtschaft und ländlichem Raum.²⁶ Um diese Ziele zu erreichen, legen sich diese Reformkonzepte nicht auf einen bestimmten Typus von Agrarpolitik fest, sondern bevorzugen je nach Einzelprogramm und Situation unterschiedliche Politikinstrumente, setzen also im weiteren Sinn auf "procedural rationality" (March/Simon 1958). Allerdings geben sie nur die generelle Richtung und kaum die konkrete Ausgestaltung der agrarpolitischen Reform vor. Sie verfügen nicht über ein konsistentes theoretisches Konzept über die Struktur des Politik-Ökonomie-Verhältnisses als wesentliche Grundlage von *Agrarpolitik* wie die beiden

²⁶ Marktwirtschaftliche oder bürokratische Reformvorschläge beziehen sich allenfalls implizit auf spezifische agrarische Leitideen.

ersten Typen A und B, haben also ein Theoriedefizit. Durch ihre in der Form flexible Anlage tragen solche pragmatischen Reformkonzepte einer inhaltlichen Neuorientierung der Agrarpolitik jedoch deren Interessengebundenheit und Konflikthaftigkeit Rechnung und bemühen sich, mit Hilfe eines geeigneten Instrumentenmix ihre Zielvorstellungen auf einem politisch, sozial und wirtschaftlich realisierbaren Niveau anzugehen.

Eine *aktive Agrarpolitik zugunsten der Klein- und Mittelbetriebe (D)*, insbesondere durch ein System gestaffelter Preise, wie sie von der bundesdeutschen Agraropposition um das "Bauernblatt" (vgl. Poppinga/Schmidt 1986), aber auch von den GRÜNEN gefordert wird, zielt auf den Erhalt der jetzigen Agrarstruktur ab und ist am Leitbild des mittelbäuerlichen Betriebs orientiert. Sie verbindet agrarsozial- und agrarumweltpolitische Ziele, indem sie unterstellt, daß durch den Erhalt von Klein- und Mittelbetrieben der ökologisch negative Agrarstrukturwandel verhindert wird. Streng genommen handelt es sich um einen ständischer Interessenpolitik nahekommenden Partialansatz, der primär auf die Zurückdrängung agroindustrieller und großbäuerlicher Betriebsformen und Interessen abhebt. Theoretische Anleihen finden sich in der einfluß- und interessentheoretisch angelegten Theorie des staatsmonopolistischen Kapitalismus (Stamokap), die insbesondere in der pointierten Entlarvung der staatlichen Agrarpolitik zugunsten der Großbetriebe zum Ausdruck kommen.

Agrarökologische Positionen (E), wie sie insbesondere im Bereich des organischen Landbaus deutlich werden, zielen auf die Orientierung und Unterordnung von Produktions- und Reproduktionsformen an bzw. unter natürliche Begrenzungen und ökologische Prinzipien, wobei gerade die Landwirtschaft nach dieser Auffassung ein besonderes - weil biologisches - Gewerbe ist und sich letztlich politischen und ökonomischen Maßnahmen entzieht. Einer ökologisch orientierten Wirtschaftsweise geht es darum, die Naturabhängigkeit gesellschaftlicher Produktion und Reproduktion selbst in die Konzeptualisierung von Kosten und Allokationsmechanismen einzubringen, wobei sie für einen ökonomischen, d.h. häuslicher Umgang mit natürlichen Ressourcen eintritt. Es geht nicht um Umwelt- und Naturschutz *gegen* wirtschaftliche Eingriffe, sondern um deren ökologisch-ökonomisch optimale *Nutzung* (conservation statt preservation). Das Erfordernis etwa einer ökologischen Produktionsfunktion bedingt, daß ökologische Bedingungsbeziehungen verstärkt in die ökonomische Analyse miteinbezo-

gen werden, zumindest in der Form von ökologisch-ökonomischen Kreislaufmodellen mit entsprechenden Energie-, Material-, Güter- und Wertströmen. Agrarökologische Positionen verfügen streng genommen über kein (konsistentes) agrarpolitisches Konzept, insofern sich ihre Überlegungen im wesentlichen auf die landwirtschaftliche Produktion beschränken, deren ökologische Ausrichtung die Agrarpolitik eben zu fördern hätte. - Der organische Landbau (vgl. Vogtmann 1985) zeigt vor allem praktische, ökologisch bedeutsame Alternativen der Landwirtschaft auf. Von seinem Ansatz her ist er weit weniger staatszentriert als die anderen Reformkonzepte und läuft damit auch nicht Gefahr, falsche Hoffnungen auf eine Neuorientierung staatlicher Agrarpolitik zu setzen. Sozial ist er auf eine entsprechende Umorientierung der Verbraucher angewiesen und bemüht sich um den Aufbau von Erzeuger-Verbraucher-Genossenschaften und mehr Direktvermarktung. Jedoch werden dabei eher Lücken und Freiräume des bestehenden Agrarsystems ausgenutzt als dieses politisch in Frage gestellt.

Ansätze einer *systemkritischen Agrarpolitik* (F), die auf weitergehende gesellschaftliche Veränderungen abhebt, um eine stärkere Gebrauchswertorientierung der Agrarproduktion sozialstrukturell zu verankern, und eine entsprechende volkswirtschaftliche Rahmenplanung anvisiert, liegen bisher nicht in einer weiter ausgearbeiteten Form vor und spielen in der agrarpolitischen Reformdiskussion keine Rolle. Von daher werden sie hier nicht betrachtet (vgl. Arnold 1981, 1985).

In der agrarpolitischen Diskussion der zwei letzten Jahre hat es zweifellos Verschiebungen, Akzentuierungen und Perspektivenwechsel gegeben (vgl. Koester/Terwitte 1988, Rottmann-Schwenkel 1989, Thimm et al. 1988, Weinschenk/Werner 1987), die jedoch die hier vorgenommene Typisierung noch nicht obsolet haben werden lassen.

In den Tabellen 9.1 und 9.2 sind nun die fünf agrarpolitischen Reformkonzepte einander synoptisch gegenübergestellt. Sicherlich kann die hier durchgeführte Evaluation ihre mangelnde Transparenz und Objektivierbarkeit nicht verleugnen; es handelt sich, methodologisch betrachtet, um eine ad-hoc-Bewertung, wobei bewußt auf eine zusammenfassende Gesamtevaluation der dargestellten Reformkonzepte verzichtet wird.

Tabelle 9. 1: Synoptische Darstellung agrarpolitischer Konzepte

Typus	A (Markt)	B (Bürokratie)	C (Umorientierung)	D (Kleinbauern)	E (Ökologie)
ZENTRALE CHARAKTERISTIKA					
Hauptziele	Kostengünstige Versorgung, Produktivitätssteigerung, Marktgleichgewicht, Umweltschutz (A2), Umweltschutz (B2), Umweltschutz (C2), Umweltschutz (D2), Umweltschutz (E2)	Erhaltung eines ausgedehnten Agrarkontors, Einkommenssteigerung ihres Klientels, Umweltschutz (A2), Umweltschutz (B2), Umweltschutz (C2), Umweltschutz (D2), Umweltschutz (E2)	Sozialorientierte Einkommenssicherung (C1), Erhaltung der Lebensfähigkeit eines agrarisch strukturierten ländlichen Raumes	Existenzsicherung der Klein- und Mittelbauern, Erhaltung der Lebensfähigkeit eines agrarisch strukturierten ländlichen Raumes	Umweltverträgliche Landwirtschaft durch ökologischen Landbau, Existenzsicherung der Klein- und Mittelbauern
Substantielle Maßnahmen, politische Instrumente	Allmähliche Preisniedrigung, Abbau von Garantien und Steuern (A2), zeitlich befristete Ausgleichszahlungen	Quotenregelung, administrative Presse, Förderung von Exporten (z.B. Biosprit), Förderung von Flächenstilllegungen, Exportförderung, bürokratische Marktordnungen	Allmähliche Preisfreigabe, direkte Einkommensstützen (z.B. Umweltauflagen, Umweltauflagen im Produktionsmittel, finanzielle Unterstützung der Agrarproduzenten, Bioverbandsysteme	Sozial- und regionalgestaltete, an den Produktionskapazitäten orientierte Begrenzung von Betriebsgrößen, Umweltauflagen, gewerkschaftliche Organisation der Bauern, Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften	Verbreitung und Förderung des ökologischen Landbaus, Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften
Kosten- und Nutzenverteilung (im Vergleich zum Status quo)	Verbraucher (+), Staat (+), Agrarbusiness (-), Verbleibende Landwirte (-), Ausschneidende Landw. (-), Volkswirtschaft (+)	Verbraucher (-), Staat (-), Agrarbusiness (+), Verbleibende Landwirte (+), Ausschneidende Landw. (-), Volkswirtschaft (0)	Verbraucher (+), Staat (0), Agrarbusiness (-), Verbleibende Landwirte (0), Ausschneidende Landw. (0), Volkswirtschaft (?)	Verbraucher (-), Staat (-), Agrarbusiness (-), Verbleibende Landwirte (+), Ausschneidende Landw. (?), Volkswirtschaft (-)	Verbraucher (-), Staat (-), Agrarbusiness (-), Verbleibende Landwirte (+), Ausschneidende Landw. (?), Volkswirtschaft (+)
Kompenserverteilung (vorwiegend)	Markt, staatliche Regelung und nationaler Ebene	EG und nationale Regierung (Widerprüchlich)	EG nationale Regierung, Agrarproduzenten, Markt (aufeinander abgestimmt)	Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften, nationale Regierung, EG	Nationale Regierung, Landesregierung, Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften, nationale Regierung, EG
Organisation der Programmentwicklung (vorwiegend)	Markt, Steuerverwaltung und -kontrolle	Agrarbehörden auf regionaler Ebene, Landwirtschaftliche Beratung	Agrar-, Umwelt-, Erzeuger- und Umweltverbände	Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften, Agrar- und Umweltverbände	Organisationen des ökologischen Landbaus, Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften, Agrar- und Umweltverbände

WEITERE MERKMALE

Politikverständnis	Markt statt Staat, Nichtpolitik	Politik als Resultat von Bargaining, muddling through, politics determine policy	Inhaltliche Politikgestaltung, politics termines politics	Redistributiv, regulativ	Redistributiv, regulativ (Markt)	Staat als Hüter für externe Interessen, gewerkschaftliche Opposition gegen das Agrobusiness	Ökologische Verbrauchsverortierung vor Ort, Nachrangigkeit von Politik
Politikorientierung	Redistributiv	Distributiv	Redistributiv, regulativ	Redistributiv, regulativ	Redistributiv, regulativ	Redistributiv, regulativ	Regulativ
Medium der Politik, Politikinstrumentalisierung	Geld	Macht	prozedurale Rationalität	prozedurale Rationalität	(Markt)	?	?
Primärer Objektbezug	Agrarpolitik	Agrarpolitik	Landwirtschaft	Landwirtschaft	Agrarpolitik (Landwirtschaft)	Landwirtschaft	Landwirtschaft
Soziale und Institutionelle Basis	Verbraucher, Industrie insgesamt (Agrarökonomie)	Verbraucher, Industrie insgesamt (Agrarökonomie)	Agrobusiness, Großbauern, Agrarverwaltung CDU/CSU (FDP)	Agrobusiness, Großbauern, Agrarverwaltung CDU/CSU (FDP)	Verbraucher, neuer Mittelstand (Neben-erwerbslandwirte) Gewerkschaften SED (FDP)	Ökologiebewegung, Umweltbewegtes Verbraucher, Grüne	Ökologiebewegung, Umweltbewegtes Verbraucher, Grüne
Legitimation durch	Freie Marktwirtschaft	Tradition, Status quo	Rationaler Diskurs	Rationaler Diskurs	Kritik von Agroindustrie und Großbauern, Kritik an Agrarpolitik	Ökologie- und Industrialismuskritik	Ökologie- und Industrialismuskritik
Vorrangigkeit landwirtschaftlicher (Teil-)Interessen	-	+	+	+	+	+	+
Konfliktniveau	Anfangs hoch, später mäßig	Mit zunehmender Mitteilnahmepart und Legitimationsproblemen steigend	Hoch	Hoch	Hoch	Hoch	Hoch
- international	Gering	Hoch	Gering	Gering	Gering	Gering	Gering
Ausmaß der Veränderungen	Groß (weitgehende Abkehrung von Umweltschutz, Einführung von Umweltschutz (AZ), Wegfall der Stützung des Agrarsektors	Mäßig (Ausweitung des Quotensystems)	Groß (sowohl inhaltlich als auch in der Instrumentierung)	Groß (sowohl inhaltlich als auch in der Instrumentierung)	Mittel in Bezug auf Politikinstrumentierung auf agrarinterne Umverteilung, gering in Bezug auf den Gesamttransfer in den Agrarsektor	Groß (besonders inhaltlich, aber auch in der Instrumentierung)	Groß (besonders inhaltlich, aber auch in der Instrumentierung)
Zeithorizont	Längerfristig	Kurz- und mittelfristig	Längerfristig	Längerfristig	Mittelfristig	Längerfristig	Längerfristig
Komplexität	Gering	Gering	Hoch	Hoch	Gering	Mittel	Mittel
Detaillierung	Gering	Hoch	Mittel bis hoch	Mittel bis hoch	Hoch	Mittel	Mittel
wissenschaftliche Theorie/Tradition	+ (Neoklassik)	-	- (ökietizistische Theorien/Methoden)	- (ökietizistische Theorien/Methoden)	- (Partialtheorie: Stomokapansatz)	- (Partialtheorie: ökologische Kreislaufwirtschaft)	- (Partialtheorie: ökologische Kreislaufwirtschaft)

Typus	A (Markt)	B (Bürokratie)	C (Umorientierung)	D (Kleinbauern)	E (Ökologie)
FOLGEWIRKUNGEN FÜR					
Großbetriebe	Dominierend, aber geringe Gewinne je Produkt	Gewinner	Verlierer durch Preis-senkungen und Umwelt-auflagen, aber dennoch dominierend	Verlierer durch ge-staffelte Preise und Begrenzung von Be-triebsgrößen	Es geht um ökologischen Landbau, nicht um Betriebsgrößen; Verlierer sind spezialisierte Betriebe, die heute aufgrund von Auflagen
Klein- und Mittelbauern	Als Gruppe verschwindend -- Nebenerwerb, Hofaufgabe	weiter abnehmend	Gestützt (C1, C2), be-grenzte Möglichkeiten durch Landschafts-pflege	Gewinner und wirt-schaftlich abgesichert	
Nebenerwerbslandwirte	Neutral, falls rentabel	Bensachteiligt	Analog Kleinbauern	Überschüssig Gewinner, kaum präzisiert	
Ausscheidende Landwirte	Große Zahl, Absiche-rung durch Einkommens-übertragungen	Bensachteiligt, be-grenzt abgesichert durch Einkommensüber-tragungen	Absicherung durch Ein-kommensübertragungen	?	?
Flächennutzung	Flächenfreisetzung, Segregationstendenzen in größerem Umfang	Subventionierte Flächenstilllegung und -umwidmung	Begrenzte Flächenfrei-setzung und -umwidmung	Wenig Änderungen	Wenig Änderungen (mehr Grünland), im Detail große Änderungen
Landschaftsbild	Abhängig von Umwelt-steuern (A2), aber großgliedrig	Eher großgliedrig	Erhaltung bäuerlicher Kulturlandschaft (C1), Biotopverbundsysteme	Erhaltung und Wieder-herstellung artenrei-cher bäuerlicher Kul-turlandschaft	Erhaltung und Wieder-herstellung artenrei-cher bäuerlicher Kul-turlandschaft
Agrarstrukturwandel	Beschleunigt	Gebremst	Stark gebremst (C1), leicht umgelenkt	Gestoppt und teils rückgängig gemacht	Gestoppt und umgelenkt
Ländlicher Raum	Ausdünnung	Langsame Ausdünnung	Weitgehender Erhalt (C1, C2), partielle Ausdünnung (C3)	Langsame, nicht agrarisch bedingte Ausdünnung	Langsame, nicht agrarisch bedingte Ausdünnung
Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln	Meist nicht gegeben, nicht angestrebt	Überschproduktion, begrenzt durch Quoten	Begrenzt gegeben	Weitgehend gegeben	Weitgehend gegeben
Agrobusiness	Umsatzreihenden durch Deintensivierung und Abzug der Überschüsse, was als Nebenproduktual gesehen	Vorausichtlicher Hauptgewinner	Wie bei Typ A	Vorausichtlicher Hauptverlierer	Vorausichtlicher Hauptverlierer
Verbraucher	Gewinne durch leichte Preisrenkung	Verlierer durch wei-tere Preiserhöhungen	Neutral	Verlierer durch Preis-erhöhungen, Preis-differenzierung	Preiserhöhungen, Qualitätsverbesserung, mehr pflanz-liche Nahrung

Umweltbelastung	Abhängig von Umweltsteuerung (dZ), sonst durch andere Systeme verschieden, Ausweis von Naturschutzflächen, Deintensivierung	Unterschiedlich nach Belastungsart, eher durch begrenzte Naturschutzflächen	Verbesserung durch Deintensivierung, Bio-Intensivierung, Na-Verwertung nicht gesichert	Verbesserung durch Deintensivierung und Bioverbundsystems
Volkswirtschaft	Gewinner durch effiziente Ressourcenallokation	Verlierer durch ineffiziente Ressourcenallokation	Eher positiv	Verlierer durch ineffiziente Ressourcenallokation ?
EG	Größere Verluste der Südreionen, Aufhebung der EG-Agrarbürokratie	Abhängig von der konkreten Programmgestaltung	Positiv für benachteiligte Gebiete (CI, CZ), analog BRD, abhängig von der konkreten Programmgestaltung	Hohes Konfliktniveau wegen Preisdifferenz, positiv für benachteiligte, ökologisch positive Gebiete
Drittländer	Im Prinzip günstig für Agrarexportländer und Entwicklungsländer	Negativ für Agrarimportländer, positiv für Importländer, Zerstörung der Eigenversorgung in Entwicklungsländern, insgesamt abhängig von konkreter Programmgestaltung	Wie bei Typ A	Wie bei Typ A und negativ für Agrar- und Exporteure
Agrarpolitik	Positiv, aber verstärkt regional- und sozialpolitische Probleme	Selbststabilisierung bis zum Zusammenbruch	Labil	Machtpolitisch und durch mögliche kontraproduktive Folgeeffekte labil

Anmerkungen zu Tabelle 9.1:

- 1) Aufgrund von Wachstumsmöglichkeiten entwicklungsfähiger Betriebe können Einkommensverluste aufgrund gesunkener Preise durch rentable Produktion möglicherweise wettgemacht werden (vgl. Koester/Tangermann 1976).
- 2) Großbetriebe werden bei den Verlierern, kleinere Betriebe bei den Gewinnern sein.
- 3) Offen, da ein Ausscheiden im Konzept nicht in größerem Maß vorgesehen ist.
- 4) Abhängig vom Wertmaßstab: höheren Kosten steht höhere Qualität der Lebensmittel gegenüber.
- 5) Konflikte könnten sich vor allem aus rigorosen Qualitätskontrollen von Importware ergeben.
- 6) Die Vielzahl von einzelnen Marktregelungen beruht auf einem simplen Politikansatz, der sich nicht gerade durch sachliche Differenziertheit und Reichweite auszeichnet. Kurz gesagt, bürokratische Agrarpolitik ist kompliziert, aber nicht komplex.
- 7) Unklar aufgrund nicht eindeutiger Aussagen zur Rolle von Agrarimporten.
- 8) Insofern der Anteil der Erzeugerpreise am Endpreis von Lebensmitteln im allgemeinen unter 50 % liegt, werden Preissenkungen dem Verbraucher nur relativ begrenzt zugute kommen.
- 9) Diese müssen allerdings nicht über der Inflationsrate liegen. In den letzten Jahren sind die landwirtschaftlichen Erzeugerpreise teils gesunken.
- 10) Nur falls Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften und Direktvermarktung zu geringeren Kosten durch verkürzte Absatzwege führen sollten, muß es nicht zu Preissteigerungen für den Verbraucher kommen.

Quelle: eigene Zusammenstellung, Conrad 1987b

Rechtfertigen läßt sich die gewählte Vorgehensweise nur deshalb, weil die synoptische Evaluation allein heuristischen und summarischen Charakter beansprucht, um der Anregung weitergehender konziserer Evaluation agrarpolitischer Konzepte zu dienen. Allerdings wird daran festgehalten, daß sowohl die Auswahl der Darstellungs- und Bewertungskriterien als auch die in den Tabellen 9.1 und 9.2 vorgenommenen Einschätzungen und Bewertungen zwar nicht zwingend und immer eindeutig, aber keineswegs beliebig, sondern an diesbezügliche wissenschaftliche Diskurse angeschlossen sind.

Ohne nun weiter auf einzelne Einschätzungen und Bewertungen und deren Zustandekommen eingehen zu können, lassen sich aus dieser synoptischen Evaluation agrarpolitischer Reformkonzepte doch bereits einige interessante Vergleichsergebnisse ableiten:

1. Nur marktwirtschaftlich orientierte Konzepte sowie teilweise Reformkonzepte der inhaltlichen Umorientierung laufen auf eine deutliche Verringerung des gesamten Finanztransfers in den Agrarsektor hinaus.
2. Praktisch alle Konzepte - am wenigsten die ökologische Umorientierung der Agrarpolitik (C 3) - implizieren jedoch eine agrarinterne Umverteilung im Vergleich zum Status quo.
3. Entsprechend der sozialen und institutionellen Basis der Konzepte sind die Chancen der politischen Durchsetzung nur für die bürokratische Agrarpolitik sowie begrenzt für auf inhaltliche Neuorientierung oder auf mehr Markt abzielende Konzepte gegeben.
4. Nur Reformkonzepte von Typus C und E sowie mit Einschränkung kleinbäuerliche Agrarpolitik (D) weisen relativ klare sachlich-inhaltliche Zielvorstellungen aus. Bei Typus A wird weitgehend dem Markt die Herausbildung inhaltlich-sachlicher Prioritäten übertragen.²⁷ Bei Typus B geht es de facto um die Organisation von Marktordnungen entsprechend den agrarpolitischen Kräfteverhältnissen. Demgemäß hängen seine Wirkungen sehr von dem faktischen Politikverlauf ab (z.B. Festlegung von Gesamtquoten und ihrer Verteilung).

²⁷ Die Internalisierung von Umweltkosten miteinbeziehende marktwirtschaftliche Konzepte (A 2) verlangen noch am ehesten diesbezügliche inhaltliche Rahmenvorgaben.

Tabelle 9.2: Synoptische Evaluation agrarpolitischer Konzepte

Typus	A (Markt)	B (Bürokratie)	C (Umorientierung)	D (Kleinbauern)	E (Ökologisierung)
KONZEPTIONELLE EVALUATION					
Stringenz und Abgesichertheit der Zusammenhänge	überwiegend	unterschiedlich	unterschiedlich	begrenzt	begrenzt ¹
Kohärenz und Konsistenz	hoch	niedrig ²	mittel ³ von konkreter Programmgestaltung abhängig (C1, C2, C3)	mittel	niedrig ⁴
Angemessenheit der Instrumente	+	(+)	(+)	(+)	0
Eindeutigkeit der Programmatik	+	-	von konkreter Programmgestaltung abhängig (C1, C2, C3)	5	0
Zielerfüllung	hoch	mittel	mittel, von konkreter Programmgestaltung abhängig	unterschiedlich	mittel ¹
Beachtung von Nebenwirkungen	begrenzt	begrenzt	ja	gering	begrenzt
Beachtung von Sekundärfolgen	gering	gering	begrenzt	gering	gering
Beachtung funktionaler Äquivalente	nein	teilweise ⁶	ja ⁷	nein	teilweise ¹
GENERELLE EVALUATION					
Systemkonformität	+	0 ⁸	+	-	-
Kulturelle Kompatibilität	-	+	0 ³	0	0 ⁹
Effektivität	+	0	0	0/+ ¹⁰	0 ¹
Effizienz	(+) ¹¹	-	0	0	7 ¹²
Administrative Praktikabilität	+	-	0	-	13
Rechnerische Praktikabilität	+	0	+	0	+
Politische Durchsetzbarkeit	(-)	+	(-)	-	-
Verteilungsgerechtigkeit	+/ ¹⁴	- ¹⁵	+	+ ¹⁶	0
Wirkungsverzögerung	+ ¹⁷	+ ¹⁸	+	0	+

Quelle: eigene Zusammenstellung.

Anmerkungen zu Tabelle 9.2:

- 1) Hoch, soweit konkrete Maßnahmen des ökologischen Landbaus betreffend; problematisch in bezug auf die Realisierbarkeit des Gesamtmodells (z.B. unerwünscht große Milch- und Rindfleischproduktion aus Gründen des Leguminosenanbaus und der Stickstoffzufuhr durch organischen Dünger); gering, sobald es über den ökologischen Landbau hinausgeht
- 2) Vom Grundkonzept her (Quoten und Preiserhöhungen) hoch, aber in der Praxis gering.
- 3) Von konkreter Programgestaltung abhängig (C1, C2, C3).
- 4) Die konkreten Forderungen erscheinen in ihrer Auswahl im Hinblick auf die übergeordnete Zielsetzung teils beliebig und unzureichend begründet.
- 5) Es ist öfters unklar, ob es um reine Interessenvertretung der Kleinbauern oder um weiterreichende Zielsetzungen, etwa umweltpolitischer Natur, geht. Hier wird teilweise vorschnell eine Übereinstimmung in der Programmatik unterstellt.
- 6) Auf der Ebene spezifischer Maßnahmen werden unterschiedliche Modelle verglichen. Die verschiedenen Vorschläge wie Flächenstilllegung, Grünbrache, "Spätrübenanbau" dienen alle dem Zweck der Einkommensabsicherung.
- 7) Vor- und Nachteile verschiedener politischer Instrumente und unterschiedlicher substantieller Maßnahmen werden zumindest ansatzweise gegeneinander abgewogen (z.B. SRU 1985).
- 8) Bezogen auf die Gesamtgesellschaft mit der Dominanz marktwirtschaftlich organisierter Produktionsbereiche.
- 9) Unter Berücksichtigung wachsenden Umweltbewußtseins.
- 10) Hoch, bezogen auf das Hauptziel.
- 11) Geringer unter Berücksichtigung der Folgeprobleme.
- 12) Abhängig von Kontext und der Kriterienspezifikation; problematisch auch wegen des Forschungsrückstands im Bereich des Ökologischen Landbaus.
- 13) Von geringerer Bedeutung.
- 14) Je nach Maßstab.
- 15) Nur bei Anlegung des externen Maßstabs sozialer Gerechtigkeit und des Verzichts auf nicht sozial begründete Sektorsubventionen.
- 16) Nur innerhalb der Landwirtschaft.
- 17) Durch inverse Reaktionen und geringe Umstellungsflexibilitäten der Landwirte.
- 18) Durch Dominoeffekte (z.B. erhöhte Fleischproduktion und verstärkter Grünlandumbruch durch Milchquoten).

5. Insofern qua kontrafaktisch beanspruchter Politikkompetenz bürokratische Agrarpolitik die simultane Verfolgung und Erfüllung mehrerer Ziele symbolisch proklamiert (vgl. BMELF 1987b), ist ihre Legitimationsbasis permanent gefährdet, insbesondere in Zeiten relativ knapper Haushaltsmittel.
6. Im Rahmen ihrer jeweiligen Programmatik hat keines der Reformkonzepte größere Schwierigkeiten, bestimmte Politikinstrumente zu nutzen, wenn sie den jeweiligen Zwecken dienlich zu sein scheinen.²⁸
7. Vergleichsweise wenig sagen die Reformkonzepte im allgemeinen hinsichtlich der vorgesehenen Verteilung von Kompetenzen und der Organisation der Programmimplementation aus.
8. Infolge der legitimationsfördernden Wirkung von umweltpolitischen Maßnahmen zeigt sich bei allen Programmen eine Tendenz, ihnen ins Konzept passende Elemente als eigens verfolgte Ziele herauszustreichen: Flächenstilllegung bei Typ B, bei den Typen C 1, D und E.²⁹
9. Aus ihrer politischen Minderheitenposition heraus verständlich erschöpften sich in der Vergangenheit Reformkonzepte vom Typ D und E überwiegend in der Kritik bestehender Verhältnisse. Erst in jüngster Zeit werden zunehmend eigene konstruktive Alternativprogramme vorgelegt.
10. Auch wenn sich dies in der Realität zunehmend beobachten läßt, sind agrarökologische Positionen von ihrer Grundkonzeption her nicht darauf angewiesen, sich auf spezifische Agrarmarktsysteme und Betriebsformen festzulegen.

²⁸ Bürokratische Politik ist für Wettbewerb im Rahmen vorgegebener Marktordnungen; der ökologische Landbau plädiert ungeniert für eine Vielzahl staatlicher Auflagen, um "Agrarfabriken" zu unterbinden; marktwirtschaftliche Konzepte haben keine Probleme mit staatlichen Einkommensbeihilfen.

²⁹ Daß es gerade nicht um ein Entweder-Oder gehen kann und wo die Prioritäten zumindest unter Artenschutzgesichtspunkten zu liegen haben, zeigt detailliert Hampicke (1987).

11. In der Berücksichtigung von Neben- und Sekundärwirkungen sowie von funktionalen Äquivalenten weisen alle Reformkonzepte bislang mehr oder weniger große Defizite auf.
12. Mit Wirkungsverzögerungen bei der Umsetzung der Programme müssen alle Konzepte aufgrund unterschiedlicher retardierender Einflußfaktoren rechnen.
13. Gemessen an ihren jeweils eigenen Leit- und Zielvorstellungen sind die Reformkonzepte weitgehend in sich schlüssig inklusive der Angemessenheit der Mittelwahl.³⁰

Eine Zuordnung der agrarpolitischen Reformvorschläge von Parteien und Interessengruppen zu diesen prototypischen Reformkonzepten ergibt ungefähr folgendes Bild:

Auf allgemeiner Ebene herrscht zumindest zwischen den vier Parteien des Bundestages relativ weitgehender Konsens, was die Notwendigkeit einer Neuorientierung der Agrarpolitik, den bäuerlichen Familienbetrieb als agrarpolitisches Leitbild, umweltverträgliche Landwirtschaft und ein ausgewogenes Verhältnis von Strukturhaltung und Struktur Anpassung angeht (Schmitz 1986). Die CDU/CSU läßt sich vorwiegend im Bereich bürokratischer Agrarpolitik verorten, ebenso wie aus leicht nachvollziehbaren Gründen der Deutsche Bauernverband. Die SPD plädiert für eine soziale und ökologische Umorientierung der Agrarpolitik, ähnlich die Gewerkschaften und die EKD (1984). Die FDP liegt irgendwo dazwischen. Interessant ist die zunehmende Konvergenz der Positionen von Agraropposition, Naturschutzverbänden und den GRÜNEN in einer Mixtur von kleinbäuerlichen und agrarökologischen Vorstellungen. Die Industrie hält sich mit eigenen Vorschlägen zur Agrarpolitik eher zurück, was durchaus ihrer Interessenlage entspricht. Von seiten der Verbraucherverbände werden insbesondere die Agrarsubventionen kritisiert, aber auch die Folgen unkontrollierter agroindustrieller Produktion für die Qualität von Nahrungsmitteln. Die Verbraucherverbände stehen noch am ehesten marktwirtschaftlichen Reformkonzepten nahe, die bei den meisten (Agrar-)Ökonomen im Vordergrund stehen. Bei diesem agrarpolitisch bislang eher chancenlosen Typus A finden sich dementsprechend die meisten und de-

³⁰ Schwachstellen ergeben sich eher aus externer Perspektive. So ist etwa die geringe Kohärenz bürokratischer Agrarpolitik gemessen an ihren impliziten Zielen durchaus funktional.

tailliertesten Modellrechnungen und Kontroversen über die Auswirkungen spezifischer Maßnahmenpakete.

Bislang dürfte die politische Wirksamkeit partei- und gruppenpolitischer Reformkonzepte vorwiegend auf ideologischer Ebene liegen. Die konkreten Maßnahmen, die vorgeschlagen werden, lassen sich gemeinhin nicht einfach interessen-theoretisch erklären. Erst im Kontext der aktuellen agrarpolitischen Szenerie werden bestimmte Vorschläge verständlich. Eine konsequente Analyse der Vor- und Nachteile bestimmter Maßnahmen und Programme und ihr Beitrag zu übergeordneten Zielen wie Umweltschutz findet selten statt.

Unterhalb der Ebene allgemeiner Zielvorgaben und Wunschvorstellungen lassen sich heute drei agrarpolitische Orientierungen von einer gewissen Bedeutung in der politischen Diskussion unterscheiden, die grob den Typen B, C und einer Mischung von D und E entsprechen. Konzepte von Typ A werden auch wissenschaftlich und publizistisch vertreten, jedoch weitgehend ohne politische Resonanz im Sinne ihrer Übernahme von Parteien und Interessengruppen. Neben den grundsätzlichen Divergenzen im agrarpolitischen Ansatz finden sich zwischen diesen drei Orientierungen sowohl eine Reihe von Berührungspunkten (z.B. Schaffung von Biotopverbundsystemen, keine Reduzierung des Gesamtvolumens der Agrarsubventionen³¹) als auch von sekundären Konfliktpunkten (z.B. Mitverantwortungsabgabe versus gestaffelte Preise, Bioäthanolproduktion). (Verdeckte) programminterne Widersprüche (z.B. Preiserhöhungen für traditionelle Agrarprodukte und Stimulierung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe) dürften sachlich durchaus gleichgewichtig sein gegenüber solchen sekundären Konfliktpunkten zwischen den verschiedenen agrarpolitischen Positionen.

Insgesamt zeichnet sich die Entwicklung der agrarpolitischen Diskussion durch vermehrte Sensibilität gegenüber ökologischen und regionalpolitischen Fragen und eine größere Betonung der Notwendigkeit der Existenz- und Einkommenssicherung für kleine und mittlere Betriebe aus, während der andauernde Strukturwandel politisch zurückhaltender propagiert wird. Damit haben sich die Chancen für eindeutig marktwirtschaftliche Reformkonzepte vermindert. Ob dies auch noch in 10, 15 Jahren so sein wird - nach einer weiteren Halbierung der Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe in der BRD -, wird auch von den praktischen

³¹ Vgl. zu deren Entwicklung Conrad/Uka 1987.

Umsetzungserfolgen der anderen Konzepte abhängen. Beim Andauern der gegenwärtigen (d.h. 1987) destruktiven Interferenzen unterschiedlicher, häufig nur auf wahlpolitische Optik ausgerichteter Maßnahmen (z.B. im Bereich der Biotop-schutzprogramme)³² dürfte deren Mißerfolg allerdings vielfach vorprogrammiert sein.

Hinsichtlich der Umweltimplikationen der Reformkonzepte sind nun folgende Punkte festzuhalten:

Marktwirtschaftlich orientierte Reformkonzepte würden durch Preissenkungen und entzerrte Preisrelationen zu einer begrenzten Deintensivierung landwirtschaftlicher Produktion und zu einer beträchtlichen Flächenfreisetzung führen und hätten von daher positive Umwelteffekte, ohne damit jedoch bereits eine umweltverträgliche Landwirtschaft zu gewährleisten. Auch bei der zusätzlichen Internalisierung von Umweltkosten - was einer marktförmigen Ökologisierung der Agrarpolitik entspräche - ist ohne exorbitante Umweltsteuern noch kein hinreichender Umweltschutz in der Landwirtschaft zu erwarten (vgl. Abschnitt 9.5). Der Verweis auf die Notwendigkeit der Vorgabe adäquater ordnungspolitischer Rahmenbedingungen verweist auf die nicht auflösbare Werturteilsproblematik volkswirtschaftlicher Kosteninternalisierungsstrategien und läuft letztlich - entgegen der marktwirtschaftlichen Intention - auf eine ausgedehnte Umweltbürokratie hinaus, die detaillierte Vorgaben und Kontrollen zu machen bzw. durchzuführen hätte. Unter den gegenwärtigen Verhältnissen lassen sich auch nicht sämtliche Schutzgüter einer Agrarumweltpolitik ohne weiterreichende Komplikationen befriedigend auf marktwirtschaftlichem Wege sichern.

Auch die Überschußproduktion abbauenden Quotenregelungen einer bürokratischen Agrarpolitik hätten per saldo positive Umwelteffekte. Würden Quoten und Kontingente auch nach ökologischen Kriterien festgelegt (bürokratische Ökologisierung), sähe die Situation noch günstiger aus. Genau eine solche Orientierung von Quotenregelungen ist jedoch zu bezweifeln. Prinzipiell könnte eine bürokratische Agrarpolitik - wenn auch zu hohen Kosten - eine umweltverträgliche Landwirtschaft garantieren. Ordnet man statt dessen im Sinne von "politics

³² So berichtete die Frankfurter Rundschau vom 6.8.1987, daß BMELF und BMU unabhängig voneinander mit jeweils 1,6 Mio. DM in der Dannenburger Marsch an der Elbe Entwässerungsmaßnahmen zwecks besserer Kultivierung bzw. die Erhaltung dieses Feuchtgebietes fördern (wollen).

determine policies" bürokratische Agrarpolitik eher als Resultante politischer Machtverhältnisse und Bargaining-Prozesse ein, ist - wie auch die bisherige Agrarpolitik illustriert - nicht mit signifikanten Umweltschutzeffekten zu rechnen.

Eine umweltpolitische Umorientierung der Agrarpolitik (vgl. SRU 1985) würde bei geeigneter Ausgestaltung ihrer Maßnahmen sicherlich (per definitionem) zu umweltverträglicher Landwirtschaft beitragen. Ihre Risiken lägen in den Schwierigkeiten und dem möglichen Unterlaufen ihrer agrarumweltpolitischen Programme bei deren Implementation. Aus den entsprechenden Vorschlägen (vgl. BMI 1983, SRU 1985) wird zudem deutlich, daß es sich bei einer Reihe von Maßnahmen um umweltpolitische Maßnahmen auf der Ebene landwirtschaftlicher Produktion und weniger um eine "bloße" Veränderung von Agrarmarkt- und -strukturpolitik handelt.

Die ökologischen Auswirkungen einer aktiven Agrarpolitik zugunsten der Klein- und Mittelbauern, insbesondere mit Hilfe gestaffelter Preise wären eher zwiespältig und fragwürdig. Da ohne die Prämisse einer soziokulturell verankerten ökologischen Reorientierung der Landwirte zu bezweifeln ist, daß sie quasi von selbst zu weniger umweltschädlichen Produktionsweisen der Vergangenheit zurückkehren würden, wenn sie unter einem geringeren Preisdruck stünden, wobei noch zu fragen ist, inwieweit etwa die Bewirtschaftungsformen der 50er Jahre in der BRD umweltfreundlicher qua Intention und nicht nur qua fehlender technischer Ausstattung oder mangelnder Gelegenheit waren (vgl. Hampicke 1987), wären flankierende umweltpolitische Maßnahmen wohl kaum zu umgehen, will ein solches Reformkonzept mehr als recht bereichs- und fallspezifischen Umweltschutz durch Verzicht auf economies of scale erreichen. Insbesondere käme es ohne solche Maßnahmen nicht zur Einrichtung großräumiger Naturschutzflächen zwecks Artenschutz.

Die agrarpolitischen Vorstellungen des ökologischen Landbaus sind vergleichsweise wenig eindeutig und ausformuliert (vgl. Rottmann-Schwenkel 1989, Thimm 1988), so daß sich über die relativ hohe Umweltverträglichkeit ökologischer Bewirtschaftungsweisen hinaus kaum Aussagen über die Umweltimplikationen agrarökologischer Positionen machen lassen. Bezieht man sich exemplarisch auf Bechmann (1987), so liegen die Hauptprobleme einer Landbau-Wende weniger in

Tabelle 9.3: Umweltauswirkungen agrarpolitischer Reformkonzepte

Umwelt- schutzgut	Typus		A (Markt)		B (Bürokratie)	C (Umorientie- rung)	D (Kleinbauern)	E (Ökologie)
	A1	A2						
Gewässerschutz	-	+	-	-	-	0	-	0
Bodenschutz gegen- über stofflichen Belastungen	-	0	-	-	-	+	-	+
Bodenschutz gegen Erosion und Ver- dichtung (physika- lische Belastungen)	-	0	-	-	-	+	0	+
Naturschutz (Arten- und Biotopschutz)	-	0	-	-	-	+	-	0
Luftqualität	-	0	-	-	-	0	0	0
Lebensmittel- qualität	0	0	0	0	0	0	0	+
Energieeinsparung	0	0	0	-	-	0	-	0
Tierschutz	-	+	-	-	-	0	0	+

Quelle: eigene Zusammenstellung.

nicht bewältigten Umweltproblemen der Landwirtschaft als in einigen riskanten bzw. widersprüchlichen Annahmen hinsichtlich Ernährungsgewohnheiten, Nährstoffkreislauf, Erzeuger-Verbraucher-Gemeinschaften und EG-Integration.

In Tabelle 9.3 wird eine grobe zusammenfassende Einschätzung der Auswirkungen der unterschiedlichen prototypischen Reformkonzepte, so wie sie vorrangig in der agrarpolitischen Reformdiskussion vertreten werden³³, auf die verschiedenen Schutzgüter einer Agrarumweltpolitik gegeben.

9.4 Strukturmerkmale einer Ökologisierung der Agrarpolitik

Für eine Ökologisierung der Agrarpolitik und die Konzeption einer (präventiven) Agrarumweltpolitik (Conrad 1988a) lassen sich aus den bisherigen Darlegungen unter Bezugnahme auf wenige andere diesbezügliche Arbeiten (vgl. Bechmann 1987, 1989, Hampicke 1987, Knoepfel/Zimmermann 1987, Thimm 1989) einige vorläufige Schlußfolgerungen ziehen. Diese beziehen sich auf folgende Ebenen:

1. Entwicklungstendenzen der Landwirtschaft
2. Krise und Optionen der Agrarpolitik
3. Grundstruktur einer Ökologisierung der Agrarpolitik und der Landwirtschaft
4. Schwachstellen bundesdeutscher Umweltpolitik
5. Politische Strategien und Instrumente.

Die folgenden Ausführungen skizzieren diese Ebenen jeweils und vermitteln damit ein grobes Bild der Struktur determinanten einer Ökologisierung der Agrarpolitik.

od 1

Von den unterschiedlichen Szenarien der Struktur der zukünftigen Landwirtschaft (vgl. Bauer 1979, Bauersachs/Henrichsmeyer 1979, Bechmann 1987, Bossel et al. 1986, Commins/Higgins 1986, Conrad 1987a, Henrichsmeyer 1980, Hünermann 1987a, Meinhold et al. 1986, Thimm et al. 1988) erscheint mir dasjenige von Thimm et al. (1988) für die Zwecke dieser Untersuchung am geeignetesten und

³³ Ein genauerer Ausweis der vorgenommenen Bewertungen setzt erst einmal eine präzisere Beschreibung und Abgrenzung spezifischer Konzeptionen voraus.

der voraussichtlichen Entwicklung der bundesdeutschen Landwirtschaft bis zum Jahr 2000 am nächsten zu kommen. Deshalb werden seine Hauptaussagen hier kurz zusammengefaßt (vgl. Thimm et al. 1988, Thimm 1989).

1. Die Landwirtschaft wird eher vielfältiger werden, und verschiedene Leitmodelle (konventionelle, ökologisch orientierte, high-tech Landwirtschaft) werden koexistieren.
2. Die Überschußproduktion wird sowohl durch Preissenkungen in Richtung freier Markt als auch durch Flächenstilllegungen angegangen werden.
3. Der Agrarstrukturwandel wird sich noch verstärken, aber regional nach Standortgunst weiter differenzieren. Etwa 50 % der landwirtschaftlichen Betriebe werden bis zum Jahre 2000 ausscheiden.
4. Hobbylandwirtschaft und Nebenerwerbslandwirtschaft mit Einkommenskombinationen aus normaler Landwirtschaft, Direktvermarktung, Fremdenverkehr und Landschaftspflege werden sich ausdehnen.
5. Ökoprodukte haben gute, nachwachsende Rohstoffe, insbesondere Bioäthanol eher schlechte Marktchancen.
6. Die vertikale Integration am Markt wird zunehmen, wobei die Einflußmöglichkeiten der Landwirte von ihren eigenen Marktstrategien abhängen.
7. Umwelt- und Naturschutzfragen werden in Zukunft viel stärker berücksichtigt werden.
8. Eine stärkere Differenzierung des ländlichen Raums in landwirtschaftliche Produktionsstandorte, Erholungs- und Naturschutzregionen wird Platz greifen.
9. Der Landwirt wird sich zusehends als anpassungsfähiger Unternehmen bewähren müssen.

10. Moderne Technologie wird auch unter Umweltgesichtspunkten eine wesentliche Rolle in der Landwirtschaft spielen.
11. Produkte des ökologischen Landbaus werden zunehmend über den konventionellen Lebensmittelhandel vermarktet werden, wobei die Produktehrlichkeit von entscheidender Bedeutung sein wird.
12. Auch für den ökologischen Landbau wird sich im Zuge seiner Ausweitung der ökonomische Druck auf marktangepaßte Produktionskosten erhöhen.

Insgesamt wird sich die Landwirtschaft mit einem verstärkten Anpassungsdruck an Markt und Umweltverträglichkeit konfrontiert sehen. Trifft diese Prognose zu, so läßt sich für die Agrarumweltpolitik daraus ableiten, daß sie einerseits gute Aussichten hat und andererseits marktkonform angelegt sein sollte.

ad 2

Die Agrarpolitik befindet sich heute in der Krise (vgl. z.B. ABL 1988, Arbeitsgruppe Alternative Wirtschaftspolitik 1988, Hartkemeyer 1987, Poppinga 1981, Schmitt 1984b, 1985, 1986, Tangermann 1984), weil sie die durch sie wesentlich mitgenerierten Folgeprobleme der Überschußproduktion, der Umweltbelastung und der Ausbeutung der Dritten Welt nicht zu beherrschen vermag, die dadurch ausgelösten tiefgreifenden Konflikte nicht zu entschärfen in der Lage ist und die Veränderungsdynamik industrieller Gesellschaften zu Lasten der etablierten Landwirtschaft allenfalls mit steigenden Kosten aufhalten kann (vgl. Bechmann 1989 und Kapitel 6.4.11). Die grundlegenden Optionen der Agrarpolitik bestehen nun in Anlehnung an den vorangegangenen Abschnitt und bei Annahme des skizzierten Szenarios in

1. einer status-quo orientierten, von muddling through und Politikverzicht beherrschten, defensiven Agrarpolitik, die der bestehenden am nächsten kommt,
2. einer auf mehr Markt und high-tech setzenden Agrarpolitik, die die Internationalisierung von Umweltkosten der Landwirtschaft dabei nicht generell ausschließt, und

3. einer sozialökologischen, auf Umwelt- und Sozialverträglichkeit der Landwirtschaft ausgerichteten Agrarpolitik mit einem anfangs hohen gesellschaftlichen Konfliktniveau.³⁴

Je nach bevorzugter Option werden sich die Möglichkeiten und Formen einer Ökologisierung der Agrarpolitik deutlich unterscheiden und von der ersten zur dritten Option hin zunehmen.

ad 3

An Grundelementen für eine substantiell wirksame Ökologisierung der Agrarpolitik und der Landwirtschaft sind zu nennen:

1. Inhaltlich geht es um die Durchsetzung einer umweltverträglichen Landwirtschaft *und* um die Regeneration und Entwicklung des gesamten Naturhaushaltes im ländlichen Raum.
2. Umweltgesetze und die Internalisierung der Umweltkosten können zum Erreichen dieser Ziele wesentlich beitragen, aber letztlich werden nur eine ökologisch angepaßte Agrartechnologie³⁵ und ein entsprechendes Umweltbewußtsein in der Landwirtschaft dies gewährleisten können.
3. Moderne Technologie, was als Option auch die Gentechnologie einschließt, ist für die bezeichneten inhaltlichen Ziele zu nutzen.
4. Umweltprobleme der Landwirtschaft sind im (globalen) Zusammenhang der Umweltkrise zu sehen und entsprechend in die Umweltpolitik generell einzubetten.
5. Die beiden inhaltlichen Zielvorgaben implizieren Agrarumweltpolitik auf mehreren räumlichen Ebenen: Segregation (größere separate Naturschutzgebiete, regional starke Externivierung), Vernetzung (örtliche und überörtliche

³⁴ Zur näheren Kennzeichnung analog unterschiedener Politikoptionen siehe Conrad 1987a.

³⁵ Die These, daß der ökologische Landbau die einzige praktikable Agrartechnologie ist, die langfristig umweltschonend produziert (Bechmann 1989), halte ich allerdings für überzogen bzw. bislang nicht hinreichend belegt.

Biotopverbundsysteme) und Kombination (Intensitätsminderung, umweltverträgliche Agrarproduktion) (vgl. Hampicke 1987).

6. Bezugsrahmen und Anknüpfungspunkte für die Agrarumweltpolitik sind die EG-Agrarpolitik und EG-Regionalpolitik, der Agrarstrukturwandel mit der relativen Zunahme der Nebenerwerbslandwirtschaft und lokale bzw. regionale endogene Entwicklungspotentiale.
7. Ökologisierung der Landwirtschaft ist langfristig nur auf der Basis zugelassener Eigeninitiative und Eigenregulierung möglich, so daß die Gefahr einer umweltpolitischen Überregulierung zu vermeiden ist.
8. Schließlich ist die Einbettung von Agrar-Umwelt-Diskussion und -Politik in gesamtgesellschaftliche Wandlungsprozesse angemessen zu berücksichtigen.

Aus der Kombination dieser Grundelemente einer Ökologisierung der Agrarpolitik lassen sich zumindest Kriterien für die Bewertung bestimmter Politikoptionen und -strategien ableiten.

ad 4

Die Schwachstellen der bundesdeutschen Umweltpolitik sind in ihrer Tendenz zur rechtlichen Überregulierung, der Ineffizienz des Einsatzes knapper (Vollzugs-) Ressourcen, der Ineffektivität von Umweltregulierungen infolge mangelnder Stringenz, Eindeutigkeit und Zugriffsmöglichkeiten in den Verfahrensvorschriften, dem mangelnden Vollzug durch die Überkomplexität von Regelungen und der geringen Nutzung der Ressource "Umweltschutzgruppen" zu sehen (Knoepfel/Weidner 1985). Diese Schwachstellen, die meist erst im internationalen Vergleich deutlich werden, gilt es bei der Entwicklung von Ökologisierungsstrategien zu berücksichtigen, um nicht infolge kulturspezifischer Blindheit gegenüber vor-schnellen Schlußfolgerungen und Generalisierungen unangemessene agrarumweltpolitische Politikkonzepte zu propagieren.

ad 5

Für diesbezügliche Strategien und Instrumente bedeutet präventive Umweltpolitik im Agrarsektor zunächst einmal das langfristige Bohren von dicken Brettern. Sie muß sowohl auf der Ebene landwirtschaftlicher Produktion selbst als

auch auf der Ebene von Agrar- und Strukturpolitik ansetzen, um die Rahmenbedingungen landwirtschaftlicher Produktion umweltfreundlicher zu gestalten. Entscheidend ist letztlich die Verankerung der "selbstverständlichen" Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte und das heißt eines entsprechenden Umweltbewußtseins in der Landwirtschaft, unabhängig davon, ob dies durch verbesserte Ausbildung, Überzeugung, Auflagen oder finanzielle Anreize geschieht. Schon von daher ist eine zu starke Fixierung auf *staatliche* Organe und Politik skeptisch zu beurteilen. Die Rolle nichtstaatlicher Initiativen, Aushandlungsprozesse und Träger bei dem Weg hin zu einer mehr umweltverträglichen Landwirtschaft und die Möglichkeit der Umweltpolitik von unten sind wesentlich und lassen sich durch die konkrete Gestaltung agrarumweltpolitischer Programme und Maßnahmen verbessern und erleichtern. Die Förderung der Beteiligung von Landwirten an der Diskussion und lokalen Ausgestaltung von Maßnahmen³⁶, die Mitwirkung und Beauftragung von Natur- und Umweltschutzverbänden bei bzw. mit der Implementation agrarumweltpolitischer Maßnahmen, die Möglichkeit privater Vereinbarungen etwa zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, die ökologische Verbreiterung der landwirtschaftlichen Beratung mögen durchaus zu Verzögerungen bei der Umsetzung von umweltpolitischen Programmen und Maßnahmen führen, wirken sich aber mittel- und langfristige im allgemeinen positiv aus und vermeiden den Aufbau zusätzlichen prozedural bedingten Konfliktpotentials.

Dem korrespondiert auch die Beobachtung, daß gestiegenes Umweltbewußtsein und verstärkte Berücksichtigung von Umweltbelangen in der Landwirtschaft, soweit sich dies bislang feststellen läßt, kaum einer Neuorientierung und Ökologisierung der Agrarpolitik, sondern hauptsächlich der nichtstaatlichen öffentlichen Diskussion und externem umweltpolitischen Druck und Regulierung zu danken sind.³⁷ Agrarumweltpolitik sollte sich an die laufende agrarpolitische Reformdiskussion anbinden, aber zugleich auf ihre Eigenständigkeit bedacht sein. Sie sollte aus sachlichen wie aus politischen Gründen nur begrenzt auf eine (direkte, umfassende) Ökologisierung der Agrarpolitik setzen und konkrete umweltpolitische Maßnahmen, die zu einer Ökologisierung der Landwirtschaft beitragen, in den Vordergrund stellen, weil auch eine weitgehende Reorientierung der Agrarpolitik Umweltaspekte nur bedingt angemessen zu berücksichtigen vermö-

³⁶ Wie etwa bei der Implementation der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen (vgl. Teherani-Krönner 1987).

³⁷ So analog für die Schweiz Knoepfel/Zimmermann 1987.

te. Dabei ist im Vorgehen und in der Bewertung von Maßnahmen im allgemeinen nach den verschiedenen Umweltschutzgütern zu differenzieren³⁸, und es sind auch Zielkonflikte zwischen denselben zu beachten, z.B. zwischen Gewässerschutz und Naturschutz und Bodenschutz.

"Mittlere ökologische Regulierungen" im Agrarsektor zeichnen sich dadurch aus, daß sie gegenüber kleinen punktuellen umweltpolitischen Regelungen, auf die sie häufig aufbauen, eine veränderte "ökologisierte" Optik aufweisen, größere Bereiche betreffen und vorhandene umweltpolitische Instrumente auch auf breiter Front einzusetzen bereit sind, während sie im Vergleich zu "großen ökologischen Regulierungen" den Kernbereich der klassischen Agrarpolitik nicht antasten, sondern nur zusätzliche umweltpolitische Rahmenbedingungen setzen, um so eine starke Politisierung und heftigen Widerstand seitens der etablierten agrarpolitischen Akteure und Interessen möglichst zu vermeiden (vgl. näher Knoepfel/Zimmermann 1987). Gerade für den Bereich der Umweltpolitik vermutet Knoepfel (1989b), daß die Umsetzung von Politikprogrammen auf Programmumbau und Strukturbildung via Problemdruck, Persuasion und soziales Lernen angewiesen ist und sich nicht mehr nur auf die bekannten Wege des formellen und informellen Verwaltungsvollzugs verlassen kann. Allerdings ist zu fragen, wie weit eine Ökologisierung der Landwirtschaft durch solche mittleren ökologischen Regulierungen wie Gülleverordnung oder Wasserschutzgebietsverordnungen mit strengen Bewirtschaftungsaufgaben reichen kann, ohne auch die Agrarpolitik selbst anzugreifen. Als (notwendige) Phase eines Ökologierungsprozesses sind sie jedoch sicherlich positiv einzustufen.

Da es generell ein problematisches Unterfangen sein dürfte, inhaltliche Natur- und Umweltschutzanliegen und die Änderung formaler gesellschaftlicher Koordinationsmechanismen *zugleich* politisch durchsetzen zu wollen, spricht einiges dafür, zur Durchsetzung substantieller umweltpolitischer Ziele überwiegend mehr oder weniger marktkonforme oder zumindest an Marktmechanismen adaptierbare Instrumente einzusetzen. Von daher sind administrativ praktikable und kontrollierbare Maßnahmen der Internalisierung von Umweltkosten vermehrt in Erwägung zu ziehen, z.B. die (differenzierte) Besteuerung von Düngemitteln, Pestiziden, fehlenden lokalen Biotopen, übermäßigen Schlaggrößen und Viehbestandsdichten. Zweifellos werden Ge- und Verbote damit nicht obsolet; betont wird

³⁸ Eine Gülleverordnung trägt kaum zur Lösung von Naturschutzproblemen bei.

lediglich die vermutliche Vorteilhaftigkeit von solchen Maßnahmen in kapitalistischen Industriegesellschaften, die am ökonomischen Hebel ansetzen.

Im übrigen geht es nicht um die (ideologische) Bevorzugung bestimmter Typen von Politikinstrumenten, sondern um den Einsatz eines intelligenten und flexiblen Mix von Instrumenten, der lokale Partizipation und Adaption zuläßt.³⁹

Auf der Ebene rechtlicher Regelungen sind Vorkehrungen wesentlich, die die rechtliche Sanktionierbarkeit und Chancengleichheit von Umweltschutzbelangen gewährleisten. Andernfalls, so zeigen bisherige umweltpolitische Erfahrungen, scheitert der Umweltschutz leicht spätestens vor Gericht, wenn z.B. die Verteilung von Beweislasten zu seinen Ungunsten angelegt ist, was gerade auch in der Landwirtschaft von entscheidender Bedeutung ist. Bei genuin umweltorientierten Regelungen wie wasserrechtlichen, naturschutzbezogenen oder abfallrechtlichen Gesetzen und Verordnungen ist auf die Privilegierung der Landwirtschaft zu verzichten bzw. eine solche aufzuheben (z.B. die Landwirtschaftsklauseln im Bundesnaturschutzgesetz⁴⁰).

Im Bereich der Agrarpolitik bietet am ehesten die Agrarstrukturpolitik Möglichkeiten der konkreten Berücksichtigung von Umweltschutzbelangen. Gerade bei Fördermaßnahmen in diesem Bereich, wie der Bergbauernzulage, ist die Verfügbarkeit und Transparenz relevanter Information entscheidend, um solche Maßnahmen wirksam und flexibel gestalten und ansetzen zu können. Von daher bietet sich die Koppelung der Gewährleistung von Zuschüssen und Bewirtschaftungsbeiträgen an die Offenlegung wesentlicher Informationen seitens der Begünstigten an, was z.B. die Verpflichtung zu einer geordneten, gegebenenfalls vereinfachten Buchführung landwirtschaftlicher Betriebe einschließt.

³⁹ Agrarpreissenkungen wirken sich ökologisch nur sehr begrenzt positiv aus. Umweltsteuern, in Maßen eingesetzt, stellen nicht für jedes Umweltschutzgut ein hinreichendes Instrument dar. Differenzierte, schwer kontrollierbare Auflagen erscheinen nur lokal vertretbar. Umweltberatung kann Umweltbewußtsein und umweltbezogenes Verhalten bei Landwirten fördern, beides aufgrund der Form von landwirtschaftlicher Beratung als im Prinzip nicht-hierarchischer Kommunikation und auf freiwilliges Befolgen abgestellter Empfehlung jedoch nicht erzwingen.

⁴⁰ Wiederum spielen Fragen der Kostenträgerschaft bei solchen Veränderungen agrarumweltrechtlicher Regelungen eine entscheidende Rolle; vgl. Frankfurter Rundschau vom 24.4., 25.4., 27.4., 28.4. und 24.5.1989 sowie Knauer et al. 1989.

Raumplanung und Raumordnungspolitik könnten viel zur Vermeidung von Umweltproblemen der Landwirtschaft beitragen durch geeignete, an ökologischen Kriterien ausgerichtete räumliche Aufteilungen und Vernetzungen, was bislang besonders für den Agrarbereich weitgehend vernachlässigt wurde, von einigen Forschungsaufträgen in dieser Hinsicht abgesehen. Allerdings steht die Raumordnungspolitik selbst vor dem Problem mangelnder Durchsetzungsfähigkeit, so daß auch von dieser Seite allenfalls zaghafte Beiträge zur Förderung einer umweltverträglichen Landwirtschaft zu erwarten sind (vgl. ARL 1988a, BMBau 1986b, 1987a, 1987b, Klemmer 1988, Maier 1987, Marx 1988).

Da Umweltpolitik im Agrarsektor zunächst wesentlich Politik des peripheren Eingriffs (Doran et al. 1974) bedeutet, ist ihre strategisch gezielte Anknüpfung an parallellaufende durchsetzungsfähige Interessen, Programme und Maßnahmen sinnvoll, allerdings um den Preis der Gefahr ihrer legitimatorischen Vereinnahmung und partiellen Deformation. Solche Interessenkoppelungen, Themenverknüpfungen und Koalitionsbildungen dürften angesichts der zu beobachtenden Zuspitzung der Finanzierungsprobleme des EG-Agrarmarktes und des daraus resultierenden politischen Handlungsdrucks (vgl. EG-Kommission 1985a, 1985c) grundsätzlich die Chancen für auch unter Umweltgesichtspunkten positiv zu bewertende Umstrukturierungsprozesse in der Landwirtschaft erhöhen. Sie zielen auf eine präventive Agrarumweltpolitik durch Veränderung der agrarpolitischen Rahmenbedingungen ab. Beispielhaft seien in dieser Richtung nur Reformüberlegungen genannt, die auf den Abbau von Preissubventionen, Betriebsmittelsubventionen und Absatzgarantien, die Erhebung (gestaffelter) Mitverantwortungsabgaben und regional- und umweltpolitisch differenzierte Transferzahlungen an landwirtschaftliche Betriebe hinauslaufen (vgl. von Meyer 1983, 1987, 1988a), oder die Unterstützung integrierter Regionalstrukturprogramme, die in ländlichen Regionen Alternativen zur traditionellen landwirtschaftlichen Produktion entwickeln helfen sollen. Solche Programmaspekte sind zumindest dann ökologisch positiv einzuschätzen, wenn sie infolge der angesprochenen Interessenkopplung Kriterien der Umweltverträglichkeit mit aufnehmen, was ihre konkrete Ausgestaltung und Ausführung anbetrifft. Weitergehende, auf Politikintegration hinauslaufende Konzepte von Agrarumweltpolitik (OECD 1989) dürften hingegen vorläufig nur auf programmatischer Ebene eine Chance besitzen; die längerfristigen Folgewirkungen eines solchen Prozesses auf die Agrarumweltpolitik generell könnten sich jedoch auch als bedeutsam erweisen.

Gerade weil Umweltschutzinteressen in solchen Zweckbündnissen machtmäßig eher unterlegen sind, sollten ihre Vertreter die unterschiedlichen Interessenlagen und vorherrschenden Interessenberücksichtigungsmuster in der Agrarpolitik im Auge behalten (Interessenunterschiede zwischen Akteuren nach Produktionsstufen, Produktionsbereichen, Produktionsregionen und Betriebsgrößen), sich auf die Vertretung genuin ökologischer Belange konzentrieren und sich nicht - oder nur taktisch - auf spezifische Agrarsysteme und Produktionsweisen festlegen.⁴¹

Zur rascheren Durchsetzung von Umweltschutzbelangen im Agrarsektor wird die explizite oder implizite sozialpolitische Absicherung vieler Landwirte von entscheidender Bedeutung sein. Umweltpolitisch sauberer ist die explizite Ausweisung und getrennte Durchführung solch agrarsozialer Maßnahmen, die sich zeitlich auf die heutige Betriebsleitergeneration begrenzen ließen. Leichter durchsetzbar, jedoch vermutlich mit (in die Zukunft verlagerten) Folgeproblemen belastet, dürfte die implizite agrarsoziale Absicherung über Bewirtschaftungsbeiträge, Management Agreements und ähnliche Instrumente sein. Darauf läuft denn auch überwiegend die Mehrzahl agrarumweltpolitischer Strategien auf den verschiedenen politischen Entscheidungsebenen hinaus (vgl. Effizienz-Verordnung auf EG-, BNatG-Novellierung auf Bundes- und Wasserpfennig auf Landesebene). Entscheidend aber wird die Verknüpfung von klar proklamierter und durchgehaltener Neuorientierung der Agrarpolitik und Verdeutlichung der Richtung des agrarstrukturellen Wandels mit der Gestaltung und Bereitstellung agrarsozialer Ausgleichsmaßnahmen sein.

Schließlich sei noch auf die Vorteilhaftigkeit der Einbindung agrarumweltpolitischer Aushandlungsprozesse und Maßnahmen in die allgemeine Ökologiedebatte hingewiesen. Eine solche Einbettung ist sowohl auf kognitiver wie auf sozialer Ebene nützlich zur (längerfristigen) Stärkung gerade präventiver Agrarumweltpolitik, trotz damit möglicherweise einhergehender Komplikationen bei kurzfristigen konkreten Einzelentscheidungen und -maßnahmen.

⁴¹ Damit vermeiden sie nicht nur möglicherweise vorschnelle und einseitige Anbindungen an bestimmte agrarische Leitbilder, die vielleicht morgen fallengelassen werden und die den Vorwurf der Einäugigkeit in ihren ökologischen Bewertungsmaßstäben evozieren, sondern lassen auch mehr Phantasie in der Entwicklung neuartiger umweltverträglicher Produktions- und Vermarktungsformen zu.

Fragt man nach dieser Skizze von Strukturmerkmalen einer Ökologisierung der Agrarpolitik nach der Reformfähigkeit des agrarpolitischen Systems, nach einer möglichen Entwicklungsdynamik und nach dem Zeithorizont für einen solchen Ökologierungsprozeß, so sind in der Tendenz folgende Antworten angemessen:

1. Die Reformfähigkeit eines versäulten abgeschotteten Agrarsektors ist zweifellos sehr begrenzt.⁴² Sie ist aber nicht gleich Null, wie gerade jüngere Aktivitäten innerhalb des BMELF zeigen.⁴³ Da Naturschutzmaßnahmen innerhalb gewisser Grenzen und bei einem Rechtsanspruch auf Ausgleichszahlungen für betroffene Landwirte den Agrarsektor als solchen nicht grundsätzlich in Frage stellen, kann sich das agrarpolitische System vor dem Hintergrund zunehmenden Umweltbewußtseins ein Entgegenkommen und gewisse Reformen auch ohne Schwierigkeiten erlauben. Eine weitergehende Reorientierung erscheint ebenfalls nicht ausgeschlossen, aber nur als langwieriger Prozeß denkbar.
2. Eine mehr gesellschaftlich als politisch verankerte Entwicklungsdynamik zugunsten einer Ökologisierung ergibt sich aus dem oben skizzierten Szenario über die zukünftige Entwicklung der Landwirtschaft, das den Anforderungen des Naturschutzes wachsendes Gewicht einräumt.
3. Der Zeithorizont für den Verlauf eines solchen Ökologierungsprozesses ist in jedem Fall als langfristig anzusehen, wie auch aus der diesbezüglichen Einschätzung der Entwicklung der Nitratpolitik naheliegt (vgl. Kapitel 9.1).

⁴² So haben auch Untersuchungen der jüngsten agrarpolitischen Beschlüsse der EG und der Bundesregierung ergeben, daß entgegen vollmundiger Ankündigungen unter der Oberfläche im wesentlichen noch immer alles beim Alten geblieben ist (vgl. Henze/Zeddies 1988a, Koester/Terwitte 1988).

⁴³ Die Vorschriften zugunsten eines besseren Umwelt- und Naturschutzes in den Entwürfen zu den Novellen des Düngemittelgesetzes und des Naturschutzgesetzes stammen u.a. aus dem BMELF selbst, das heute (1989) umweltpolitisch intern zweigeteilt ist.

9.5 Teilkonzept einer Agrarumweltpolitik

Nach diesen generellen Überlegungen soll nun die Konzeption einer Agrarumweltpolitik vorgetragen werden, die als Richtschnur für die weitere Förderung einer Ökologisierung der Landwirtschaft dienen könnte, ohne selbst bereits heute in dieser idealtypischen Form im agrarpolitischen Alltag umsetzbar zu sein.⁴⁴ Dieses Modell versteht sich im Lichte der vorangehenden Ausführungen nur als wichtiges Teilstück einer Agrarumweltpolitik, das auf die Nutzung ökonomischer Anreize abhebt. Die Betonung von deren Vorteilhaftigkeit und gegebenenfalls Notwendigkeit impliziert jedoch nicht die Annahme, daß diese Konzeption für die Agrarumweltpolitik bereits hinreichend sein könnte. Darüber hinaus zielt sie zunächst einmal auf eine Entflechtung und anschließende Koordination verschiedener den Agrarsektor berührender Politikbereiche ab - nicht nur auf analytischer, sondern auch auf politisch-programmatischer Ebene. Damit sind zugleich normative Reorientierungen von Politik in diesen Bereichen verbunden (vgl. Conrad 1988b).⁴⁵

1. Die *Agrarpolitik* hätte auf die *allmähliche* Anpassung der Agrarpreise an Weltmarktbedingungen hinzuwirken, was nicht nur zu einer Senkung der Erzeugerpreise, sondern auch zum Abbau verzerrter Preisrelationen führen würde. Eine gewisse Absicherung des EG-Agrarmarktes gegen kurzfristige Preisausschläge könnte die EG-Kommission durch entsprechende Markteingriffe des An- und Verkaufs und der Festlegung eines Interventionspreises gewährleisten.
2. Die *Agrarsozialpolitik* hätte die mit der Preisanpassung unausweichlich verbundenen sozialen Härten durch direkte Einkommenstransfers wenigstens ökonomisch für die betroffenen Landwirte für eine ca. 10-15jährige Übergangszeit auszugleichen. Eine entsprechend angekündigte und abgegrenzte Einkommenssicherung würde die politische Durchsetzbarkeit von Politikprogrammen in den anderen landwirtschaftsbezogenen Politikbereichen erleichtern. Der Preis wäre eine im Vergleich zu anderen Wirtschaftsbereichen überproportio-

⁴⁴ Es geht somit mehr um den Modellcharakter eines in sich abgestimmten agrarumweltpolitischen Gesamtkonzepts als um die präzise Festlegung auf ganz bestimmte Maßnahmen und Programme.

⁴⁵ Am nächsten kommen dem hier vorgestellten Ökologisierungskonzept die Ausführungen von de Haen (1987). Seine ausführliche Begründung würde den Rahmen dieses Kapitels sprengen.

nal günstige Absicherung von Landwirten, was sich jedoch mit der von der Landwirtschaft nicht zu verantwortenden Kehrtwendung der Agrarpolitik rechtfertigen ließe.

3. Die *Agrarstrukturpolitik* hätte die Flurbereinigung umweltverträglich zu gestalten⁴⁶, wie dies in einigen Fällen bereits heute geschieht (vgl. Eilfort 1989, Kaule 1988, Manger 1989) und darüber hinaus in ausgeräumten Landschaften mittel- und längerfristig eine erneute explizit ökologische Flurbereinigung durchzuführen. Die einzelbetriebliche Förderung sollte auf Kreditbewilligungen für entwicklungsfähige Betriebe beschränkt, ansonsten aber auf die Förderung des ökologischen und integrierten Landbaus, auf entsprechende Umstellungsbeihilfen und die Finanzierung von Bewirtschaftungsbeiträgen für zusätzliche Umweltschutz- und Landschaftspflegemaßnahmen von Landwirten (z.B. im Rahmen des Bergbauernprogramms und der Effizienzverordnung der EG) konzentriert werden.⁴⁷
4. Die *regionale Strukturpolitik* hätte die wirtschaftliche Lebensfähigkeit ländlicher Räume vor allem durch die Förderung von endogenen Entwicklungspotentialen zu stützen, wobei die Landwirtschaft eine Komponente unter mehreren sein kann (vgl. Conrad 1987a, Tönnies 1987). Ländliche Regionen ohne ausreichende Entwicklungsmöglichkeiten sollten nicht künstlich hochgepöppelt werden, ihren Bewohnern sollte jedoch für fehlende Möglichkeiten eine generelle (d.h. nicht die Landwirtschaft spezifisch betreffende) Zulage (à la Berlinzulage) aus Bundes- bzw. Landesmitteln zukommen. Außerdem ist in diesen dünn besiedelten Gebieten ein Minimum an Infrastruktureinrichtungen und an Landbewirtschaftung bzw. Landschaftspflege zur Vermeidung von Umweltschäden zu gewährleisten. Umgekehrt sollte die Raumordnungspolitik zur räumlichen Trennung miteinander unvereinbarer Formen der Land- und Ressourcennutzung beitragen (z.B. Gemüseanbaugelände und Trinkwassergewinnung), wozu insbesondere auch die Ausweisung von ökologisch hochwertigen und vor

⁴⁶ Dies heißt mehr als nur die Absegnung einer agrarisch ausgerichteten Flurbereinigung durch eine Umweltverträglichkeitsprüfung.

⁴⁷ Mit dieser Reorientierung der Agrarstrukturpolitik würden auch ihre bisherigen negativen Umweltwirkungen durch die einseitige Bevorzugung größerer Betriebe mit der Ausweitung ökologisch problematischer Wirtschaftsweisen vermieden, wie z.B. die Umstellung auf Güllewirtschaft in der Vergangenheit.

anderen Nutzungsformen ausreichend geschützten Naturschutzgebiete gehörte (vgl. Hampicke 1987).

Erst vor dem Hintergrund solcher Politikorientierungen sind agrarumweltpolitische Regulative angemessen zu beurteilen und rationaler einsetzbar (Schmitz 1987). Die *Agrarumweltpolitik* sollte zunächst flächendeckend mit Hilfe ökonomischer Anreize umweltverträgliche Landwirtschaft via Internalisierung von Umweltfolgekosten fördern und damit zugleich Mittel für die Beseitigung von Umweltschäden sicherstellen. Zweitens sollte sie lokal bzw. regional durch spezifische Auflagen und administrative Maßnahmen Umweltgüter schützen, die durch das unspezifische Instrument flächendeckender Umweltsteuern nicht gesichert werden können.⁴⁸ Drittens sollte sie die Chancen von moral suasion zugunsten umweltverträglicher Landbewirtschaftung komplementär voll nutzen⁴⁹, jedoch im allgemeinen auf Bereiche konzentrieren, in denen die ökonomische Interessenlage des Landwirts dem nicht entgegensteht. Auch wenn der Landwirt nicht nur als homo oeconomicus agiert, kann doch unterstellt werden, daß diese Rolle sein Bewirtschaftungsverhalten heute weitgehend bestimmt.

Insofern Ausführungen über spezifische Umweltauflagen und über die Aufgaben einer Umweltberatung bereits vielfach in der Literatur vorliegen (vgl. exemplarisch Hötzel 1986, SRU 1985) und die Palette diesbezüglicher Maßnahmen bei entsprechender Konkretisierung und Detaillierung von den jeweiligen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen abhängt und von daher hier nicht umfassend aufgezeichnet werden kann, konzentrieren sich die folgenden Ausführungen auf das in der Literatur bislang weniger breit (nur spezifisch für die Stickstoffsteuer) diskutierte Instrument ökonomischer Anreize im Rahmen der Agrarumweltpolitik. Da ökonomische Anreize nur dann ein sinnvolles Politikinstrument darstellen, wenn sie wirksam und praktikabel sind und im Vergleich zu administrativen Auflagen keinen hohen Kontrollaufwand erfordern, sollten sich die auf

⁴⁸ Dazu gehört auch die Festlegung von Regeln umweltschonender Landbewirtschaftung und die Einführung von Betreiberpflichten (vgl. SRU 1985).

⁴⁹ Hierzu gehört zunächst einmal die verbesserte personelle und ressourcenmäßige Ausstattung der Officialberatung, die einzelbetriebliche Gesamtbetriebsberatungen unter Berücksichtigung von Umweltbelangen überhaupt erst möglich macht (vgl. Bruckmeier 1987e, 1988b).

Internalisierung von Umweltkosten abzielenden Maßnahmen auf im wesentlichen vier Steuern beschränken⁵⁰:

1. Stickstoffsteuer auf Handelsdünger von ca. 2 DM/kg N und Phosphatsteuer auf Handelsdünger von ca. 1 DM/kg P_2O_5 ;
2. eine abgestufte Steuer (ein-, zwei- und vierfacher Satz) auf Pestizide und Tierpharmazeutika je nach ihrem Gefährdungsgrad für die Umwelt⁵¹;
3. eine Steuer von ca. 200 DM/ha für eine Viehbesatzdichte über 2 GVE/ha je angefangener GVE/ha⁵²;
4. eine abgestufte Landschaftssteuer von 100 bzw. 200 DM/ha für Betriebe mit fehlenden lokalen Biotopen u.ä. und mit Schlägen über etwa 4 ha⁵³.

Mit der Erhebung dieser mit begrenztem Verwaltungsaufwand verbundenen Steuern werden zunächst einmal der ökologische und der integrierte Landbau, generell "low input" und gemischte Bewirtschaftungsweisen begünstigt. Die Steuerhöhe sollte so bemessen sein, daß der Landwirt umweltverträgliche Formen der Landwirtschaft aus wirtschaftlichen Gründen im allgemeinen vorzieht.⁵⁴

Mit der Begrenzung der negativen ökonomischen Anreize auf diese vier Steuern wird zugleich die eine gesellschaftliche Wertentscheidung implizierende Trennungslinie zwischen vom physischen Verursacher zu tragenden Umweltkosten und von für weitergehende Umwelt- und Naturschutzmaßnahmen anfallenden Kosten ge-

⁵⁰ Die folgenden Zahlenangaben werden nicht weiter begründet, resultieren aber aus entsprechenden Überlegungen in der Fachliteratur und der Abschätzung der entsprechenden Mehrkosten für eine umweltverträgliche Landwirtschaft, die diese Steuern vermeidet (vgl. auch Zeddies/Jarosch 1989).

⁵¹ Davon unberührt bleibt die Durchführung einer härteren Umweltverträglichkeitsprüfung bei der Zulassung von Pflanzenbehandlungsmitteln und Tierpharmazeutika als in der Vergangenheit.

⁵² Damit wird das schwierige Problem einer Güllebesteuerung umgangen.

⁵³ Diese von den lokalen Behörden einzutreibende Steuer ist administrativ am aufwendigsten, aber mit entsprechenden kartographischen Unterlagen und einem gewissen Handlungsspielraum der Vollzugsbehörden in der BRD umsetzbar.

⁵⁴ Im Rahmen der bisher vorgetragenen Modellbetrachtungen sind Probleme der verfassungsrechtlichen Zulässigkeit der Gleichbehandlung und der Steuersystematik von solchen Umweltsteuern erst einmal sekundär, zumal sie als durchaus lösbar erscheinen.

zogen, die von der Allgemeinheit bzw. dem Nutznießer zu tragen sind. Dazu gehören Kosten für die Einrichtung ökologischer Ausgleichsflächen und weitergehender Biotop-Verbundsysteme⁵⁵, für die nach Arbeitsaufwand zu bemessende Entlohnung für Landschaftspflege- und Naturschutzmaßnahmen⁵⁶ und für Ausgleichszahlungen für über eine ordnungsgemäße umweltschonende Landwirtschaft hinausgehende Beschränkungen und Auflagen z.B. in Wasserschutzgebieten (vgl. ähnlich und konkreter Knauer 1989a, 1989b, 1989c, 1989d).

Betrachtet man die Auswirkungen dieser Steuern auf die einzelnen für die Landwirtschaft relevanten Umweltschutzgüter, so ergibt sich etwa folgendes Bild:

1. Die Stickstoffsteuer würde zu einer gewissen Verschiebung in der Wahl der Anbaufrüchte, jedoch nicht zu einer starken Reduktion des Stickstoffdüngereinsatzes, speziell nicht im Bereich der problematischen Sonderkulturen des Gemüse- und Weinbaus führen. Von daher würden über diese Steuer im wesentlichen nur die Mittel aufgebracht, um erforderliche zusätzliche Maßnahmen der Wasserwirtschaft indirekt zu finanzieren. - Über die Auswirkungen einer Phosphatsteuer auf die Landbewirtschaftung existieren kaum Untersuchungen. Auch hier ist zu vermuten, daß der Phosphatdüngereinsatz nur wenig zurückgehen würde, so daß eine geringere Eutrophierung von Oberflächengewässern seitens der Landwirtschaft nur begrenzt zu erwarten wäre.
2. Die Pestizidsteuer sollte im Verbund mit restriktiven Zulassungsbedingungen deutliche Effekte für den Gewässer- und Bodenschutz erbringen.
3. Die kombinierte Wirkung von Steuern auf Tierpharmazeutika und Viehbesatzdichte sollte die Chancen für eine artgerechtere, aber sicher immer noch weitgehend automatisierte Tierhaltung und - in Verbindung mit der Stickstoffsteuer - für eine Verringerung des Gülleproblems deutlich erhöhen, ohne jedoch entsprechende rechtliche Vorschriften im Bereich von Tierschutz-

⁵⁵ Angesichts des Preisverfalls der Boden- und Pachtpreise einer Agrarproduktion unter Weltmarktbedingungen wären die Kosten für den Erwerb oder die Pacht diesbezüglicher Flächen weit geringer als heute.

⁵⁶ Außer in speziellen Lagen und in der Anfangsphase ist mit rund einer Arbeitskraft je 200 ha zu rechnen, was etwa der Betriebsgröße moderner gesunder Ackerbaubetriebe entspricht. Von daher stellt die Landschaftspflege längerfristig keine Einkommensalternative für die Mehrzahl der heutigen landwirtschaftlichen Klein- und Mittelbetriebe dar.

gesetz und Gülleverordnung einschließlich ausreichender Überwachung überflüssig zu machen (vgl. Teherani-Krönner 1987).

4. Die Landschaftssteuer sollte das notwendige Minimum an raumwirksamen Vorkehrungen der Landwirtschaft zugunsten des Arten- und Biotopschutzes gewährleisten, sowie zusätzlich die Gestaltung bzw. Erhaltung einer abwechslungsreichen Kulturlandschaft. Darüber hinausgehende und dringend notwendige Naturschutzmaßnahmen (vgl. Hampicke 1987, Knauer 1986a, 1986b, 1989a, 1989c) wären als eigenständige, weniger der Agrarumweltpolitik zuzurechnende Schritte einer Umwelt- und Naturschutzpolitik anzusehen.
5. Die Hauptwirkung für den Umweltschutz dürfte in dem durch diese Steuern, die rechtlichen Auflagen und die Umweltberatung der Landwirtschaft *zusammen* induzierten Effekt einer allmählichen Verschiebung der Landbewirtschaftung in Richtung auf umweltschonendere Bewirtschaftungsformen ausgehen, wobei die parallelen Agrarpreissenkungen zusätzliche Incentives für eine gewisse Deintensivierung setzten. So hätte etwa ein Betrieb des ökologischen Landbaus im allgemeinen (fast) keine dieser Steuern zu zahlen, die für einen modernen Ackerbau- oder Viehhaltungsbetrieb in seiner gegenwärtigen Form zusammen leicht 500 DM/ha und mehr ausmachen könnten.
6. Für die Umweltschutzgüter Gewässerschutz, Bodenschutz gegenüber stofflichen Belastungen, Tierschutz und Naturschutz ist von den vier Umweltsteuern ein begrenzter Beitrag zu erwarten. In bezug auf Luftqualität, Lebensmittelqualität, Bodenerosion und Energieeinsparung dürfte ihr Beitrag gering sein. Probleme der Bodenverdichtung, des Grünlandumbruchs und des weiterreichenden Artenschutzes werden durch die Steuern nicht gelöst.

Während durch den allmählichen Verzicht auf Garantiemengen und Preisstützungen das durchschnittliche Preisniveau der Erzeugerpreise um gut 25 % sinken dürfte⁵⁷, würde die Internalisierung der Umweltkosten sie um ca. 15 % anheben. Um diese Kostenüberwälzung zu ermöglichen, wären für (vergleichbare) Agrarimporte entsprechende Umweltschutzzölle zu erheben.

⁵⁷ Dies variiert stark je nach Produkt. Zugleich würde der Selbstversorgungsgrad in einigen Bereichen auf deutlich unter 100 % sinken (vgl. Buckwell et al. 1982, Castle et al. 1985, Conway 1986).

Betrachtet man die Auswirkungen dieser stark auf die Internalisierung von Umweltkosten durch Pauschalsteuern abhebenden Agrarumweltpolitik auf andere Bereiche, so ist in etwa folgendes zu erwarten:

1. Der Agrarstrukturwandel wird durch die veränderte Agrarpreispolitik beschleunigt und durch die härtere Agrarumweltpolitik kaum gebremst. Benachteiligte Gebiete müssen mit einem weitreichenden Rückzug der Landwirtschaft, zum Teil zugunsten des Naturschutzes, rechnen. Durchschnittliche Betriebsgrößen von 200 ha für Vollerwerbsbetriebe sind wahrscheinlich. Nebenerwerbsbetriebe werden jedoch nicht diskriminiert und sind durchaus lebensfähig. Gemischte Betriebe sowie Betriebe des ökologischen Landbaus werden sehr viel zahlreicher.
2. Die staatlichen Agrarbudgets werden vor allem nach der Übergangszeit von 10 bis 20 Jahren forciert Agrarsozialpolitik extrem entlastet werden, wodurch Mittel für andere Zwecke frei werden.
3. Volkswirtschaftlich ist das gesamte Konzept eindeutig positiv zu bewerten, wobei die regionale Strukturpolitik durch differenzierte Maßnahmen für den ländlichen Raum absichern muß, daß durch räumlich-funktionale Differenzierungsprozesse keine vermeidbaren und sozial unangemessenen Folgekosten entstehen.⁵⁸
4. Für den Endverbraucher wird sich weder preislich⁵⁹ noch qualitätsmäßig ein gravierender Unterschied zum status quo ante ergeben. Am ehesten dürfte für ihn die Landschaft wieder abwechslungsreicher und bunter werden.⁶⁰
5. Für das Agrobusiness dürften die Folgewirkungen einer solchen Neuorientierung der Agrar(umwelt)politik mit wirtschaftlichen Verlusten und der Not-

⁵⁸ In der EG liegt der Anteil der Landwirtschaft mit weniger Ausnahmen in allen Regionen unter 20 % der Beschäftigten und unter 10 % des regionalen Sozialprodukts, so daß regionale Disparitäten primär weder agrarpolitisch verursacht sind noch gelöst werden können.

⁵⁹ Der Anteil der Landwirtschaft ohne Vorleistungen am Verkaufspreis von Lebensmitteln liegt durchschnittlich nur bei ca. 20 %.

⁶⁰ Allerdings muß er mit der Ausweisung von nicht betretbaren Naturschutz-Teilflächen rechnen.

wendigkeit zu innovativem Verhalten (z.B. biologischer Pflanzenschutz, Gesamtbetriebsberatung) verbunden sein.

6. Für Agrarexportländer und Entwicklungsländer sind in der Tendenz eher günstige Auswirkungen zu erwarten.

Von daher ist die Ergänzung der hier skizzierten Agrarumweltpolitik durch eine den Nahrungsmittelbereich betreffende forcierte Gesundheits- und Lebensmittelpolitik (food policy) erforderlich, die Anreize und Vorschriften für eine Verbesserung der Lebensmittelqualität, der Qualitätskriterien, der Qualitätskontrolle und der Ernährungsgewohnheiten setzt und somit den angestrebten Ökologierungsprozeß fortführt und verbreitert.

Für die hier skizzierte agrarumweltpolitische Gesamtkonzeption sind im Hinblick auf ihr vorherrschendes Politikverständnis und Politikmuster noch folgende Punkte festzuhalten:

1. Von den Instrumenten her ist die Konzeption nicht festgelegt (procedural rationality), präferiert jedoch als Grundlage marktförmige Instrumente gemäß der dominanten Logik kapitalistischer Gesellschaftssysteme, um so den Markt über die Einzelheiten in Abhängigkeit von den jeweiligen Präferenzen der Akteure entscheiden zu lassen.⁶¹
2. Die Konzeption setzt auf getrennte, jedoch aufeinander abgestimmte Politiken für spezifische Aufgabenbereiche und spricht sich gegen Simultanpolitiken im Agrarsektor aus. Dies hat mit dessen Geschichte und politisch-ökonomischer Struktur zu tun und gilt nicht prinzipiell (procedural rationality auch hier).
3. Während die Agrarpolitik in reduziertem Umfang (Stabilisierung gegenüber Weltmarktfluktuationen) weiterhin auf EG-Ebene angesiedelt sein soll, ist das Konzept für die Bereiche der Agrarsozial-, -struktur-, -umwelt- und Regionalpolitik hinsichtlich der Kompetenzzuordnung offener und setzt ver-

⁶¹ Damit wird nicht unterstellt, daß sich die kapitalistische Logik früher oder in Zukunft in der Landwirtschaft bruchlos durchsetzt(e).

mehrt auf nationale und regionale Kompetenzen bei Verbleib der Koordination, Abstimmung und Harmonisierung von Maßnahmen auf höherer (EG-)Ebene.⁶²

4. Bei der Organisation der Programmimplementation setzt die Konzeption auf ein halbwegs kooperatives Verhalten von Agrar-, Umwelt- und Steuerbehörden sowie Agrar- und Umweltverbänden. Sie ist im allgemeinen nicht darauf festgelegt, daß bestimmte konkrete Aufgaben nur von einem (staatlichen) Akteur übernommen werden können, wobei die Delegation hoheitlicher Funktionen selbstverständlich begrenzt bleiben muß.
5. Die Konzeption räumt dem Umweltschutz einen hohen politischen Stellenwert ein und verlangt auch inhaltliche Vorgaben seitens der Politik, so daß sie sich nicht auf prozedurale Maßnahmen und bloßes Aufnehmen von Ergebnissen des politischen Kräftespiels und der Bargaining-Prozesse der Interessengruppen beschränken kann.
6. Die Konzeption bemüht sich um innere Konsistenz, eindeutige Programmatik, Effektivität, Effizienz und administrative Praktikabilität. Sie ist auf sozialen Konsensus und rationalen Diskurs bei der Lösung von Konfliktlagen angewiesen, zumal sie eindeutig redistributiv im Vergleich zum Status quo ante wirken würde.
7. Von daher betrifft ihre heroische Annahme ihre politische Durchsetzbarkeit. Diese ist nach allem praktischen Wissen und allen politikwissenschaftlichen Erkenntnissen derzeit minimal. Insofern kann ihr nur eine Leitbildfunktion zukommen, an der sich pragmatischere agrarumweltpolitische Konzepte messen sollten.⁶³

Als Teilkonzept einer Ökologisierung der Agrarpolitik machen die vorangehenden Ausführungen deutlich, daß deren Rolle für eine Ökologisierung der Landwirt-

⁶² Die Erhebung eines entsprechenden Umweltschutzzolles wäre gleichfalls auf EG-Ebene zu regeln. Ein solcher, aus Wettbewerbsgründen eingeführter Schutzzoll dürfte den politisch und praktisch problematischsten Punkt in der hier vorgestellten agrarumweltpolitischen Konzeption ausmachen.

⁶³ Immerhin hat sich die agrarumweltpolitische Diskussion seit der erstmaligen Vorstellung dieses Konzepts 1987 durchaus auch ein wenig in seine Richtung bewegt.

schaft begrenzt ist und sein sollte und es vor allem auf entsprechende umweltpolitische Maßnahmen, ein verhaltenswirksames Umweltbewußtsein auch der agrarpolitischen Akteure, die wechselseitige Abstimmung agrar- und umweltpolitischer Programme und Maßnahmen und einen langen agrarumweltpolitischen Atem ankommt.

9.6 Die Nitratdebatte im Licht von Ökologie- und Industrialismuskritik

Abschließend wird der Versuch unternommen, die Nitratpolitik nicht nur im Rahmen einer Agrarumweltpolitik zu betrachten, sondern die Nitratdebatte auch im Kontext übergreifender gesamtgesellschaftlicher Diskurse zu beleuchten, um von daher die Auseinandersetzungen um Nitrat aus einem weiter angelegten Blickwinkel heraus einordnen zu können. Die Erörterung der Frage, in welchem Maß und in welcher Form Ökologiekritik und Industrialismuskritik auf die Nitratdiskussion durchschlagen und sich in ihr wiederspiegeln, kann hier nur in einer schlagwortartigen Darstellung geschehen, die eine gewisse Plausibilität für sich beanspruchen kann, aber die vorgenommenen Etikettierungen und Zuordnungen nicht im einzelnen argumentativ begründet.⁶⁴

Eine ökologisch akzentuierte Industrialismuskritik, die sich im wesentlichen als Umweltkritik, Technologiekritik, Bürokratiekritik und Gesellschaftskritik manifestiert, hat sich insbesondere in der BRD als negative Folie zu dem bis in die 70er Jahre hinein primär positiv bewerteten Industrialisierungsprozeß etabliert, der durch Technisierung, Rationalisierung, Spezialisierung und Zentralisierung aller Lebensbereiche der Gesellschaft gekennzeichnet ist. Die Industrialismuskritik verweist auf die zunehmende Selbstdestruktivität, abnehmende Gesamteffizienz und abnehmende Lösungskompetenz des Industriesystems und markiert angesichts der Unbestreitbarkeit entsprechender Phänomene und Entwicklungstendenzen inzwischen eindeutig eine gesellschaftspolitisch zentrale Konfliktlinie (vgl. Beck 1986, 1988, Frederichs et al. 1987, Gorz 1977, 1980, Illich 1973, 1978, Strasser/Traube 1981, Ullrich 1977). Ökologiekritik und Industrialismuskritik stellen u.a. Formen der auf die Folgen gesellschaftlicher Entwicklungsmodelle abhebenden Selbstbeobachtung von Gesellschaft dar. Damit

⁶⁴ Eine solche wissenssoziologische Analyse würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

die aus ihren Diagnosen struktureller Defizite abgeleiteten Therapievorschläge Aussicht auf Realisierung gewinnen können, müssen diese an die Funktionslogiken dieser Gesellschaften und ihrer Teilsysteme anzuschließen sein, wollen sie nicht als wissenschaftliche Modellspielerei, moralische Appelle oder Revolutionspostulate leerlaufen. Solange okologiekritik sich darauf beschränkt, Belastungen und Veränderungen der Umwelt zu beschwören und aufzuzählen (vgl. Enzensberger 1973), solange Kapitalismuskritik die Lösung aller Probleme in der Aufhebung des Privateigentums an Produktionsmitteln sieht oder solange Industrialismuskritik schlicht Wachstumsstop fordert, handelt es sich um wenig mehr als gesellschaftskritische Rhetorik. Wenn sich diese Positionen jedoch um Anschlußfähigkeit ihrer Kritik bemuhren, müssen sie sich auf die Eigenregulative sozialer Funktionssysteme, auf gesellschaftliche Macht- und Interessenlagen und auf historisch gewachsene und verankerte Kulturen und Institutionen einlassen und damit zwangsläufig in all diesen Hinsichten Position beziehen. Dies impliziert als Konsequenz die (gesellschaftspolitische) Auseinandersetzung mit anderen Positionen und Interessen, die Politisierung von bislang eher hingegenommenen Formen und Regulierungen von Produktion und Reproduktion und die Differenzierung von Umwelt- und Industrialismuskritik in unterschiedliche und gegensätzliche Positionen entlang bestehender gesellschaftspolitischer Lager, womit die Ökologie(kritik) ihre politische Unschuld verliert (Huber 1982). Weitgehende Einigkeit der Kritik besteht noch darin, Umweltbelastungen, Katastrophenpotentiale von Technologien, Identitätskrisen und auch die Verbreitung von Ökologie-, Industrialismus- und Zivilisationskritik selbst als Folgewirkungen einer prekären Wachstumslogik moderner Industriegesellschaften zu begreifen, unabhängig davon, ob man deren Ursachen in funktionaler Differenzierung und der Tendenz sozialer Funktionssysteme zu Optionssteigerung und Wachstum, in der Dominanz von Tauschwerten über Gebrauchswerte und den Verwertungsimperativen des Kapitals, in der jüdisch-christlichen Tradition der Beherrschung und Ausbeutung von Natur oder in der Trennung von Produktion und Konsum sieht. Offensichtlich generieren gesellschaftliche Problemlösungen, die auf dem Prozessieren von immer mehr Ressourcen, Energie und Information sowie auf Arbeits- und Funktionsteilung basieren, ab einem gewissen Ausmaß gravierende Folgeprobleme, die eben diese Formen der Lösung gesellschaftlicher Problemlagen in Frage stellen und zur Politisierung der Nutzung natürlicher Ressourcen, von Informationsverarbeitung, von positionellen Gütern, von sozialen Diensten

und von Lebensqualität (Forderung der Dominanz des Gebrauchswertes über den Tauschwert) führen können (Kitschelt 1985a).⁶⁵

Die Differenz der Kritik betrifft also weniger die phänomenologische Beschreibung von Defiziten und Folgeproblemen moderner Industriegesellschaften, sondern die Ursachenzuschreibung und dementsprechend die Therapie- und Lösungsvorschläge. Relativ übereinstimmend wird in der Literatur die Überlagerung der traditionellen Rechts-Links-Konfliktachse mit einer neuen Konfliktdimension zwischen Techno- und Öko-Flügel, zwischen "harten" und "sanften" Lösungswegen angenommen (vgl. Huber 1982, Kitschelt 1984, Touraine 1972).

⁶⁵ Zusammenfassend seien als entscheidende Determinanten und Problemlagen des sozialstrukturellen Wandels moderner Industriegesellschaften genannt:

1. die Prozesse funktionaler Differenzierung, die mit Rollensegmentierung, Formalisierung und Abstraktion sozialen Verhaltens und sozialer Beziehungen, Entfremdungsprozessen und einer zunehmenden Abhängigkeit gesellschaftlicher (und individueller) Entscheidungen und Regulierungen von Experten einhergehen;
2. inhaltlich-substantieller Strukturwandel, markiert durch die Schlagworte Informations- und Dienstleistungsgesellschaft, duale Ökonomie, Technisierung und technologischer "Fix";
3. Grenzen des Wachstums soziotechnischer Systeme, angedeutet durch Schlagworte wie Komplexität, Umweltzerstörung, Fragmentierung, Kontrollverlust, Irreversibilität, Katastrophenpotential, Zentralisierung, Verwissenschaftlichung, Verlust an Lebensqualität, psychischer Dauerstress.

Davon abgeleitet bzw. damit zusammenhängend sind zu nennen:

4. die zunehmende Bedeutung von Wissenschaft und Technik in nahezu allen Lebensbereichen;
5. der Trend zur Individualisierung, "in dessen Verlauf auf dem Hintergrund eines relativ hohen materiellen Lebensstandards und weit vorangetriebener sozialer Sicherheiten durch die Erweiterung von Bildungschancen, durch Mobilitätsprozesse, Ausdehnung von Konkurrenzbeziehungen, Verrechtlichung der Arbeitsbeziehungen, Verkürzung der Erwerbsarbeitszeit und vielem anderen mehr die Menschen in einem historischen Kontinuitätsbruch aus traditionellen Bindungen und Versorgungsbezügen herausgelöst und auf sich selbst und ihr individuelles '(Arbeitsmarkt-) Schicksal' mit allen Risiken, Chancen und Widersprüchen verwiesen wurden und werden" (Beck 1983: 41).
6. die Tendenz zur Homogenisierung, zu kennzeichnen mit den Schlagworten Massenkultur, Massenkonsum, Urbanisierung, bürokratische, industrielle und rechtliche Formalisierung, Regulierung sozialer Beziehungen ohne stabile intervenierende Institutionen wie Familie, Nachbarschaft oder subkulturelle Sphären;
7. vermehrte Staatsintervention, was Politisierungsprozesse erleichtert;
8. wachsendes Gewicht sogenannter post-materialistischer Werthaltungen einschließlich der Betonung partizipatorischer Formen politischer Kultur.

Eine weitergehende Diskussion von und Auseinandersetzung mit den verschiedenen Modellen von postindustrieller, postmoderner, dualer, informeller, Wissenschafts-, Risiko- oder Informationsgesellschaft würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

An traditionellen, an der *sozialen* Frage orientierten politischen Grundströmungen sind zu unterscheiden demokratische Linke, liberale Mitte und restaurative Rechte. Letztere setzt auf einen starken Staat und Macht, gegebenenfalls physische Gewalt und hat ein eher ständisch-traditionalistisches Weltbild. Die liberale Mitte setzt vor allem auf freie Marktwirtschaft und Einfluß durch Geld und hat ein elitär-konkurrenzzieltes Weltbild. Das Weltbild der demokratischen Linken ist egalitär-solidarisch und sie setzt primär auf Bewußtseinsbildung und die Macht zündender Ideen (vgl. Huber 1982: 191 f.).

Die entscheidende Differenz in der jeweils bevorzugten Antwort auf die *ökologische* Frage betrifft den Modus der Lösung: technokratisches Krisenmanagement, Orientierung an herkömmlichen Mechanismen der Problembewältigung, technische Problemlösungen, Wachstum der Grenzen und sauberes Wachstum, sprich Kontingenzerhöhung auf der einen und sozial und lokal orientierte "sanfte" Problembewältigung, Umwelt- und Sozialverträglichkeit, Konvivialität der Problemlösungen, Verhaltens- und Einstellungsänderungen, ein anderes Verhältnis zur Natur, Grenzen des Wachstums und Vermeidung von problem erzeugenden Strukturen, sprich Fundamentalisierungstendenzen auf der anderen Seite.

Bei der Kombination beider Konfliktachsen ergibt sich die in Tabelle 9.4 skizzierte Konstellation von gesellschaftspolitischen Grundpositionen. Ihre Lösungsmodelle für die Folgeprobleme industriegesellschaftlicher Entwicklung laufen hinaus auf (vgl. Huber 1982, Kitschelt 1984):

1. Ökologische Anpassung ist das Modell des rechten Öko-Flügels (Gruhl, partiell auch Bahro, Jonas), dessen Vorstellungen und Ziele sich schlagwortartig kennzeichnen lassen mit: Nullwachstum, (dynamische) Kreislaufwirtschaft, Raumschiff Erde, Wiederherstellung alter "konservativer" Werte, Konsumverzicht, soziale Dezentralisation, Askese und Abbau des Sozialstaates, starker Staat bis hin zur Öko-Diktatur. Die auf Expansion setzende Wachstumsdynamik moderner kapitalistischer Industriegesellschaften ist deshalb durch grundlegende Veränderungen der Gesellschaftsstruktur aufzuheben.
2. Die (sozial-)liberale Öko-Mitte (Binswanger, Eppler, Meyer-Abich, Schumacher) setzt auf differenziertes oder selektives Wachstum, sowohl räumlich (weniger Wachstum in reichen Ländern, mehr Wachstum in armen Ländern) als

Tabelle 94: Gesellschaftspolitische Grundpositionen und Weltorientierungen in modernen Industriegesellschaften

Dimensionen der Welt- und Gesellschaftsperspektive	neue ökologische Frage alte soziale Frage		Technoffizügel		Ökroffizügel	
	restaurative Rechte	liberale Rechte	demokratische Linke	restaurative Rechte	liberale Mitte	demokratische Linke
Relevanz der ökologischen Frage	-	+	+	++	++	++
Lösbarkeit der ökologischen Frage (ökologische Apokalypse)	++	+	+ ¹	+ ¹	+	+ ¹
Soziale Koordination durch Märkte	0	+	- ²	-	+ ²	- ²
Relevanz politischer Steuerungsfähigkeit, Wirtschafts- und Technologieplanung (Folle des Staates)	+/- ³	- ²	++	++	+	0
Egallität und soziale Verteilungsgerechtigkeit	-	0	+	-	+	++ ²
Relevanz von demokratischer Partizipation und Politikentscheidung	-	0	+	-	+	+
Relevanz von Eigenregulation und Dezentralisierung	- ²	0	0	+	0	+
Zentralität der Kritik von formaler und politikbezogener Gesellschaftsstruktur (Kapitalismuskritik)	-	-	++	-	-	+
Kritik von funktionaler Differenzierung und Komplexität	-	-	-	+	-	0
Relevanz von polit-ökonomischer Konfliktaustragung (Mächtigkeitskampf vs. anarchisierende Kommunalität)	-	0	+	-	0	+
Relevanz von Lebensqualität und postmaterialistischen Werten (Gebrauchswertorientierung)	-	- ²	0	+	+	++
Zentralität von Industrialismus-, Technologiekritik (Herrschaftskritik der Sozialformation)	-	-	0	+	+ ²	++
Gesamtgesellschaftliche Rationalitätsidee	Effektivität	Zwecke	Demokratie	Bestand	Effizienz	Humanität
Materiale Pollisierung der Produktion erforderlich	-	-	+	+ ²	+ ²	++
Analytische Konsistenz und Eindeutigkeit	+	0	0	+	0	0 ²
Technical-fix-Orientierung (vs. Bewußtseins- und Sozialstrukturwandel)	+	+	+	-	- ²	-

1 Prinzipielle Lösbarkeit, aber nur bei grundlegender Neuorientierung der Industriegesellschaft

2 Bewertung gilt nur eingeschränkt

3 Abhängig von Funktions-/Aufgabenbereich

auch sektoral (Dienstleistungs-, Informationsgesellschaft, Ausbau personalintensiver sozialer Dienste), um so ökonomische Wachstums- und ökologische Vermeidungsimperative vereinbar zu machen. Der Wohlfahrts- und Sozialstaat ist nicht abzubauen, sondern aus- und umzubauen. Der Staat übernimmt eine steuernde Rolle. Der Öko-Mitte geht es nicht um die grundlegende Änderung gesellschaftlicher Koordinationsmechanismen, sondern um deren Reform und umweltverträgliche Nutzung, wodurch dann Konvivialität und Frieden mit der Natur auch kapitalistischer Industriegesellschaften möglich sein soll.

3. Die ökologische Transformation der Öko-Linken (Callenbach, Dickson, Gorz, Jungk, Strasser, Traube, Ullrich) bedeutet Systemveränderung und Lebensneugestaltung, zu kennzeichnen mit Schlagworten wie Öko-Sozialismus, Entwicklung statt Wachstum, sozial- und umweltverträgliches Industriesystem durch Systemveränderung, Dezentralisierung und Partizipation, Dualwirtschaft, gerecht verteilter materieller Wohlstand, Lebensqualität, neue Lebensformen und Wertewandel, Umbau des Sozialstaates in Richtung auf mehr Selbstverwaltung und Selbsthilfe, weniger Staat und mehr Quasi- und Subpolitik. Die Öko-Linke ist technikskeptisch, aber nur teilweise technikfeindlich. Sie bevorzugt kleindimensionierte intelligente Technik. Dezentralisierung der Produktion und partizipative Demokratie haben Vorrang vor rationaler Wirtschaftsplanung der Gesamtgesellschaft.
4. Die Techno-Rechte (Kahn, partiell Häfele) sieht weder ökologische noch soziale Problemlagen als sonderlich gravierend an. Ohne sich auf mehr marktvermittelte Koordination von gesellschaftlicher Entwicklung und Wirtschaftswachstum festzulegen, setzt sie auf die Vorzüge (neo-)korporativer technokratischer Problembewältigung bei Ausgrenzung und Unterdrückung klar gegenläufiger Positionen. Im Prinzip ist für die Techno-Rechte auch ein Atom- und Überwachungsstaat kein Schreckensbild, sondern Sachnotwendigkeit.
5. Die Techno-Mitte (Späth, Wildavsky) setzt auf ökologisch angepaßte Superindustrialisierung, die Umweltprobleme entweder vermeidet oder technisch beherrschbar macht und genügend Wachstum zum Erhalt und Ausbau des Sozialstaates generiert. Der Staat soll die erforderlichen ordnungspolitischen Rahmenbedingungen setzen und sich komplementär zum Wirtschaftsprozeß ent-

falten (z.B. Infrastruktur-Maßnahmen, Bildungspolitik), aber nicht selbst in das Wirtschaftsgeschehen eingreifen. Hier liegt ein Hauptunterschied zur Techno-Rechten. Individuelle Präferenzwahl als zentrale Quelle gesellschaftlicher Bedürfnisartikulation und der Markt als entscheidendes soziales Koordinationsmedium individueller Zwecke und Mittel bleiben zentrale Charakteristika des superindustrialistischen Durchbruchs, auch wenn sie technokratisch überformt werden. Die Techno-Mitte stellt den Idealtypus der in ihren Grundzügen unveränderten Fortschreibung einer (auch bei ökologischen Krisen) auf marktwirtschaftliche Allokationseffizienz und technologische Problembeherrschung und -lösungen setzenden kapitalistischen Industriegesellschaft dar.

6. Die Techno-Linke, für die sich bezeichnenderweise kaum genuine prominente Vertreter ausfindig machen lassen, sieht die Notwendigkeit systemverändernder Schritte für das Industriesystem, um den bisherigen Lebensstil fortführen zu können. Sie fordert sozial- und politikstrukturelle Veränderungen, um dasjenige Wachstum der Grenzen zu ermöglichen und diejenigen sauberen Technologien (Mikroelektronik, Gentechnologie, Materialtechnologie, Wasserstoff-Energiewirtschaft) zu entwickeln, die es erlauben, auf eine ökologisch vorgeprägte Gestaltung und Beschränkung des Lebensstils zu verzichten und das Ökologieproblem im Griff zu haben. Leitbild ist der umweltbewußte, die Ressource Partizipation nutzende und soziale Gerechtigkeit im Blick habende Öko-Manager. Der wesentliche Unterschied zur Techno-Mitte liegt in der Einsicht der Notwendigkeit einer Systemveränderung, zur Öko-Linken in dem Vertrauen auf mehr technische als soziale Problemlösungen.

Will man nun nach dieser knappen Skizze zentraler ökologiebezogener gesellschaftspolitischer Grundpositionen⁶⁶ die Nitratdebatte auf Ökologie- und Industrialismuskritik rückbeziehen, so ist es wichtig festzuhalten, daß diese auf der Ebene von Gesellschaftskritik angesiedelt sind, während jene sich auf einen speziellen Bereich von Landwirtschaft und Umweltschutz bezieht. Die Her-

⁶⁶ Eine Kritik und Auseinandersetzung mit diesen Positionen kann hier nicht erfolgen. Es dürfte jedoch deutlich geworden sein, daß sich die Positionen umso mehr unterscheiden, je mehr es um ökonomiestrukturelle, politisch-institutionelle und soziale Werte tangierende Fragestellungen, also um den Anschluß der Lösungsmodelle an bestehende gesellschaftliche, systemspezifisch verankerte Produktionsweisen, Verkehrsformen, Kommunikationsmedien und Entscheidungsmodi geht.

stellung eines Zusammenhangs muß also im allgemeinen zumindest zweistufig erfolgen: von der Nitratdebatte zur Agrar-Umwelt-Diskussion und von dieser zur Ökologiekritik. Dabei kann es zum einen um das Aufzeigen und den Nachweis gehen, wie solche gesellschaftspolitischen Positionen mehr oder weniger direkt auf die Nitratdebatte durchschlagen und diese prägen oder diese jene beeinflusst, was in organisatorischen, personellen oder argumentativen Engführungen und Kurzschlüssen zum Ausdruck kommen kann. Bescheidener ist auf der anderen Seite der Anspruch, die Wiederkehr von Grundmustern und Argumentationsfiguren von Ökologie- und Industrialisierungskritik in der Nitratdebatte und deren spezielle Modifikationen und Ausprägungen aufzuzeigen. Prämisse ist hierbei, daß die Nitratdebatte nicht in einem auf gesamtgesellschaftliche Entwicklung bezogen diskursfreien Raum stattfindet, sondern dieser die 70er und 80er Jahre kennzeichnende gesellschaftskritische Diskurs⁶⁷ auch auf die Agrar-Umwelt-Diskussion und als Teildebatte hierzu die Nitratdiskussion abfärbt. Unterstützt wird diese Annahme noch durch die Beobachtung, daß gerade ökologischer und technologischer Protest und Diskurs konkrete Objekte und Problemlagen häufig primär als bloßen Ausdruck für die als allgemein wahrgenommene Bedrohung kollektiver Lebenschancen einordnen, so daß dessen generelle Argumentationsmuster sich auch in den konkreten Einzelfällen ausmachen lassen sollten.

Dabei ist es von Bedeutung, zwischen dem "objektiven" und "politischen" Stellenwert des Nitratproblems zu unterscheiden. "Objektiv" spielt das Nitratproblem für die fundamentalen Fragen von Ökologie-, Kapitalismus- und Industrialismuskritik eine untergeordnete (exemplarische) Rolle, etwa im Vergleich zu Kernkraftwerken, dem Automobil oder den Schwefeldioxidemissionen. Im Gegensatz zu diesen erscheint es prinzipiell im Rahmen bestehender gesellschaftlicher Strukturen lösbar, d.h. seine Lösung würde nicht unbedingt gesellschaftsstrukturelle Veränderungen erfordern. Von daher ist es auch verständlich, daß es von der Umweltbewegung nicht bevorzugt aufgegriffen wurde.

Sein "politischer" Stellenwert ist jedoch etwas höher anzusetzen. Das Nitratproblem dient in der Agrar-Umwelt-Diskussion durchaus als zentrales Beispiel, um die Rücksichtslosigkeit agroindustrieller Produktionsweisen gegenüber der

⁶⁷ An bekannten Arbeiten seien nur genannt: Amery 1978, Beck 1986, 1988, Binswanger et al. 1978, Global 2000 1980, Gorz 1977, Huber 1982, Illich 1973, Jänicke 1979, Jungk 1977, Meadows et al. 1972, OECD 1979, Salomon 1981, Schumacher 1973, Strasser/Traube 1981.

Umwelt durch die Entstehung und die Art der Beseitigung von Gülleüberschüssen zu demonstrieren, um die technische Lösbarkeit von Umweltproblemen moderner Landwirtschaft zu belegen, um den Zwang zum Wachstum in modernen Industriegesellschaften für den Agrarsektor zu illustrieren, um die Präferenz von bürokratischen Industriesystemen für technokratische Symptombekämpfung mit Hilfe der Dominanz korrektiver wasserwirtschaftlicher Problemlösungen zu verdeutlichen, oder um die notwendige Rolle der Bauern als Täter und Opfer von Umweltbelastungen der Agrarproduktion zugleich in einer agrarpolitischen Tretmühle des Wachsens oder Weichens aufzuzeigen (vgl. Storm 1985). Von daher erscheint es sinnvoll zu überprüfen, in welcher Form die Nitratdebatte die in der Agrar-Umwelt-Diskussion wiederkehrenden Argumentationsmuster von Ökologie- und Industrialismuskritik widerspiegelt.

Betrachten wir aber in dieser Hinsicht zunächst die Struktur der Agrar-Umwelt-Diskussion im allgemeinen. In Kapitel 3 waren zwei bedeutsame Konfliktachsen in der Diskussion um Landwirtschaft und Agrarpolitik benannt worden mit den Polen moderne Landwirtschaft und ökologischer Landbau einerseits und klein- und mittelbäuerliche Landwirtschaft versus rentable (Groß-) Betriebe andererseits. Ökologische Fragen, Umwelt- und Sozialverträglichkeit der Produktion stellen heute also auch in der Agrar-Umwelt-Diskussion Angelpunkte der Auseinandersetzung dar. Eine gewisse Politisierung der landwirtschaftlichen Produktion läßt sich durchaus konstatieren, in deren Rahmen unterschiedliche Pfade landwirtschaftlicher Entwicklung explizit zum Thema gemacht werden (vgl. Bechmann 1987, Bossel et al. 1986, Meinhold et al. 1986, Commins/Higgins 1987, Hünermann 1987a). Während in der ökologischen Dimension die Frage nach der Rolle von primär technischer Problembewältigung (technological fixes) einerseits, Einstellungen, Verhaltensweisen, Betriebs- und Vermarktungsformen andererseits eine Debatte mit vielfältigen Facetten instruiert⁶⁸, wobei der Einsatz spezifischer konkreter Technologien wie der Herbizidresistenz durch Gentechnik sowohl als sanft begrüßt als auch als hart und mit nicht kontrollierbaren ökologischen Risiken behaftet abgelehnt werden kann, weist die Kontroverse in der Sozialdimension einen etwas reduzierten Charakter auf: Es geht im wesentlichen um Betriebsgröße und den Erhalt bäuerlicher Familienbetriebe, womit die Erhaltung einer bäuerlichen Kulturlandschaft und des ländlichen Raums korreliert

⁶⁸ Das reicht bis zur Berücksichtigung astrologisch interpretierter Planetenkonstellationen im biologisch-dynamischen Landbau.

wird, ohne daß zu Themen politisch-institutioneller Verkehrsformen, sozialer Koordinationsmechanismen und von über den Agrarsektor hinausreichenden Interessenberücksichtigungsmustern und Abstimmungsprozessen genauer Stellung bezogen wird. Zudem wird aus der unterstellten Sozialverträglichkeit einer klein- und mittelbäuerlichen Landwirtschaft von den Vertretern der Öko-Linken und der Öko-Rechten⁶⁹ häufig auf deren Umweltverträglichkeit kurzgeschlossen. Konzentriert kommen die unterschiedlichen Positionen in ihrer Auffassung von den Voraussetzungen und Erfordernissen einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft zum Ausdruck: Zulässigkeit spezialisierter Betriebsformen, Verständnis von Bodenschutz und -fruchtbarkeit, explizite Einbeziehung von Gesichtspunkten des Natur- und Umweltschutzes, Bestandsobergrenzen und Tierhaltungsformen, Kriterien der Produktqualität, Einsatz von Agrochemikalien etc. Zugespitzt als Umwelt- und Technologiekritik behauptet die eine Position, daß der ökologische Landbau die einzig praktikable, langfristig umweltschonende Agrartechnologie sei, während die Gegenposition die weitgehende Deckungsgleichheit des ökologischen und des integrierten Landbaus unterstellt.

Allerdings lassen sich die zentralen agrarpolitischen Positionen von markt-orientierter Agrarpolitik, bürokratischer Agrarpolitik, sozial-, regional- und umweltpolitischer Umorientierung der Agrarpolitik, der Agraropposition, des ökologischen Landbaus und einer systemkritischen Agrarpolitik⁷⁰ nicht einfach auf das Klassifikationsraster gesellschaftspolitischer Grundpositionen in Tabelle 9.4 projizieren. Dazu sind sie auch noch zu sehr auf Fragen technisch-wirtschaftlicher Bewirtschaftungsorganisation und der Priorität bestimmter agrarpolitischer Instrumente (Marktpreise, gestützte Agrarpreise, gestaffelte Preise, flächengebundene Ausgleichszahlungen) fixiert, während Fragen der Organisation gesellschaftlicher Bedürfnisartikulation und -befriedigung, von Sozial- und Wirtschaftsstruktur, von Modi gesellschaftlicher Planung und von Entscheidungsprozeduren weniger thematisiert und diesbezügliche Positionen, wie die behauptete Vorteilhaftigkeit marktförmiger Koordinationsmechanismen in marktwirtschaftlich orientierten agrarpolitischen Reformkonzepten, eher implizit unterschoben werden. In grober Schematisierung lassen sich bürokratische

⁶⁹ Die Unterscheidung ist hier gar nicht leicht und oft nur analytisch möglich, weil z.B. Vertreter des ökologischen Landbaus Elemente beider Positionen propagieren und zu verbinden suchen.

⁷⁰ Zur Charakterisierung dieser modellhaft zugespitzten agrarpolitischen Positionen vgl. Abschnitt 9.3 und Conrad 1987b.

Agrarpolitik der Techno-Rechten⁷¹ und marktorientierte Agrarpolitik der Techno-Mitte zuordnen; kleinbauernorientierte Agrarpolitik und ökologischer Landbau oszillieren zwischen rechtem und linkem Öko-Flügel, während die umwelt-, sozial- und regionalpolitische Umorientierung der Agrarpolitik am ehesten einer Mixtur von Techno- und Öko-Mitte entspricht.

Während Ökologie- und Industrialismuskritik zum Teil relativ direkt auf die Kontroversen um ökologischen Landbau und Naturschutz durchschlagen, gilt dies für die Nitratdebatte nicht, trotz ihres politischen Stellenwertes in der Agrar-Umwelt-Diskussion, weil diese keineswegs eng an die skizzierten Formen genereller Gesellschaftskritik angekoppelt ist (vgl. Kapitel 3).

Beim Nitratproblem selbst stellt sich die Gretchenfrage nach der jeweiligen gesellschaftspolitischen bzw. agrarpolitischen Grundposition nicht zwangsläufig, da seine Bewältigung keine diesbezüglichen Grundsatzentscheidungen erfordert. Der Anwendung der N_{\min} -Methode beispielsweise kann jede Seite zustimmen. Dennoch schlagen auch hier die unterschiedlichen Grundpositionen teilweise durch:

1. Eine andere Einstellung zur Natur, die Betonung des Zusammenhangs von Bewirtschaftungsweise und Nahrungsmittelqualität und der weitgehende Verzicht auf "künstliche Chemie", wie vom ökologischen Landbau propagiert, lösen zwar nach einer solchen ökologisch orientierten Auffassung das Nitratproblem nicht per se, verhindern aber die strukturellen Bedingungen seiner Verschärfung, wie z.B. die Orientierung an quantitativen Höchstserträgen.
2. Dagegen genügen nach Ansicht der Agrarlobby eine verbesserte landwirtschaftliche Beratung und die Durchführung entsprechender raumordnerischer und wasserwirtschaftlicher oder -technischer Maßnahmen in den meisten Fällen zur Lösung des unnötig und aus gesundheitlicher Sicht unberechtigterweise hochgespielten Nitratproblems. Umweltbezogene Bewirtschaftungsaufgaben und Kontrollen und die Entwicklung und Verfeinerung entsprechender

⁷¹ Diese Zuordnung ist insofern doppelt zu relativieren, als zum einen die ständisch-traditionalistische Komponente in substantieller Hinsicht (Erhalt des bäuerlichen Familienbetriebs) überwiegend bloß propagandistischer Natur ist und zum anderen gegen großzügige Ausgleichszahlungen im Hinblick auf Bewirtschaftungsformen mittlerweile fast jede Konzession erreichbar ist.

Agrartechnik (z.B. Ausbringungsgeräte), Agrarchemie (z.B. Zusatz von Nitrifikationshemmern wie Didin) und Düngungspraxis (z.B. gestaffelte Düngung und Verwendung der N_{\min} -Methode) stellen in umwelttechnokratischer Sicht geeignete präventive Lösungsformen des Nitratproblems dar.

3. Boykottierung von wirtschaftlich durchaus vorteilhaften Gülleabnahmeverträgen aus agroindustriellen Tierhaltungsbetrieben mit Gülleüberschüssen seitens sich bedroht fühlender Kleinbauern einerseits und Verweis auf die technische und wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit der Bewältigung des Gülleproblems auf der Basis von entwicklungsfähigen Großbetrieben andererseits markieren die sozialen Spannungen und unterschiedlichen agrarischen Leitbilder im Kontext nitratbezogener Problemlösungen.
4. Schließlich würde die Aufhebung des Agrarmarktschutzes nach Ansicht vieler (liberaler) Agrarökonomien aufgrund der damit verbundenen Deintensivierungseffekte die Grundwasserbelastung durch Nitratauswaschungen teilweise signifikant reduzieren.

Zusammenfassend läßt sich für die Nitratdiskussion festhalten, daß diese sich primär auf wissenschaftlich erforschbare Wirkungszusammenhänge, technisch-sachliche Problemlösungen und politische Standard-Entscheidungsfragen bezog, die keinen Bezug zur Ökologie- und Industrialismuskritik aufweisen. Selbst die vorgetragene Umweltkritik ist weitgehend durch technisch-wirtschaftliche Maßnahmen auflösbar. Nur auf zwei Ebenen finden sich leise Anklänge zur Ökologie- und Industrialismuskritik. Zum einen weisen der Verzicht auf Mineraldünger und die Betonung der Produktqualität im ökologischen Landbau und die Kritik an Höchsterträgen und Überschubproduktion diesbezügliche Konnotationen auf, und zum anderen sind entsprechende Denkfiguren und Argumentationsmuster als interpretativer Hintergrund auch in der Nitratdebatte verfügbar. Unterschiedliche Beachtung und Bewertung (agrar-)sozialer Auswirkungen und unterschiedliche Präferenzen zugunsten einstellungs- und verhaltensorientierter respektive technisch und ökonomisch orientierter Umweltschutzmaßnahmen kennzeichnen durchaus auch die verschiedenen Lösungsmodelle des Nitratproblems.

Während sich also der generelle ökologische und gesellschaftliche Diskurs um die Krise und Entwicklung des Industrialismus partiell in der Agrar-Umwelt-

Diskussion widerspiegelt, ohne diese jedoch durchgängig zu prägen, läßt er sich in der Nitratdebatte kaum ausmachen und fungiert hier allenfalls als gedankliche Rückfallposition im Hintergrund. Diese Situation wird plausibel, wenn man sich vor Augen hält, daß sich spezifische konkrete Problemlagen nur selten durch Rekurs auf allgemein-abstrakte vereinfachende Interpretationsmuster lösen lassen und daß nicht jedes spezielle Umweltproblem gleich stellvertretend die Krise des Industriesystems widerspiegeln und symbolisieren muß. Das Nitratproblem ist in übergeordneter Perspektive ein eher sekundäres und lösbares Umweltproblem, das den Rekurs auf die allgemeine Ökologie- und Industrialismuskritik weder benötigt noch zwangsläufig impliziert.

9.7 **Schluß**

Zum Abschluß dieser Untersuchung von Nitratdiskussion und -politik in der Bundesrepublik Deutschland sind die als konsensfähig unterstellten Schlußfolgerungen und Ergebnisse noch einmal zusammengestellt.

1. Bei dem Problem der Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers handelt es sich um ein im allgemeinen lokal bzw. regional begrenztes Problem, das überwiegend unter spezifischen Anbau- und hydrogeologischen Bedingungen auftritt (Sonderkulturen, hoher Viehbesatz und Güllewirtschaft, Grünlandumbruch, hohe und nicht pflanzenbedarfsgerechte Düngergaben, durchlässige Böden, geringe Denitrifikationskapazität, geringer Flurabstand). Die weitere räumliche Ausdehnung des Nitratproblems ist jedoch nicht nur nicht auszuschließen, sondern aufgrund der häufig langen Zeitspannen zwischen erhöhtem Nitratreintrag und steigender Grundwasserbelastung kaum zu vermeiden.
2. Durch pflanzenbedarfsgerechte Düngungspraxis und standortgerechte grundwasserschonende Landbewirtschaftung läßt sich in vielen Fällen die Nitrat- auswaschung ohne Ertragseinbußen, jedoch nicht immer ohne zusätzlichen Arbeits- und Meßaufwand, auf eine akzeptable Größenordnung reduzieren (Rohmann 1987a).

3. In einigen Fällen sind jedoch Grundwasserschutz und Landwirtschaft nicht vereinbar. Hier sind dann Prioritätsentscheidungen unvermeidlich. Diese sollten bei gänzlich neu zu erschließenden Wassergewinnungsanlagen eher zugunsten örtlicher Intensivlandwirtschaft, ansonsten aber - gerade auch angesichts der Überschußproduktion - zugunsten der Trinkwassergewinnung ausfallen.
4. Die mit Trinkwasser-Nitratgehalten von 50 bis 100 mg/l verbundenen Gesundheitsgefahren sind jedenfalls nicht als so gravierend anzusehen, daß alle verfügbaren Ressourcen unter trade-off-Gesichtspunkten zur Vermeidung solcher Nitratkonzentrationen aufgebracht werden müßten und daß kein Handlungs- und zeitlicher Spielraum für längerfristige Vorsorgemaßnahmen besteht.
5. Der Beitrag hoher Nitratauswaschungsraten zu weiterreichenden Umweltgefährdungen, insbesondere durch den Abbau der Denitrifikationskapazität des Untergrundes, ist unzureichend geklärt und dürfte eher unterschätzt werden.
6. Die ökologische Problematik von Stickstoffeinträgen in der Landwirtschaft beschränkt sich nicht auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser und wird auch zunehmend in einem breiteren Problemhorizont gesehen.
7. Aus historischen Gründen zu einem der ersten ernsthaften Prüfsteine einer sich langsam herausbildenden Agrarumweltpolitik geworden, spielt die Einhaltung der TVO und die auch präventive Lösung des Nitratproblems auch unabhängig von diesem speziellen Sachproblem eine wichtige Rolle für eine mögliche Ökologisierung von Landwirtschaft und Agrarpolitik.
8. Nicht nur aus taktischen politischen, sondern auch aus sachlichen Gründen sollten Strategien zur Lösung des Nitratproblems mehr auf (agrar-)umweltpolitische Maßnahmen als auf die (noch unrealistische) Veränderung der agrarpolitischen Rahmenbedingungen der Landwirtschaft setzen. Erstere sind im allgemeinen effektiver und schneller durchsetzbar. Somit spricht viel für sogenannte "mittlere" ökologische Regulierungen der Landwirtschaft, die die gesamte Nitratproblematik und auch darüber hinausgehende verwandte

Umweltprobleme der Landwirtschaft im Blick haben, aber deshalb nicht so gleich eine tiefgreifende Änderung der Agrarpolitik anstreben.⁷²

9. Generell läßt sich die bundesdeutsche Nitratpolitik dahingehend charakterisieren, daß
 - die Art der Problemdefinition stark wissenschaftsbasiert ist,
 - der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Vordergrund steht,
 - Sach- und Kostenargumente vermischt werden,
 - substantielle Politikrelevanz und Regulierungen erst seit Ende der 80er Jahre bestehen,
 - sie sich in den üblichen Politikroutinen abspielt und
 - der eigentliche Kern der Agrarpolitik nicht in die Diskussion miteinbezogen wird (vgl. Conrad 1990).
10. Eine eigenständige Nitratpolitik ist weder empirisch auszumachen noch wünschenswert. Der Umgang mit dem Nitratproblem geschieht vorwiegend im Rahmen etablierter Kanäle und Routinen des politischen und administrativen Prozesses. Deshalb läßt sich die vorfindbare Nitratpolitik nicht auf ein einfaches Politikmuster reduzieren.
11. Die Ergebnisse der Politikanalyse entsprechen auf abstrakter Ebene im Großen und ganzen den politikwissenschaftlichen Erkenntnissen und Erwartungen über Struktur und Verlaufsmuster des politischen Prozesses und bergen somit wenig Überraschungen abgesehen von manchen Strukturelementen lokaler Nitratkontroversen. Idealtypische analytische Ablaufmodelle des Politik-

⁷² Hierfür mag es durchaus anderweitige gute Gründe geben. Für die Lösung des Nitratproblems würden die in Abschnitt 9.5 vorgeschlagenen agrarpolitischen Maßnahmen nur einen begrenzten Beitrag leisten, der im wesentlichen eine Reduzierung des Gülleproblems auf weniger Flächen implizierte. Denn eine weitgehende (allmähliche) Preisfreigabe hätte bei den Sonderkulturen wie Obst- und Gemüseanbau keine bedeutsame Reduzierung der Düngungsintensität zur Folge; beim flächendeckenden Getreideanbau, der überwiegend kaum mit problematischen Nitratauswaschungsraten verbunden ist, käme es zu beträchtlichen Flächenstilllegungen; die Tierproduktion würde sich durchschnittlich in der Tendenz nahezu halbieren, jedoch voraussichtlich ohne lokale/regionale Tierkonzentrationen mit Gülleüberschüssen und Maisanbau generell wirtschaftlich unvorteilhaft werden zu lassen; Deintensivierungseffekte wären für die Grünlandwirtschaft und auch den Zuckerrübenanbau zu erwarten, die jedoch beide bisher in der BRD wiederum relativ wenig zur Nitratbelastung des Grundwassers beitragen (vgl. z.B. Buckley et al. 1982, von Urff 1988).

zyklus oder Vorstellungen über die Verkoppelung politischer Arenen erwiesen sich demgegenüber als nur begrenzt brauchbar zur Interpretation der Untersuchungsergebnisse.

12. Hieraus lassen sich im Sinne einer vorsichtigen Generalisierung politikstrategische Schlußfolgerungen für eine Agrarumweltpolitik ziehen, die auf die vermehrte substantielle Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten in der Landwirtschaft abzielt.

10. Literatur¹

- Abele, U. (1987), Produktqualität und Düngung - mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch, Reihe A, Heft 345, Münster-Hiltrup.
- ABL (Arbeitsgemeinschaft Bäuerliche Landwirtschaft) (Hg.) (1988), Bauern und Verbraucher für eine neue Agrarpolitik, Rheda-Wiedenbrück.
- ABN (Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz) (1987), Naturschutzprogramme mit der Landwirtschaft (Tabellarische Übersicht), Ms. Bonn.
- ABN (Hg.) (1988), Anforderungen des Naturschutzes und der Erholungsvorsorge an agrarische Flächenstillegung und -extensivierung, Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 41.
- Ackermann, P. (1970), Der deutsche Bauernverband im politischen Kräftespiel der Bundesrepublik, Tübingen.
- Agrarministerkonferenz (1987), Grundsätze einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung, Ms. München.
- Ahn, L. (1983), Ökonomische und ökologische Perspektiven der Agrarpolitik, Köln.
- Ahrens, H. (1987), Ökonomische Instrumente der Agrarpolitik zur Durchsetzung umweltpolitischer Belange, in: W. von Urff, R. Zapf (Hg.), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- AID (Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1983), Sachgerechte Stickstoffdüngung, AID 17/1983, Bonn.
- AID (1984a), Nitrat in Grundwasser und Nahrungspflanzen, AID 136/1984, Bonn.
- AID (1984b), Landbau - alternativ und konventionell, AID 70/1984, Bonn.
- AID (1984c), Umweltschutz - Was kann der Landwirt tun?, AID 68/1984, Bonn.
- AID (1986), Mineraldüngung gezielt, AID 167/1986, Bonn.
- AID (Hg.) (1987), Vermarktung alternativ erzeugter Agrarprodukte. Berichte über die AID-Tagung vom 1. bis 3. Oktober 1986 in Stuttgart-Hohenheim, Bonn.
- AID (1989), Nachwachsende Rohstoffe und ihre Verwendung, AID 1219/1989, Bonn.
- Althaus, H. (1982), Erfahrungen mit der Trinkwasserverordnung aus der Sicht des Hygienikers, Forum Stadt-Hygiene 33: 54.

¹ Die aufgeführte Literatur umfaßt nicht sämtliche Arbeiten zum Nitratproblem in der Bundesrepublik Deutschland. Insbesondere seit 1988 veröffentlichte Arbeiten konnten nur begrenzt berücksichtigt werden. Nicht jede der genannten Arbeiten ist notwendigerweise im Text zitiert.

- Altwater, H. (1988), Erfahrungen mit der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen, in: J. Conrad (Hg.) Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Alvensleben, R. von, Altmann, M. (1986), Die Nachfrage nach alternativen Lebensmitteln, *Agrarwirtschaft* 35: 289.
- Amberger, A. (1986), Möglichkeiten der Einsparung und besseren Ausnutzung von Düngemitteln, *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch* 62: 109.
- Amberger, A. (1988), Utilization of Organic Wastes and its Environmental Implications, in: E. Welte, I. Szabolcs (Hg.), *Agricultural Waste Management and Environmental Protection*, Göttingen.
- Amery, C. (1978), *Natur als Politik*, Hamburg.
- AMK (Hg.) (1985), *Wasser Berlin '85*, Berlin.
- AMK (Hg.) (1990), *Wasser Berlin '89*, Berlin.
- ANL (Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (Hg.) (1989), *Naturschutzpolitik und Landwirtschaft, Laufener Seminarbeiträge 3/87*, Laufen.
- Arbeitsgemeinschaft Bäuerliche Landwirtschaft, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Bundeskongress entwicklungspolitischer Aktionsgruppen - Agrarkoordination und Verbraucherinitiativen (1987), *Bauern und Verbraucher für eine neue Agrarpolitik, Aachener Erklärung* (abgedruckt in: *Frankfurter Rundschau* vom 30.7.1987).
- Arbeitsgruppe Alternative Wirtschaftspolitik (1988), *Entwicklungsperspektiven der Landwirtschaft*, Bremen.
- ARL (Akademie für Raumforschung und Landesplanung) (Hg.) (1988a), *Zukunft für ländliche Gemeinden und Regionen, ARL-Beiträge 107*, Hannover.
- ARL (Hg.) (1988b), *Räumliche Auswirkungen neuerer agrarwirtschaftlicher Entwicklungen*, Hannover.
- Arnold, H. (1981), *Ökologische Herausforderungen der Agrarpolitik*, Freiburg.
- Arnold, H. (1983), *Langfristige Entwicklungslinien der Landwirtschaft - Ökologische Begrenzungen und agrarpolitische Probleme, Berichte über Landwirtschaft* 61: 311.
- Arnold, H. (1985), *Ökologische Herausforderungen der Landwirtschaft, WSI-Mitteilungen* 12: 746.
- Arrhenius, E. (Hg.) (1977), *Nitrogen. A Special Issue, Ambio* 6, Heft 2/3, Stockholm.
- ASG (Agrarsoziale Gesellschaft) (1984), *Umweltrelevanz der Agrarstruktur*, Göttingen.
- Aubert, C. (1981), *Organischer Landbau*, Stuttgart.

- Aurand, K. (1983), Nitratgehalte im Trinkwasser, Ms. Berlin.
- Aurand, K. et al. (Hg.) (1980), Atlas zur Trinkwasserqualität der Bundesrepublik Deutschland (BIBIDAT), Berlin.
- Aurand, K. et al. (1982), Nitrat- und Nitritgehalte von Trinkwässern in der Bundesrepublik Deutschland, in: F. Selenka (Hg.), Nitrat, Nitrit, Nitrosamine in Gewässern, Weinheim.
- Aurand, K. et al. (Hg.) (1987), Die Trinkwasserverordnung, Berlin.
- Axelrod, R. (1984), The Evolution of Cooperation, New York.
- Bach, M. (1985), Stickstoff-Bilanzen der Kreise der Bundesrepublik Deutschland als Grundlage einer Abschätzung der möglichen Nitrat-Belastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft, Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 43/II: 625.
- Bach, M. (1987), Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland, Bodenkundliche Berichte 93, Göttingen.
- Bachrath, P., Baratz, M. (1970), Power and Poverty, New York.
- Bätzing, W. (1986), Ökologische Landwirtschaftspolitik durch Späth und Strauss? Der aktuelle Stand der Landwirtschaftspolitik und Perspektiven für ihre Neuordnung, Kommune 3/1986: 42.
- Bätzing, W. (1987), Ökologisierung der Agrarpolitik. Vorschläge aus ökologisch-geographischer Sicht, IIUG dp 87-6, Berlin.
- Baldock, D. (1985), The CAP Price Policy and the Environment: An Exploratory Essay, in: D. Baldock, D. Conder (Hg.), Can the CAP Fit the Environment? London.
- Baldock, D. (1989), Implementation of the Drinking Water Directive: The Case of Nitrates, in: IPEE (Hg.), Eaux Nitrates, Paris.
- Baldock, D., Conder, D. (Hg.) (1985), Can the CAP Fit the Environment? London.
- Baldock, D., Conder, D. (Hg.) (1987), Removing Land from Agriculture, London.
- Baltz, M., Meimberg, R. (1987), Agrarwirtschaft und Agrarpolitik: Stärkung der ökologischen Leistungsfähigkeit, Ifo-Schnelldienst 5/87: 12.
- Bardach, E. (1979), The Implementation Game: What Happens After a Bill Becomes a Law, Cambridge (Mass.).
- Barrett, S., Fudge, C. (1981), Policy and Action, London/New York.
- Barth, H., L'Hermite, P. (Hg.) (1987), Scientific Basis for Soil Protection in the European Community, London/New York.
- Bartling, H. (1981), EG-Agrarreformen: Marktversagen und wirtschaftspolitische Konsequenzen, Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Zeitschrift für Wirtschaftswissenschaften 32: 214.

- BASF (Hg.) (1980), Chemie in der Landwirtschaft, Köln.
- BASF (Hg.) (1985), Unser Boden, Köln.
- BASF (1986a), Fruchtfolge - Düngung: gezielt und wirtschaftlich, Limburgerhof.
- BASF (1986b), Nitrat im Trinkwasser - Sündenbock Landwirtschaft?, BASF-Mitteilungen für den Landbau 2/1986, Limburgerhof.
- BASF (1986c), Nitrat und die menschliche Gesundheit, BASF-Mitteilungen für den Landbau 3/1986, Limburgerhof.
- Bauer, S. (1979), Quantitative Sektoranalyse als Entscheidungshilfe für die Agrarpolitik. Ein dynamisches Analyse- und Prognosesystem für die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland, Volkswirtschaftliche Schriften 280, Berlin.
- Bauersachs, F., Niebuhr, J. (1980), Perspektiven der längerfristigen Einkommensentwicklung, Münster-Hiltrup.
- Bauersachs, F., Henrichsmeyer, W. (Hg.) (1979), Beiträge zur quantitativen Sektor- und Regionalanalyse im Agrarbereich, Agrarwirtschaft Sonderheft 80, Hannover.
- Baumol, W.J., Oates, E.E. (1979), Economics, Environmental Policy and the Quality of Life, Englewood Cliffs.
- BBU (Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz) (1982), Zeitbombe im Untergrund, Freiburg.
- Bechmann, A. (1987), Landbau-Wende, Frankfurt a.M.
- Bechmann, A. (1989), Konturen einer zukunftsorientierten ökologischen Agrarpolitik, in: B. Rottmann-Schwenkel (Hg.), Ökologischer Landbau. Eine Technologie-Option für die Zukunft! Barsinghausen.
- Bechmann, A., Gustedt, E. (1985), Agrarpolitische Handlungspositionen in der Bundesrepublik Deutschland, Synök-Report 5, Barsinghausen.
- Bechmann, G. (Hg.) (1990), Risiko und Gesellschaft, Opladen.
- Beck, U. (1983), Jenseits von Stand und Klasse?, in: R. Kreckel (Hg.), Soziale Ungleichheiten, Soziale Welt, Sonderband 2, Göttingen.
- Beck, U. (1986), Risikogesellschaft, Frankfurt a.M.
- Beck, U. (1988), Gegengifte, Frankfurt a.M.
- Becker, H. (1982), Toxikologische und medizinische Anmerkungen zum Projekt "International vergleichende Analyse von Politikprozessen im Bereich Umweltchemikalien/Landwirtschaft/Ernährung", Ms. Berlin.
- Becker, H. (1983), Zur Auswahl des Stoffes Nitrat, Ms. Berlin.

- Bender, D. (1976), Makroökonomik des Umweltschutzes, Göttingen.
- Bennett, G. (1987), Environment and Agricultural Policy in the Netherlands, IIUG rep 87-17, Berlin.
- Bentrup, H.H. (1988), Umweltverträgliche Landwirtschaft: Chance und Herausforderung, in: W. Henrichsmeyer, C. Langbehn (Hg.), Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte, Münster-Hiltrup.
- Bernstein, B. (1981), Ecology and Economics: Complex Systems and Changing Environments, Annual Review of Ecology and Systematics, 12: 309.
- BGA (Bundesgesundheitsamt) (1979), Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes zum Grenzwert für Nitrat nach der Trinkwasserverordnung, Bundesgesundheitsblatt 22: 102.
- BGA (1986), Nitrat im Trinkwasser. Ausnahmeregelung gemäß § 4 TrinkwV, Bundesgesundheitsblatt 29: 192.
- BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V.) (1987), Vermerk "Ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung eines Grundstücks" (§ 19 Absatz 4 BHG), Ms. Bonn.
- BGW (1988), Jahresbericht 1987, Bonn.
- BGW (1989), Jahresbericht 1988, Bonn.
- Biedermann, R. et al. (1980), Nitrate in Lebensmitteln, eine Standortbestimmung, Deutsche Lebensmittelrundschau 76: 149 (Teil 1), 198 (Teil 2).
- Bierter, W., Kameke, E. von (1982), Zur Problematik des Stickstoffdüngers in der Landwirtschaft, Öko-Bericht 11, Freiburg.
- Binswanger, H.C. et al. (Hg.) (1978), Der NAWU-Report: Wege aus der Wohlstandsfalle, Frankfurt a.M.
- Blankart, Ch. (1987), Eine verfassungsrechtliche Betrachtung des Wasserpfefferns, Wirtschaftsdienst 67: 151.
- Blanke, B. et al. (1975), Kritik der Politischen Wissenschaft 2, Frankfurt a.M.
- Blumer, H. (1975), Zum Begriff sozialer Probleme, in: K.H. Hondrich (Hg.), Menschliche Bedürfnisse und soziale Steuerungen, Hamburg.
- BMBau (Bundesminister für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau) (1986a), Raumordnungsbericht 1986, Bonn.
- BMBau (Hg.) (1986b), Landschaftsökologische Bewertung von Grundwasservorkommen als Entscheidungshilfe für die Raumplanung, Bonn.
- BMBau (Hg.) (1987a), Stand und Perspektiven der Forschungen über den ländlichen Raum, Bonn.

- BMBau (Hg.) (1987b), Handlungsspielräume zur besseren Nutzung lokaler und regionaler Wasservorkommen, Bonn.
- BMELF (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1979), Agrarsozialpolitik - Situation und Reformvorschläge, Wissenschaftlicher Beirat, Münster-Hiltrup.
- BMELF (Hg.) (1981), Beachtung ökologischer Grenzen bei der Landbewirtschaftung, Berichte über Landwirtschaft, 197. Sonderheft, Hamburg/Berlin.
- BMELF (1982), Agrarbericht 1982, Bonn.
- BMELF (1983), Agrarbericht 1983, Bonn.
- BMELF (1984), Agrarbericht 1984, Bonn.
- BMELF (1985), Agrarbericht 1985, Bonn.
- BMELF (1986), Agrarbericht 1986, Bonn.
- BMELF (1987a), Agrarbericht 1987, Bonn.
- BMELF (1987b), Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats, Handlungsalternativen der EG-Agrarmarktpolitik, Münster-Hiltrup.
- BMELF (Hg.) (1987c), Nitratbelastungen des Grundwassers - Kurzfassung, Münster-Hiltrup.
- BMELF (1988), Agrarbericht 1988, Bonn.
- BMELF (1989), Agrarbericht 1989, Bonn.
- BMI (Bundesminister des Innern) (Hg.) (1982), Wasserversorgungsbericht, Berlin.
- BMI (Hg.) (1983), Abschlußbericht der Projektgruppe Aktionsprogramm Ökologie, Umweltbrief 29, Bonn.
- BMU (Bundesminister für Umweltschutz, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hg.) (1987), Wasserversorgungsbericht, Berlin.
- Böckenhoff, E., Hamm, U. (1983), Perspektiven des Marktes für alternativ erzeugte Nahrungsmittel, Berichte über Landwirtschaft 61: 345.
- Böckenhoff, E., Herteg, O. (1981), Absatzbedingungen für alternativ wirtschaftende Betriebe, Berichte über Landwirtschaft 59: 280.
- Böhme, M. (1985), Nitrat in unserem Trinkwasser, Bild der Wissenschaft 10/1985: 138.
- Böllhoff, A. (1987), Planungs- und Entscheidungsverhalten von Landwirten, Diss. Göttingen.
- Bölsche, J. (1983), "Die Enkel werden uns verfluchen", in: J. Bölsche (Hg.), Die deutsche Landschaft stirbt, Hamburg.

- Bogacki, W. (1986), Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers, Schlußbericht TH Aachen.
- Bohne, E. (1981), Der informale Rechtsstaat, Berlin.
- Bonus, H. (1986a), Eine Lanze für den "Wasserpfennig". Wider die Vulgärform des Verursacherprinzips, Wirtschaftsdienst 66: 451.
- Bonus, H. (1986b), Don Quichote, Sancho Pansa und der Wasserpfennig, Wirtschaftsdienst 66: 625.
- Bonus, H. (1987a), Die Lust am effizienten Untergang: Notizen zum Wasserpfennig, Wirtschaftsdienst 67: 199.
- Bonus, H. (1987b), Der eine Charme und der andere Charme: Schlußbemerkung zum Wasserpfennig, Wirtschaftsdienst 67: 207.
- Born-Siebicke, G. (1980), Marktforschung im Bereich der öffentlichen Wasserversorgung der Bundesrepublik Deutschland, Berichte über Landwirtschaft 58: 525.
- Borneff, J. (1980), Untersuchungen an Säuglingen in Gegenden mit nitrathaltigem Trinkwasser, Zbl. Bakt., I. Abt. Orig. B 172: 39.
- Bossel, H. et al. (1986), Technologiefolgenabschätzung für die landwirtschaftliche Produktion, TA-Enquetekommission, Kommissionsdrucksache 123, Bonn.
- Bosshart, U. (1984), Einfluß der Stickstoffdüngung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser, Diss. Kassel.
- Bottenberg, G. (1981), Auswirkungen der Stickstoffdüngung auf die Nitratbelastung des Grundwassers und Folgerungen für die Beratung, in: Landesausschuß (Hg.), Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 36, Münster-Hiltrup.
- Brachmann, R., Zimmermann, Z. (1984), Agrarproduktion und Umweltschutz, in: Hessisches Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landesentwicklung (Hg.): Informationen der Verwaltung für Ernährung, Landwirtschaft und Landesentwicklung 2/1984, Wiesbaden.
- Bramm, A. (1982), Nitratbedrohung des Grundwassers in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsintensität, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 50: 681.
- Brand, K.-W. (Hg.) (1985), Neue soziale Bewegungen in Westeuropa und den USA, Frankfurt a.M.
- Brandes, W. (1986), Soziales Dilemma und andere umweltrelevante Aspekte des unternehmerischen Verhaltens von Landwirten, Göttinger Schriften zur Agrarökonomie 60, Göttingen.
- Braybrooke, D., Lindblom, Ch. (1963), A Strategy of Decision, New York.

- Bremer, U. et al. (1988), Siedlungsstrukturelle, ökonomische und ökologische Wirkungen von Flächen- und Produktionsstillegungen in der Landwirtschaft und deren raumordnerische Bewertung, BMBau-Schriftenreihe Forschung, Bonn.
- Breuer, R. (1985), Umweltschutz und Landwirtschaft - Grundwasser und Wasserhaushalt. Wasser- und abfallrechtliche Grundfragen, Agrarrecht 15: Beilage II, 2.
- Breuer, R. (1987), Das Wasserhaushaltsgesetz nach der 5. Novelle, Natur + Recht 9: 49.
- Brösse, U. (1986), Wasserzins statt Wasserpfennig!, Wirtschaftsdienst 66: 566.
- Broll, Ch. (1988), Die sickernde Bombe, GEO-Wissen 2: 66.
- Bruche, G. (1977), Elektrizitätsversorgung und Staatsfunktion, Frankfurt a.M.
- Bruckmeier, K. (1986), Leitfaden für lokale Implementationsuntersuchungen, Ms. Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987a), Local Nitrate Policy in West Germany, IIUG dp 87-15, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987b), Nitratpolitik vor Ort: Weinbau und Nitratbelastung des Trinkwassers an der Mosel (Landkreis Bernkastel-Wittlich, IIUG rep 87-18, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987c), Nitratpolitik vor Ort: Trinkwasserkontroverse ohne Landwirtschaft (Landkreis Bad Dürkheim) IIUG rep 87-19, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987d), Nitratpolitik vor Ort: Weinbau und Nitratbelastung des Trinkwassers in Rheinhessen (Landkreis Mainz-Bingen), IIUG rep 87-20, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987e), Umweltberatung in der Landwirtschaft, IIUG dp 87-18, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1988a), Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland. Lokale Fallstudien zur Trinkwasser-Nitratbelastung in Gebieten mit intensiver Landwirtschaft, WZB, FS II 88-309, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1988b), The Agricultural Advisory System in Two Countries: A German-British Comparison, Ms. Berlin.
- Bruckmeier, K. (1988c), Kritik der Organisationsgesellschaft, Münster.
- Bruder, W. (1984), Forschungsanalytische Defizite der Implementationsforschung, Verwaltungs-Archiv 75: 129.
- Bruder, W., Ellwein, Th. (Hg.) (1980), Raumordnung und staatliche Steuerungsfähigkeit, PVS-Sonderheft 10, Opladen.
- Brüggemann, B. et al. (1986), Nitrat im Wasser. Fallstudie Müllheim, Markgräfler Land: 10 Jahre Lernprozeß mit zweifelhaftem Ausgang, IIUG rep 86-12, Berlin.

- Brüggemann, B., Riehle, R. (1986a), Das Dorf. Über die Modernisierung einer Idylle, Frankfurt a.M.
- Brüggemann, B., Riehle, R. (1986b), Soziale Rahmenbedingungen des Düngeverhaltens von Bauern, IIUG dp 86-6, Berlin.
- Buchner, A., Sturm, H. (1985), Gezielter Düngen, Frankfurt a.M.
- Buckwell, A.E. et al. (1982), The Costs of the Common Agricultural Policy, London.
- Büchel, K.H. (1983), Die Zukunft der Chemie in der Landwirtschaft, Berichte über Landwirtschaft 61: 82.
- Buijsman, E. et al. (1985), Some Remarks on the Ammonia Emission in Europe, Informatiemap staatsbosbeheer, Ms. Den Haag.
- Bujard, H. (1974), Der Interessenteneinfluß auf die europäische Zuckerpolitik. Entstehung, Gestaltung und Auswirkung der EWG-Zuckermarktordnung, Schriftenreihe Europäische Wirtschaft 53, Baden-Baden.
- BUND (1984), Zur Lage der Landwirtschaft. Agrarpolitisches Grundsatzprogramm, Bonn.
- Bund/Länder-AG Wasserwirtschaft/Landwirtschaft (1989), Maßnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer, Ms. Bonn.
- Bund/Länderarbeitsgruppe Bodenschutz (1987), Maßnahmen des Bundes und der Länder zum Bodenschutz, Ms. Bonn.
- Bundesrat (1989), Drucksache 52/89, Beschluß des Bundesrates zum Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über Maßnahmen der Gemeinschaft zum Schutz von Süß-, Küsten- und Meerwasser vor der Verunreinigung durch Nitrate aus diffusen Quellen, Bonn.
- Bundesregierung (1987), Grundwasserschutzprogramm, Ms. Bonn.
- Bundesregierung (1989), Stellungnahme der Bundesregierung vom 14. April 1989 (zum Vorschlag der EG-Kommission für eine Nitrat-Richtlinie), Ms. Bonn.
- Bundestagsdrucksache 6/2710 (1971), Umweltprogramm der Bundesregierung, Bonn.
- Bundestagsdrucksache 10/2977 (1985), Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Bonn.
- Bundestagsdrucksache 10/3973 (1985), Gesetzentwurf der Bundesregierung, Entwurf eines 5. Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes mit Anlagen, Bonn.
- Bundestagsdrucksache 11/1625 (1988), Maßnahmen zum Bodenschutz. Unterrichtung durch die Bundesregierung, Bonn.
- Bundestagsdrucksache 11/3083 (1988), Nitrat und Trinkwasser. Antwort der Bundesregierung, Bonn.

- Bundestagsdrucksache 11/3847 (1989), Bericht der Bundesregierung über den Stand der Arbeiten zur Umsetzung der Beschlüsse der 2. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (2. INK) vom 24. - 25.11.1987 in London, Bonn.
- Bundestagsdrucksache 11/4293 (1989a), Schutz des Lebensmittels Trinkwasser. Große Anfrage der SPD-Fraktion, Bonn.
- Bundestagsdrucksache 11/5179 (1989b), Schutz des Lebensmittels Trinkwasser. Antwort der Bundesregierung, Bonn.
- Bunge, Th. (1986), Die Umweltverträglichkeitsprüfung im Verwaltungsverfahren, Köln.
- Burrell, A. (1987), EEC Agricultural Surpluses and Budget Control, Journal of Agricultural Economics 38: 1.
- Caldwell, L.K. (1982), Science and the National Environmental Policy Act, Alabama.
- Carson, R. (1963), Der stumme Frühling, München.
- Caspari, C. (1983), The Common Agricultural Policy: The Direction of Change, The Economist Intelligence Unit, London.
- Castle, B. et al. (1985), Reform der gemeinsamen Agrarpolitik. Auswirkungen der sozialistischen Vorschläge, Brüssel.
- Coase, R. (1960), The Problem of Social Cost, Journal of Law and Economics 3: 1.
- Comly, H.H. (1945), Cyanosis in Infants caused by Nitrates in Well Water, J. Am. Med. Ass. 129: 112.
- Commins, P., Higgins, J. (1987), Farming and Farm-Workers in the European Community 1985-2000, FOP 152, Brüssel.
- Commoner, B. (1971), The Closing Circle, New York.
- Conrad, J. (1983), Environmental Aspects of the Nitrogen-Nitrate-Chain in Agriculture - State of the Art, Relevance, Alternative Options, Ms. Berlin.
- Conrad, J. (1984), Ökologisierung der Agrarpolitik. Trinkwasser-Nitratbelastung. Fallstudie Bundesrepublik Deutschland. Projektbeschreibung, Ms. Berlin.
- Conrad, J. (1985), Buchbesprechung: Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltprobleme der Landwirtschaft, Agrarwirtschaft 34: 432.
- Conrad, J. (1986a), Regulation of Agriculturally Induced Nitrate Contamination of Water in Some European Countries, in: V. de Kosinsky, M. de Somer (Hg.), Water Resources for Rural Areas and their Communities, Vol. 3, Gent.
- Conrad, J. (1986b), Land Use and Nature Protection in the Federal Republic of Germany, IIUG dp 86-16, Berlin.

- Conrad, J. (1987a), Alternative Uses for Land and the New Farm Worker: Segregation versus Integration, IIUG rep 87-1, Berlin; FOP 179, Brüssel.
- Conrad, J. (1987b), Zur Neuorientierung der Agrarpolitik: Vergleichende Evaluation agrarpolitischer Konzepte, IIUG pre 87-10, Berlin; gekürzt in: W. Henrichsmeyer, C. Langbehn (Hg.) (1988), Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte, Münster-Hiltrup.
- Conrad, J. (1987c), Medical Research and Health Policy: The Case of Nitrate and Nitrosamines, IIUG pre 87-11, Berlin.
- Conrad, J. (1987d), Alternative Land Use Options in the European Community, Land Use Policy 4: 229.
- Conrad, J. (1987e), Technological Protest in West Germany: Signs of a Politicization of Production?, IIUG dp 87-8, Berlin.
- Conrad, J. (1987f), Zukunftsperspektiven ländlicher Räume: Anforderungen an die Politik, in: J. Maier (Hg.), Chancen für den ländlichen Raum, Arbeitsmaterialien zur Raumordnung und Raumplanung 49, Bayreuth.
- Conrad, J. (1987g), The Impact of the Issue Attention Cycle on Energy Conservation Policy, Energy Policy 15: 567 (IIUG pre 85-12, Berlin).
- Conrad, J. (1987h), Landnutzung bis zum Jahr 2000, in: ASG (Hg.), Ländlicher Raum im Jahr 2000, Göttingen.
- Conrad, J. (1987i), Zusammenfassende Darstellung des "Sondergutachtens März 1985" des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen - "Umweltprobleme der Landwirtschaft", Studienzentrum für Agrarökologie, Ausbildungs- und Beratungsbeihilfe Nr. 2, Innsbruck.
- Conrad, J. (1988a), Präventive Umweltpolitik im Agrarsektor, Optionen und Restriktionen, in: U.E. Simonis (Hg.), Präventive Umweltpolitik, Frankfurt a.M.
- Conrad, J. (1988b), Agrarumweltpolitik durch Politikentflechtung, in: U.E. Simonis (Hg.), Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt, Berlin.
- Conrad, J. (Hg.) (1988c), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft: Die Nitratbelastung des Trinkwassers als Problem praktischer Politik, Berlin.
- Conrad, J. (1988d), Ökologisierung der Agrarpolitik als Politikspiel: Das Beispiel der Trinkwasser-Nitratbelastung, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Conrad, J. (1988e), Rekonstruktion der Nitratkontroverse im Markgräflerland, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Conrad, J. (1988f), Stickstoffdüngung und Nitratbelastung - rechtliche Regulierungen und rechtspolitische Schlußfolgerungen, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Conrad, J. (1988g), Nitrate Debate and Nitrate Policy in FR Germany, Land Use Policy 5: 207.

- Conrad, J. (1988h), Nitrate Pollution and Politics in West Germany, Ms. Berlin.
- Conrad, J. (1988i), Möglichkeiten und Grenzen des ökologischen Landbaus in der Agrar- und Umweltpolitik, in: K. Röhring (Hg.), Moderner ökologischer Landbau, Hofgeismarer Protokolle 251, Hofgeismar.
- Conrad, J. (1988j), Grundwasser und Landwirtschaft, in: Kursbuch 92, Elemente I: Wasser, Berlin.
- Conrad, J. (1989a), Wie umweltbewußt ist die Agrarpolitik heute? in: B. Rottmann-Schwenkel (Hg.), Ökologischer Landbau. Eine Technologie - Option für die Zukunft!, Barsinghausen.
- Conrad, J. (1989b), Ökologie und Agrarpolitik, Ms. Berlin.
- Conrad, J. (1990a), Nitrate Pollution and Politics in Great Britain, the Federal Republic of Germany and the Netherlands, Aldershot.
- Conrad, J. (1990b), Interpretation of the German Nitrate Debate and Policy, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 13: 69.
- Conrad, J. (1990c), Umweltprobleme der Landwirtschaft und Agrarpolitik - Agrarumweltpolitik und umweltverträgliche Landwirtschaft, in: IÖW (Hg.), Staatliche Wirtschaftspolitik als Umweltzerstörung, Berlin.
- Conrad, J., Gitschel, M. (1988), Rechtliche Regulierung der Stickstoffdüngung. Nur ein Sturm im Wasserglas? Natur + Recht 10: 23 (IIUG pre 86-16).
- Conrad, J., Knoepfel, P. (1984), Ökologisierung der Agrarpolitik. International vergleichende Untersuchung von Politikprozessen im Bereich Agrochemikalien, Landwirtschaft, Ernährung. Trinkwasser-Nitratbelastung. Projektbeschreibung, Ms. Berlin/Lausanne.
- Conrad, J., Krebsbach-Gnath, C. (1980), Technologische Risiken und gesellschaftliche Konflikte. Politische Risikostrategien im Bereich der Kernenergie, Battelle, Frankfurt a.M.
- Conrad, J., Teherani-Krönner, P. (1989), The Politics of Shit. Regulation of Liquid Manure Application in Northrhine-Westfalia and Lower Saxony, Policy and Politics 17: 241.
- Conrad, J., Uka, W. (1987), Die Agrarsubventionen der Europäischen Gemeinschaft - Daten, Fakten, Trends, IIUG rep 87-7, Berlin.
- Conway, A.G. (1986), Prospects for the CAP and its Modification, in: An Foras Taluntais (Hg.), The Changing CAP and its Implications, Dublin.
- Cupej, J. (1985), Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), Deutsches Verwaltungsblatt 15: 813.
- Czeratzki, W. (1973), Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion, Landbauforschung Völkenrode 23: 1.

- Czychowski, M. (1988), Reicht das gesetzliche Instrumentarium zum Schutz des Grundwassers?, in: IWS (Hg.), 1. Boden-/Grundwasser-Forum Berlin, Berlin.
- Daele, W. van den (1988), Gutachten zur Problematik der Risikokommunikation im Bereich der Gentechnologie in der Bundesrepublik Deutschland, KFA Jülich. Arbeiten zur Risiko-Kommunikation 4, Jülich.
- Dahl, K. (1984), Das Sachverständigenwesen des DVGW, gwf-Wasser/Abwasser 125: 249.
- Dahl, R. (1961), Who Governs?, New Haven.
- Dahme, H.-J., Grunow, D. (1983), Implementation persuasiver Programme, in: R. Mayntz (Hg.), Implementation politischer Programme II, Opladen.
- Darimont, Th. (1983a), Analyse und Bewertung von Nitrat im Trinkwasser, Berlin.
- Darimont, Th. (1983b), Trinkwasserqualität im Spannungsfeld von Gesundheits-, Umwelt- und Landwirtschaftspolitik, Aus Politik und Zeitgeschichte B 42/83: 35.
- Darimont, Th. (1984), Gutachtliche Stellungnahme zur Novellierung der Trinkwasser-Verordnung, Report der Arbeitsgemeinschaft Umweltforschung, Berlin.
- Darimont, Th. et al. (1985), Landwirtschaft und Grundwasserschutz - Maßnahmenkatalog zur Verringerung der Nitratbelastung, Wasserwirtschaft 75: 106.
- DBV (Deutscher Bauernverband) (1984), Argumente. Tier-, Natur- und Umweltschutz im modernen Landbau, Bonn.
- Debruck, J. (1979), Alternative Anbausysteme zur Erhaltung einer leistungsfähigen Ackerkultur, in: Landesausschuß (Hg.), Landbewirtschaftung im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie, Forschung und Beratung C 34, Düsseldorf.
- Deller, B., Rall, D. (1989), Zielsetzung, Organisation und Ergebnisse des Vergleichsflächenprogrammes in Wasserschutzgebieten Baden-Württembergs auf Ackerflächen, Versuchsjahr 1988, Augustenberg, Ms. Karlsruhe.
- Descloux, M., Larrue, C. (1989), Agriculture, Environnement et Santé en Suisse, Ms. Lausanne.
- Deselaers, J. (1983), Die Rechtsunsicherheit im Bereich der landwirtschaftlichen Düngung, Agrarrecht 13: 293.
- Deselaers, J. (1986), Nutzungsbeschränkungen in Natur-, Landschafts- und Wasserschutzgebieten, Agrarrecht 16: 97.
- Deselaers, N. (1982), Technische Möglichkeiten und praktische Anwendungen der elektronischen Datenverarbeitung im Agrarbereich, Berichte über Landwirtschaft 60: 275.
- Deutscher Ammoniak-Vertrieb (Hg.) (1951), Faustzahlen für die Landwirtschaft, Bochum.

- DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) (1983), Nitrosamin-Forschung. Mitteilung IX der Kommission zur Prüfung von Lebensmittelzusatz- und -inhaltsstoffen, Weinheim.
- Diehl, J.F. (1982), Fabrikerzeugnisse, nein danke? - Über "Gift in der Nahrung" und über Zukunftsperspektiven der lebensmitteltechnologischen Forschung, Zeitschrift für Lebensmittel-Technologie und Verfahrenstechnik 33, Heft 7 und 8.
- Diercks, R. (1983): Alternativen im Landbau: Eine kritische Gesamtbilanz, Stuttgart.
- Dierkes, M. et al. (Hg.) (1987), Comparative Policy Research. Learning from Experience, Aldershot.
- Dierkes, M., Fietkau, H.-J. (1988), Umweltbewußtsein - Umweltverhalten. Materialien zur Umweltforschung, Band 15, Mainz.
- Diesing, P. (1962), Reason in Society, Urbana, Ill.
- Diez, Th., König, F. (1985), Nitratbelastung des Trinkwassers in Bayern, Ursachenermittlung und Gegensteuerung, in: VDLUFA (Hg.), Kongreßband 1984 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- DIN (Deutsches Institut für Normung) (1973), DIN 2000. Leitsatz für die zentrale Trinkwasserversorgung.
- DLG (Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft) (Hg.) (1981a), Landbewirtschaftung und Ökologie, DLG Band 172, Frankfurt a.M.
- DLG (Hg.) (1981b), Alternativen zum gegenwärtigen Landbau, DLG Band 169, Frankfurt a.M.
- DLG (1983), Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung?, DLG Band 177, Frankfurt a.M.
- DLG (Hg.) (1984a), Schwerpunkt Düngung, DLG-Mitteilungen 2/1984.
- DLG (Hg.) (1984b), Schwerpunkt Umwelt: Umweltfragen, DLG-Mitteilungen 23/84.
- DLG (Hg.) (1984c), Bodenschützen - eine Daueraufgabe der Landwirtschaft, DLG-Arbeitsunterlage D/84, Frankfurt a.M.
- DLG (Hg.) (1985), Qualität der Nahrungsmittel, DLG Band 182, Frankfurt a.M.
- DLG (1986), Bodenschutz - mit der Landwirtschaft, DLG Band 185, Frankfurt a.M.
- DLG (Hg.) (1987), Umweltgerechter Landbau - und doch modern - klar das Ziel, strittig die Wege - DLG-Arbeitsunterlage H/87, Frankfurt a.M.
- DLG (Hg.) (1988): Sauberes Wasser und moderne Landbewirtschaftung - ein Gegensatz?, DLG-Arbeitsunterlage C/88, Frankfurt a.M.
- DLG (Hg.) (1989), Mit welcher Düngeintensität in die 90er Jahre?, Frankfurt a.M.

- DOE (Department of the Environment) (1986), Nitrate in Water. Pollution Paper No. 26, London.
- DOE (1989), The Nitrate Issue, London.
- Doran, Ch. et al. (1974), Umweltschutz - Politik des peripheren Eingriffs, Darmstadt.
- Downs, A. (1967), An Economic Theory of Democracy, New York.
- Drews, M. (1985), Zukunftsperspektiven der deutschen Landwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Nebenerwerbslandwirtschaft, Berichte über Landwirtschaft 63: 1.
- Dreyhaupt, E. (1988), Umweltpolitische Strategien - Vom Ausland lernen?, in: U.E. Simonis (Hg.), Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt, Berlin.
- Duynisveld, H.M., Strebel, O. (1985), Nitrat-Auswaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Nordwestdeutschland, Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 136: 429.
- Duynisveld, H.M., Strebel, O. (1986), Ermittlung der Nitrat-Verlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen, UBA-Texte 8/86, Berlin.
- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hg.) (1982a), Wasserfachliche Aussprachetagung Hamburg 1982: Wassergüte, Wasseraufbereitung, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1982b), Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung, 3. Statusseminar, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1984a), Nitrat - Ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1984b), Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung, 4. Statusseminar, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1985a), Wasserfachliche Aussprachetagung Berlin 1985, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1985b), Zu hohe Nitratkonzentrationen im Trinkwasser, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1986a), Wasserfachliche Aussprachetagung Münster 1986: Wassergüte, Wasseraufbereitung, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1986b), Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung, 5. Statusseminar, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1987), Europäische Konferenz: Einflüsse der Landwirtschaft auf die Wasserressourcen - Folgen und zukünftige Entwicklungen, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1988a), Wasserfachliche Aussprachetagung Mannheim 1988: Wassergewinnung, Gewässerschutz, Frankfurt a.M.

- DVGW (Hg.) (1988b), Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung, 6. Statusseminar, Frankfurt a.M.
- DVGW (Hg.) (1989), DVGW-Merkblatt W 104 "Richtlinien für Wasserschutzgebiete - Bodennutzung und Düngung", Entwurf, Ms. Frankfurt a.M.
- ECOTEC (European Chemical Industry, Ecology and Toxicology Centre) (Hg.) (1988): Nitrate and Drinking Water. ECOTEC Technical Report 27, Brüssel.
- Easton, E. (1967), A Systems Analysis of Political Life, New York.
- Ebel, F., Hentschel, A. (1987), Analyse und Wertung der Naturschutzprogramme einzelner Bundesländer, DLG-Arbeitsunterlage F/87, Frankfurt a.M.
- Edelman, M. (1964), The Symbolic Uses of Politics, Urbana, Ill.
- Edelman, M. (1971), Politics as Symbolic Action, Chicago.
- EG-Kommission (1973), Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz, Amtsblatt C 112, Brüssel.
- EG-Kommission (1985a), Perspektiven für die gemeinsame Agrarpolitik (Grünbuch), Brüssel.
- EG-Kommission (Hg.) (1985b), Nitrates in Water, Tagungsunterlagen, Ms. Brüssel.
- EG-Kommission (1985c), Eine Zukunft der europäischen Landwirtschaft, KOM (85) 750 endg., Brüssel.
- EG-Kommission (1986), Neue Wege in der Umweltpolitik, KOM (86) 76 endg., Brüssel.
- EG-Kommission (1987), Umwelt- und EG-Agrarpolitik, Agra-Europe 32/87, Dokumentation.
- EG-Kommission (1988a), Die Lage der Landwirtschaft in der Gemeinschaft, Bericht 1987, Brüssel.
- EG-Kommission (1988b), Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über Maßnahmen der Gemeinschaft zum Schutz von Süß-, Küsten- und Meerwasser vor der Verunreinigung durch Nitrate aus diffusen Quellen (Nitratrichtlinie), KOM (1988) 708 endg., Brüssel.
- EG-Kommission (1988c), Umwelt und Landwirtschaft, KOM (1988) 338 endg., Brüssel.
- EG-Kommission (1989), Die Lage der Landwirtschaft in der Gemeinschaft. Bericht 1988, Brüssel.
- Ehls, M. et al. (1986), Untersuchungen der Auswirkungen der derzeitigen Rahmenbedingungen der Agrarpolitik und von Möglichkeiten künftiger Entwicklungsstrategien, Ms. Kassel.

- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. (1972), Bevölkerungswachstum und Umweltkrise. Die Ökologie des Menschen, Frankfurt a.M.
- Eike, K. (1987), Probleme aus der Praxis bei der Festsetzung von Wasserschutzgebieten, in: BWK (Hg.), Grundwasserschutz. 26. Fortbildungslehrgang, Ms. Barsinghausen.
- Eilfort, H. (1989), Wie kann die Flurordnung zu einer Neugestaltung einer ökologiegerechten Agrarlandschaft beitragen? in: N. Knauer et al. (Hg.), Ökologische Leistungen in der Landwirtschaft, Frankfurt a.M.
- Eisenbart, J.B. (1988), Erfahrungen mit dem Gülle-Erlass in Niedersachsen, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- EKD (Evangelische Kirche in Deutschland) (1984), Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Wachsen und Weichen, Ökologie und Ökonomie, Hunger und Überfluß, Gütersloh.
- Ellwein, Th. et al. (Hg.) (1987), Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft Band 1, Baden-Baden.
- Elster, J. (1983), Sour Grapes - Studies in the Subversion of Rationality, Cambridge.
- England, R.A. (1986), Reducing the Nitrogen Input on Arable Farms, Journal of Agricultural Economics 37: 13.
- Enzensberger, H.M. (1973), Zur Kritik der politischen Ökologie, Kursbuch 33, Berlin.
- Erlenbach, K.H. (1987), Anforderungen an Wasserschutzgebiete - Konsequenzen für die Landwirtschaft. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 28: 161.
- Erz, W. (1983), Naturschutz und Landschaftspflege im Rückblick auf ein Vierteljahrhundert Deutscher Naturschutztage und heute, Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 33: 9.
- Euchner, W. et al. (1989), Der ländliche Raum Süd-Niedersachsen, Regionalwissenschaftliche Situationsanalyse und Perspektiven, Institut für Regionalforschung, Schriftenreihe Heft 2/89.
- EUREAU (1987), Das Nitratproblem, Brüssel.
- European Environmental Bureau (Hg.) (1985), Seminar on Soil Protection in the European Community, Report, Brüssel.
- European Institute for Water (Hg.) (1986), Seminar on the EEC-Directive 80/778 Relating to the Quality of Water Intended for Human Consumption, Tagungsunterlagen, Como.
- Fachverband Stickstoffindustrie (1985), Zusammenfassende Betrachtung zum Thema "Stickstoffsteuer", Ms. Frankfurt a.M.

- Fachverband Stickstoffindustrie (Hg.) (1987a), Düngungsratschläge für den Bauernhof, Frankfurt a.M.
- Fachverband Stickstoffindustrie (Hg.) (1987b), Stickstoffdüngung und Nitrat-eintrag ins Oberflächen- und Grundwasser, Frankfurt a.M.
- Feyerabend, I. (1985), Zuckerproduktion und Stickstoffdüngung. Umweltschutz als Nebeneffekt, IIUG rep 85-3, Berlin.
- Fietkau, H.J. et al. (1982), Umweltinformation in der Landwirtschaft, Frankfurt a.M.
- FIGAWA (Bundesvereinigung der Firmen in Gas- und Wasserfach) (1989), Denitrifikationsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung, Technische Mitteilungen 14.
- Finck, H.-F. (1986), Ansatzpunkte zur Vermeidung der Nitratbelastung des Grundwassers unter besonderer Berücksichtigung einer Besteuerung von Stickstoff, Agrarwirtschaft 35: 211.
- Finck, H.F., Haase, K. (1987), Nitratbelastung des Grundwassers, Münster-Hiltrup.
- Fischer, G., Brugger, G.A. (Hg.) (1985), Regionalprobleme in der Schweiz, Bern.
- Fischer, Th., Nick, Th. (1983), Rechtsfragen zum Umweltschutz in der Landwirtschaft, Münster-Hiltrup.
- Fischhoff, B. et al. (1981), Acceptable Risk, Cambridge, Mass.
- Flinspach, D. (1984), Gewässergütekontrolle und Rohwasseruntersuchung, gwf-Wasser/Abwasser 125: 546.
- Flinspach, D. (1985), Grundwasserbeschaffenheit und Trinkwasserversorgung (gegenwärtiger Stand und künftige Erfordernisse), in: AMK (Hg.), Wasser Berlin '85, Berlin.
- Flinspach, D. et al. (1988): Die Nitratkonzentration des Grundwassers als Problem für die öffentliche Wasserversorgung, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart 71: 201.
- Frankfurter Institut (1984), Für eine neue Agrarordnung. Kurskorrektur für Europas Agrarpolitik, Schriftenreihe Band 8.
- Frederichs, G. et al. (1983), Großtechnologien in der gesellschaftlichen Kontroverse, KfK 3342, Karlsruhe.
- Frey, B. (1972), Umweltökonomie, Göttingen.
- Fried, J. (1985), Report for the Commission of the European Communities, Workshop on Groundwater Protection against Pollution by Nitrates, Straßburg.
- Friedrichs, J. (1983), Stadtanalyse. Soziale und räumliche Organisation der Gesellschaft, Opladen.

- Fritz, D. et al. (Hg.) (1983), Nitrat in Gemüse und Grundwasser, Bonn.
- Fürst, D. et al. (1986), Umwelt - Raum - Politik. Ansätze einer Integration von Umweltschutz, Raumplanung und regionaler Entwicklungspolitik, Berlin.
- Funk, A. (1977), Abschied von der Provinz? Strukturwandel des ländlichen Raumes und staatliche Politik, Frankfurt a.M.
- Gabel, B., et al. (1982), Pollution of Drinking Water with Nitrate, Chemosphere 11: 1147.
- GDI (Gottlieb Duttweiler-Institut) (Hg.) (1981), Nitrat im Gemüsebau und Landwirtschaft, Rüschlikon/Zürich.
- Gerken, E. (1976), Notizen zur deutschen Agrarsoziologie, Agrarwirtschaft 25: 281.
- Gesundheimer, H. et al. (1982), Grundwasserverunreinigungen - Bedrohung für die öffentliche Wasserversorgung, gwf-Wasser/Abwasser 123: 521.
- Gitay, H., Wathern, P. (1988), Environmental Advisory Services in UK Agriculture, Ms. Aberystwyth.
- Gitschel, M. (1985), Rechtliche Regelungen im Schnittpunkt von Agrarrecht und Umweltrecht, IIUG rep 85-9, Berlin.
- Gitschel, M. (1987a), Landwirtschaft und Nitratbelastung, Umweltpolitik im Agrarsektor an ausgewählten Beispielen, Diplomarbeit, Berlin.
- Gitschel, M. (1987b), Nitratpolitik vor Ort. Intensive Landwirtschaft und Trinkwasserversorgung im Kreis Viersen, IIUG rep 87-11, Berlin.
- Gitschel, M. (1987c), Nitratpolitik vor Ort. Gemüseanbau und Grundwassernutzung im Hessischen Ried, IIUG rep 87-14, Berlin.
- Glaeser, B. (1989) (Hg.), Humanökologie, Opladen.
- Global 2000 (1980), Frankfurt a.M.
- Godelier, N. (1973), Rationalität und Irrationalität in der Ökonomie, Den Haag.
- Gödde, H., Voegelin, D. (Hg.) (1988), Für eine bäuerliche Landwirtschaft, Kassel.
- Goldhammer, Th. (1987): Integrierter Pflanzenbau. Bestandsaufnahme und Vorschläge, Bonn.
- Gorz, A. (1977), Ökologie und Politik, Hamburg.
- Gorz, A. (1980), Ökologie und Freiheit, Hamburg.
- Gräber, B., Kruse, H. (1983), Toxikologische Bewertung von Nitrat und Nitrit in Nahrung und Wasser, Bericht, Kiel.

- Graß, K. (1987), Möglichkeiten und Grenzen der Stickstoff-Düngung aus der Sicht des integrierten Pflanzenbaus, Der Stickstoff 15/87, Frankfurt a.M.
- Gruppe Landwirtschaft (1988), Strategien zur Ermittlung der Nitratbelastung und das Festlegen von Maßnahmen zur Begrenzung des Nitratreintrages für die Landbewirtschaftung in Grundwasserschutzgebieten, Deutsche Bauernkorrespondenz Extra, Heft 10/88.
- Günnemann, W. (1981), Agrarpolitik in der EG - Markt oder Lenkung?, Opladen.
- Guth, E., Guth, D. (1983), Landwirtschaftliche Düngung aus agrarpolitischer Sicht, Berichte über Landwirtschaft 61: 211.
- Haafke, J. (1982), Naturschutz. Erfahrungen und Perspektiven, Kassel.
- Haase, K. (1983), Die politische Ökonomie der Agrarpolitik, Agrarwirtschaft Sonderheft 98, Hannover.
- Habermas, J. (1973), Legitimationsprobleme im Spätkapitalismus, Frankfurt a.M.
- Häckel, H. (1985), Meteorologie, Stuttgart.
- Haen, H. de (1982), Economic Aspects of Policies to Control Nitrate Contamination Resulting from Agricultural Production, European Review of Agricultural Economics 9: 443.
- Haen, H. de (1985a), Struktureller Wandel der Landwirtschaft aus ökonomischer und ökologischer Sicht, Agrarwirtschaft 34: 1.
- Haen, H. de (1985b), Interdependence of Prices, Production Intensity, and Environmental Damage from Agricultural Production, Zeitschrift für Umweltpolitik 8: 199.
- Haen, H. de (1987), Ausrichtung an den Prinzipien der sozialen Marktwirtschaft, in: Priebe et al., Zeitgespräch: Wie sollte die künftige deutsche Landwirtschaft aussehen?, Wirtschaftsdienst 67: 226.
- Härtel, V., Schultze, H.-C. (1988), Gesucht wird ... sauberes Trinkwasser, Manuskript der Fernsehsendung vom 11.8.1988, ARD.
- Hafenecker, P. (1988), Nitratpolitik vor Ort: Augsburg als Modell?, Bericht, Berlin.
- Haferkamp, H., Schmid, N. (Hg.) (1987), Sinn, Kommunikation und soziale Differenzierung. Beiträge zu Luhmanns Theorie sozialer Systeme, Frankfurt a.M.
- Hagedorn, K. (1982), Agrarsozialpolitik in der Bundesrepublik Deutschland, Berlin.
- Hagedorn, K. (1983), Reflections on the Methodology of Agricultural Policy Research, European Review of Agricultural Economics 20: 303.
- Hagedorn, K. (1989), Political Economics and Social Programmes for Resource Adjustment in EC-Agriculture, Kiel.

- Hagedorn, K. et al. (1986), Flächenstilllegung mit Vorruehstandsregelung als soziales Marktentlastungsprogramm: Ausweg oder Irrweg?, FAL Arbeitsbericht 6/86, Braunschweig.
- Hagedorn, K., Schmitt, G. (1985), Die politischen Gründe für eine wirtschafts- politische Vorzugsbehandlung der Landwirtschaft, in: E. Boettcher et al. (Hg.), Jahrbuch für neue politische Ökonomie 4, Tübingen.
- Hahn, J. (1988), Identische Vorgehensweise zum vorbeugenden Boden- und Grundwasserschutz?, in: IWS (Hg.), 1. Boden-/Grundwasser-Forum Berlin, Berlin.
- Hahn, J. (1989), Emissionsminimierung zum vorbeugenden Boden- und Grundwasserschutz, in: AMK (Hg.), Wasser Berlin '89, Berlin.
- Halbherr, Ph., Müdespacher, A. (1984), Organisierte Interessen und Verteilungseffekte in der schweizerischen Agrarpolitik, Band I und II, Bern.
- Hamm, U. (1983), Projektion der Agrarmärkte in der BR Deutschland für die 80er Jahre, Agrarwirtschaft Sonderheft 97, Hannover.
- Hampicke, U. (1977), Landwirtschaft und Umwelt, Diss. Berlin.
- Hampicke, U. (1987), Ökologische Vorgaben für die Agrarökonomie. Umriss einer Landwirtschaft ohne Ausrottung von Arten, IIUG rep 87-10, Berlin.
- Hampicke, U. (1989), Individualistische Gesellschaft, neoklassische Ökonomie und Erhalt der Natur, Buch-Ms. Kassel.
- Hanau, A. (1958), Die Stellung der Landwirtschaft in der sozialen Marktwirtschaft, Agrarwirtschaft 7: 1.
- Hanisch, J. (1983): Fallstudien und Vorschläge zum Ressourcenplan der BRD, Diss. Berlin.
- Hansmeyer, K.-H. (1981), Ökonomische Anforderungen an die staatliche Datensetzung für die Umweltpolitik und ihre Realisierung, in: L. Wegehenkel (Hg.), Marktwirtschaft und Umwelt, Tübingen.
- Hansmeyer, K.H., Ewringmann, D. (1988), Der Wasserpfennig, Berlin.
- Hartkemeyer, J. (1987), Teufelskreis Agrarpolitik - Wie die Landwirtschaft in die ökonomische, soziale und ökologische Krise treibt, Die Neue Gesellschaft/Frankfurter Hefte 34: 249.
- Hartmann, G. (1983), Naturschutz und Landwirtschaft, Natur + Recht 5: 53.
- Hartmann, G. (1984), Die naturwissenschaftliche Problematik der Kausalität des § 22 WHG, Agrarrecht 5/1984: 128.
- Hartwich, H. (Hg.) (1985), Policy-Forschung in der Bundesrepublik Deutschland, Opladen.
- Hathaway, D.E. (1986), Production Controls in Agriculture: The US-Experience, Ms. Washington, D.C.

- Hauff, V. (Hg.) (1980), Kernenergie und Medien. Argumente in der Energiediskussion 11, Villingen.
- Heereman, C. (1988), Ökologisierung der Agrarpolitik? Deutsche Bauern-Korrespondenz 41: 407.
- Held, M. et al. (1987), Handlungsspielräume zur besseren Nutzung lokaler und regionaler Wasservorkommen, Schriftenreihe 06 "Raumordnung" des BMBau, Bonn
- Hellekes, R. (1988), Erste Betriebsergebnisse mit der Denitrifizierungsanlage zur biologischen Nitratentfernung im Wasserwerk Rasseln der Stadtwerke Mönchengladbach, in: W. Bischofsberger (Hg.), 12. Wassertechnisches Seminar, Schadstoffe im Grundwasser - Auswirkungen und Maßnahmen zur Entfernung, München.
- Hellekes, P., Perdelwitz, D. (1986), Nitratbelastung des Trinkwassers. Reaktionsweisen der Wasserversorgungsunternehmen, IIUG rep 86-2, Berlin.
- Henneke, H.-G. (1986), Landwirtschaft und Naturschutz, Heidelberg.
- Henrichsmeyer, W. (1978), Einfluß veränderter gesamtwirtschaftlicher Rahmenbedingungen auf Landwirtschaft und Agrarpolitik, Agrarwirtschaft 27: 93.
- Henrichsmeyer, W. (Hg.) (1980), Prognose und Prognosekontrolle, Münster-Hiltrup.
- Henrichsmeyer, W. (1986), Auswirkungen der "Neuen EG-Agrarpolitik" auf die deutsche Landwirtschaft, Berichte über Landwirtschaft 64: 361.
- Henrichsmeyer, W. et al. (Hg.) (1984), Agrarstruktur im Wandel, Agrarspectrum Schriftenreihe Band 7, München.
- Henrichsmeyer, W. et al. (1986), Technologiefolgenabschätzung für die landwirtschaftliche Produktion (Komm. Drucksache 123), Gutachterliche Stellungnahme, Bonn.
- Henrichsmeyer, W., Langbehn, C. (Hg.) (1988), Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte, Münster-Hiltrup.
- Henze, A. (1985), Flächenstilllegung mittels finanzieller Anreize als Instrument zur Marktentlastung in der EG?, Agrarwirtschaft 34: 229.
- Henze, A., Zeddies, J. (1988a), Eine erste Analyse der Auswirkungen der Beschlüsse zur Reform der Agrarpolitik in der EG, Agrarwirtschaft 37: 161.
- Henze, A., Zeddies, J. (1988b), Bewertung von Flächenstilllegungen, Münster-Hiltrup.
- Hessisches Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung (1984), Hessisches Schadstoff-Untersuchungsprogramm - Bericht über Nitratuntersuchungen bei Kopfsalat und anderen Gemüsearten 1983, Information der Verwaltung für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung, Hessen 7/1984.
- Heydemann, B. (1987), Anforderungen des Naturschutzes an agrarische Extensivierung und Flächenstilllegung, Ms. Kiel.

- Heyns, K. (1985), Nitrat - Ausgangsstoff für die Bildung von Nitrit und Nitrosaminen, in: H. Nieder (Hg.), Nitrat im Grundwasser, Weinheim.
- Hill, M. (1988), Nitrate Policy in Britain, Ms. Newcastle.
- Hill, M. et al. (1989), Non-decision Making and Pollution Control in Britain: Nitrate Pollution, The EEC Drinking Water Directive and Agriculture, Policy and Politics 17: 227.
- Hillgartner, St., Bosk, Ch. (1988), The Rise and Fall of Social Problems: A Public Arenas Model, American Journal of Sociology 94: 53.
- Hinrichs, P. et al. (1987), Zur Ökonomik der Reduzierung der Nitratauswaschung, in: W. von Urff, R. Zapf (Hg.), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- Hötzel, H.J. (1985), Rechtsfragen der Finanzierung umweltschutzbedingter Kosten in der Landwirtschaft, dargestellt an Problemen von Strafbarkeit, Schadenersatz und Entschädigung wegen Nitratbelastung des Wassers, Berichte über Landwirtschaft 63: 342.
- Hötzel, H.J. (1986), Umweltvorschriften für die Landwirtschaft, Stuttgart.
- Hoffmann, M. (1987), Zusammenhänge zwischen Produktionsmethoden und Lebensmittelqualität in ganzheitlicher Betrachtung, Ausbildungs- und Beratungsheft Nr. 13, Hg.: Studienzentrum für Agrarökologie, Innsbruck.
- Hohlfeld, R. (1979), Strategien gegen den Krebs - Die Planung der Krebsforschung, in: W. van den Daele et al. (Hg.), Geplante Forschung, Frankfurt a.M.
- Holtmeier, E.-L. (1984), Der Schutz des Grundwassers vor Nitratbelastungen, gwf-Wasser/Abwasser 125: 483.
- Holzner, J. (1987), Umweltpolitik und Landwirtschaft, Probleme und Lösungsansätze in den Niederlanden und in Großbritannien, Diss. München.
- Horn, M. (1977), Die Energiepolitik der Bundesregierung von 1958 bis 1972, Berlin.
- Huber, J. (1982), Die verlorene Unschuld der Ökologie, Frankfurt a.M.
- Hucke, J. et al. (1980), Implementation kommunaler Umweltpolitik, Frankfurt a.M.
- Hübler, K.-H. (Hg.) (1985), Bodenschutz als Gegenstand der Umweltpolitik. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 27, Berlin.
- Hübler, K.-H., Otto-Zimmermann, K. (Hg.) (1989a), UVP - Umweltverträglichkeitsprüfung, Taunusstein.
- Hübler, K.-H., Otto-Zimmermann, K. (Hg.) (1989b), Bewertung der Umweltverträglichkeit, Taunusstein.

- Hünermann, G. (1987a), Szenarien zur Entwicklung der Landwirtschaft, IIUG rep 87-6, Berlin.
- Hünermann, G. (1987b), Nitratpolitik vor Ort: Trinkwasserbelastung im Raum Nortorf (Kreis Rendsburg-Eckernförde), IIUG rep 87-21, Berlin.
- Hünermann, G. (1987c), Umweltschutz als Nebeneffekt - Reduzierung der Stickstoffdüngung im Zuckerrübenanbau, Ms. Berlin.
- Hünermann, G. et al. (1987d), Nitratforschung in der Bundesrepublik Deutschland in den 80er Jahren, IIUG rep 87-12, Berlin.
- IA (Innenausschuß des Deutschen Bundestages) (1986), Stenographisches Protokoll der 96. Sitzung des Innenausschusses: Öffentliche Anhörung von Sachverständigen zur Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes, Bonn.
- Ifland, D. (1985), Die Grundkonzeption des Sondergutachtens "Umweltprobleme der Landwirtschaft" des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen, Seminararbeit, Berlin.
- Illich, I. (1973), Selbstbegrenzung. Eine politische Kritik der Technik, Hamburg.
- Illich, I. (1978), Fortschrittsmythen, Hamburg.
- Institut für Europäische Umweltpolitik (1986), Management Agreements in Four EC-Countries, Report, Bonn.
- IPEE (Institut pour une Politique Européenne de l'Environnement) (Hg.) (1989): Eaux Nitrates, Paris.
- Isermann, K. (1987), Tiefenuntersuchungen unterschiedlich bewirtschafteter Flächen, Ms. Limburgerhof Köln.
- Isermann, K. (1988), Tiefenuntersuchungen des Bodens und des (un-)gesättigten Untergrundes hinsichtlich der "erweiterten Nitratproblematik" des Grundwassers bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 57: 181.
- Isermann, K., Henjes, G. (1989), Potential for Biological Denitrification in the Unsaturated Zone with Different Soil Management, Ms. Limburgerhof.
- IWS (Institut für wassergefährdende Stoffe) (Hg.) (1988), 1. Boden-/Grundwasser - Forum Berlin, Berlin.
- Jaeggli, F. (1978), Sickerverluste an Mineralstoffen. Mitteilungen für die schweizerische Landwirtschaft, 7: 130.
- Jänicke, M. (Hg.) (1978), Umweltpolitik, Opladen.
- Jänicke, M. (1979), Wie das Industriesystem von seinen Mißständen profitiert, Opladen.
- Jänicke, M. (1986), Staatsversagen, München.

- Jänicke, M. (1988), Ökologische Modernisierung. Optionen und Restriktionen präventiver Umweltpolitik, in: U.E. Simonis (Hg.), Präventive Umweltpolitik, Frankfurt a.M.
- Jaep, A. (1986), Konventionelle und alternative Landbaumethoden in betriebswirtschaftlichem Vergleich, Berichte über Landwirtschaft 64: 40.
- Jann, W. (1983), Der Policy-Ansatz. Ein Überblick über Entwicklungen in der Bundesrepublik Deutschland und in den USA, Speyerer Arbeitshefte Nr. 45, Speyer.
- Japp, K.P. (1975), Krisentheorien und Konfliktpotentiale, Frankfurt a.M.
- Japp, K.P. (1990), Risiken der Technisierung und die neuen sozialen Bewegungen, in: G. Bechmann (Hg.), Risiko und Gesellschaft, Opladen.
- Jarre, J. (Hg.) (1982), Agrarproduktion und Umweltschutz, Loccumer Protokolle 3/82, Loccum.
- Jarre, J. (Hg.) (1984), Die Zukunft der agrarsozialen Sicherung, Loccumer Protokolle 1/84, Loccum.
- Jarre, J. (Hg.) (1986), Auf der Suche nach einer tragfähigen Agrarpolitik. Loccumer Protokolle 7/86, Rehburg-Loccum.
- John, A. (1986), Die permanente Krise als agrarpolitische Realität, Aus Politik und Zeitgeschichte B 42/86: 20.
- Jung, J. et al. (1989), Nitrates Balance of Legumes-Wheat Cropping Sequences, J. Agronomy & Co. Crop Sciences 162: 81.
- Jung, W. (1956), Die Wasserversorgung für das Rhein-Selz-Gebiet, in: Wasserversorgungsverbrauch für das Rhein-Selz-Gebiet (Hg.), 50 Jahre Wasserversorgung Rhein-Selz-Gebiet, Guntersblum 1956.
- Jungk, R. (1977), Der Atomstaat, München.
- Kahnt, G. (1986), Biologischer Pflanzenbau, Stuttgart.
- Kampe, D. (1982), Agrarstrukturpolitik und Wassergewinnung, gwf-Wasser-Abwasser 123: 30.
- Kampe, W. (1985), Nitrat- und Nitritzufuhren mit fester und flüssiger Nahrung, Forum Stadt-Hygiene 36: 192.
- Kappelmann, K.-H. (1983), Der Agrarsektor als Wirtschaftsfaktor in der Bundesrepublik Deutschland, Frankfurt a.M.
- Kappelmann, K.-H. (1988), Nutzung freigesetzter Flächen, Münster-Hiltrup.
- Karl, H. (1986), Exklusive Nutzungs- und Verfügungsrechte an Umweltgütern als Instrument für eine umweltschonende Landwirtschaft, Bochum.
- Karl, H. (1987a), Ökonomie des Grundwasserschutzes, Wirtschaftsdienst 67: 154.

- Karl, H. (1987b), Property Rights als Instrument für eine umwelt- und grundwasserschonende Landwirtschaft, Zeitschrift für Umweltfragen 1/87: 23.
- Karl, H. (1989), Transaktionskosten privater Grundwassernutzungsrechte, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 12: 73.
- Karl, H., Klemmer, P. (1988), Ökologisierung der Regionalpolitik oder Regionalisierung der Umweltpolitik? Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 1: 161.
- Katholische Landjugendbewegung (1986), Die Schöpfung ist kein Wirtschaftsobjekt, Bad Honnef.
- Kaufmann, F.X. (1977), Sozialpolitisches Erkenntnisinteresse und Soziologie, in: Ch. von Ferber, F.X. Kaufmann (Hg.), Soziologie und Sozialpolitik, Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, Sonderheft 19.
- Kaufmann, F.-X., Rosewitz, B. (1983), Typisierung und Klassifikation politischer Maßnahmen, in: R. Mayntz (Hg.), Implementation politischer Programme II, Opladen.
- Kaule, G. (1986), Arten- und Biotopschutz, Stuttgart.
- Kaule, G. (1988), Flurbereinigung im Dienste einer integrierten Agrar- und Umweltpolitik - aus der Sicht der Ökologie, Berichte zur Flurbereinigung 17, München.
- Keck, O. (1984), Der schnelle Brüder, Frankfurt a.M.
- Keck, O. (1987), The Information Dilemma, Journal of Conflict Resolution 31: 139.
- Keck, O. (1988), Präventive Umweltpolitik als Abbau von Informationsrestriktionen, in: U.E. Simonis (Hg.), Präventive Umweltpolitik, Frankfurt a.M.
- Keller, E.R., Weisskopf, P. (1987): Integrierte Pflanzenproduktion, Zollikofen.
- Kemmerling, W. (1983), Grundlagenstudie Nitratbelastung des Grundwassers, Bericht für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Kempkens, W. (1989), Entschärfte Gülle, Wirtschaftswoche 25: 178.
- Kern, M. (1985), Wasser in Not, München.
- Kern, M. (1986), Das Problem mit dem Nitrat, Ms. Berlin.
- Kernforschungszentrum Karlsruhe (1989), Aufstellung der im Auftrag des Bundesminister für Forschung und Technologie geförderten Vorhaben des Bereiches Wassertechnologie, Ms. Karlsruhe.
- Kesting, D. (1988), Das Grundwasserschutzprogramm der Länder, in: IWS (Hg.), 1. Boden-/Grundwasser-Forum Berlin, Berlin.

- Kiechle, I. (1986), Agrarpolitik im Zwang zur Neuausrichtung, Berichte über Landwirtschaft 64: 513.
- Kimminich, O. (1989), Ausgleichszahlungen für Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten, Natur und Recht 11: 2.
- Kirchhof, P. (1987), Verfassungsfragen der Gewässerbenutzungsgebühr und der Freistellung von wasserrechtlichen Ausgleichsverpflichtungen, Gutachten, Heidelberg.
- Kitschelt, H. (1980), Kernenergiepolitik, Frankfurt a.M.
- Kitschelt, H. (1983), Politik und Energie, Frankfurt a.M.
- Kitschelt, H. (1984), Der ökologische Diskurs, Frankfurt a.M.
- Kitschelt, H. (1985a), Materiale Politisierung der Produktion, Zeitschrift für Soziologie 14: 188.
- Kitschelt, H. (1985b), Political Opportunity Structures and Political Protest: Anti-nuclear Movements for Democracy, British Journal of Political Science 16: 57.
- Klein, B. (1977), Der Wettbewerb in der Düngemittelindustrie der Bundesrepublik Deutschland, Berlin.
- Klein, G. (1988), Sanierung nitratbelasteter Grundwasserleiter und Ausnahmeregelungen nach § 4 der Trinkwasserverordnung, in: W. Bischofsberger (Hg.), 12. Wassertechnisches Seminar, Schadstoffe im Grundwasser - Auswirkungen und Maßnahmen zur Entfernung, München.
- Kleinhanß, E. (1986a), Auswirkungen steigender Energiepreise in der Landwirtschaft, Münster-Hiltrup.
- Kleinhanß, E. (1986b), Schätzung von Grenzertragsfunktionen des Stickstoffein-satzes für Getreide, Zuckerrüben und Kartoffeln auf der Basis von Düngungs-versuchen, Berichte über Landwirtschaft 64: 236.
- Kleinschmidt, N., Eimler, W.-M. (1984), Wer hat das Schwein zur Sau gemacht?, München.
- Klemme, J.-H. (1981), Neue Erkenntnisse über die mikrobielle Nitratreduktion, Forum Mikrobiologie 6: 330.
- Klemmer, P. (1988), Regionalpolitik und Umweltpolitik, ARL-Beiträge 106, Han-nover.
- Kley, L. van de, Bennett, G. (1988), Nitrate Policy in the Netherlands, WZB FS II 88-306, Berlin.
- Kling, A. (1986a), Optimale Stickstoffdüngung ausgewählter Ackerfrüchte aus ökonomischer Sicht, Diss. Weihenstephan.

- Kling, A. (1986b), Möglichkeiten und Grenzen der Stickstoffdüngung. Aus ökonomischer Sicht aufgezeigt an verschiedenen Ackerfrüchten, Der Stickstoff 14/86, Frankfurt a.M.
- Kling, A., Steinhauser, H. (1986), Möglichkeiten und Grenzen eines verringerten Einsatzes ertragssteigernder Betriebsmittel am Beispiel Stickstoff, Agrarwirtschaft 35: 197.
- Klöcker, W. (1989), Intensive Düngung ade? DLG-Mitteilungen 6/1989: 276.
- Kluge, U. (1986), 40 Jahre Landwirtschaftspolitik der Bundesrepublik Deutschland 1945/49 - 1985, Aus Politik und Zeitgeschichte B 42/86: 3.
- Kluge, U. (1989), Vierzig Jahre Agrarpolitik in der BRD, Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 202, Hamburg, Berlin.
- Knauer, N. (1986a), Verwendung freigesetzter Flächen - Vorschläge aus landchaftsökologischer Sicht, Schriftenreihe der agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel, Heft 86, Kiel.
- Knauer, N. (1986b), Ökologische und landwirtschaftliche Konzepte zur Verwendung freigesetzter Flächen, Neues Archiv für Niedersachsen 35: 229.
- Knauer, N. (1989a), Bedeutung ökologischer Forschungsergebnisse für die Landwirtschaft, in: VDLUFA (Hg.), Kongreßband 1988 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- Knauer, N. (1989b), Katalog zur Bewertung und Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft, in: VDLUFA (Hg.), Kongreßband 1988 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- Knauer, N. (1989c), Praktische Umsetzung naturschutzpolitischer Vorhaben in der Landwirtschaft, in: ANL (Hg.), Naturschutzpolitik und Landwirtschaft, Laufen.
- Knauer, N. (1989d), Ökologische Rahmenbedingungen für die pflanzliche Produktion und den Umgang mit der nicht mehr landwirtschaftlich genutzten Fläche, Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 42/1989: 26.
- Knauer, N. et al. (Hg.) (1987), Extensivierungen der Landnutzung, DAF-Schriftenreihe 13, Bonn.
- Knauer, N. et al. (Hg.) (1989), Ökologische Leistungen in der Landwirtschaft, DAF-Schriftenreihe 15, Bonn.
- Knauer, N., Stachow, U. (1986), Verteilung und Bedeutung verschiedener Strukturelemente in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XIV: 151, Göttingen.
- Knoepfel, P. (Hg.) (1989a), Landwirtschaftliche ökologische Beratung - Ein Modell für die Verkopplung von Forschung und Praxis? Basel.

- Knoepfel, P. (1989b), Rechtlich noch faßbar? Der dritte Weg ins Vollzugsfeld: Umsetzung landwirtschaftlicher Gewässerschutzprogramme durch Programmbau und Strukturbildung, Kritische Vierteljahresschrift für Gesetzgebung und Rechtswissenschaft 1/89: 73.
- Knoepfel, P. (1989c), Wenn drei dasselbe tun ... ist es nicht dasselbe, in: H. Hartwich (Hg.), Macht und Ohnmacht politischer Institutionen, Opladen.
- Knoepfel, P. et al. (1980), Analytical Framework and Research Guidelines for the National Research Teams, IIUG, Berlin.
- Knoepfel, P., Weidner, H. (1981), International vergleichende Analyse von Policy-Prozessen im Bereich Umweltchemikalien/Landwirtschaft/Ernährung in ausgewählten EG-Staaten und der Schweiz, Vorstudie und Projektbeschreibung, Ms. Berlin.
- Knoepfel, P., Weidner, H. (1985), Luftreinhaltepolitik (stationäre Quellen) im internationalen Vergleich, Band 1, Methodik und Ergebnisse, Berlin.
- Knoepfel, P., Zimmermann, W. (1987), Ökologisierung von Landwirtschaft, Aarau.
- Kobylnski, H. von (1986), Das Umweltrecht in der landwirtschaftlichen Bodennutzung, Struktur und Hintergründe, Kiel.
- Koch, E. (1985), Die Lage der Nation 85/86, Hamburg.
- Koch, E., Lahl, U. (1982), Zuviel Nitrat aus tiefen Brunnen, in: Die ZEIT vom 12.2.1982.
- Köffner, V. (1985), Düngerempfehlungen auf dem Prüfstand, dlz 5/85: 750.
- Köhne, M. (1987a), Auflagen zum Natur- und Wasserschutz: Rechtliche und ökonomische Aspekte der Entschädigung, in: W. von Urff, R. Zapf (Hg.), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- Köhne, M. (1987b), Ordnungsgemäße Landwirtschaft - Ein Diskussionsbeitrag, Agrarrecht 6/87: 153.
- Köhne, M. (1988), Maßnahmen zur Umwidmung landwirtschaftlicher Nutzflächen für Naturschutzzwecke, in: W. Henrichsmeyer, C. Langbehn (Hg.), Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte.
- Köhne, M. (1989), Landwirtschaft und Wasserschutz - Strategien und Kompromisse, Agrarwirtschaft 38: 201.
- Kölle, W. (1983), Auswirkungen von Nitrat in einem reduzierenden Grundwasserleiter, in: DVGW (Hg.), Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? Wasser Nr. 38, Frankfurt a.M.
- Kölle, W. et al. (1983), Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter, Vom Wasser 61: 125.
- Koester, U. (1977), EG-Agrarpolitik in der Sackgasse, Baden-Baden.

- Koester, U., Tangermann, S. (1976), Alternativen der Agrarpolitik, Münster-Hiltrup.
- Koester, U., Terwite, H. (1988), Durchbruch in der Agrarpolitik oder weiteres Politikversagen? Wirtschaftsdienst 68: 130.
- Köster, W. et al. (1988), Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 bis 1986, Hameln.
- Kohlmeier, M. (1985), Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Verlagerung, in: H. Nieder (Hg.), Nitrat im Grundwasser, Weinheim.
- Kopp, W. (1987), Biologische Verfahren zur Nitratentfernung, Wissenschaft und Umwelt 1/87: 23.
- Krohn, G. (1986), Entschädigung für Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft, Agrarrecht 12/86, Beilage I: 18.
- Kromarek, P. (1986), Die Trinkwasserrichtlinie der EG und die Nitratwerte, IIUG rep 86-9, Berlin.
- Kromarek, P. (1989), Die Wasserwirtschaft in der Europäischen Gemeinschaft, Protokoll der Interdisziplinären Tagung, 11.-12. April 1989 in Berlin, Ms. Bonn.
- Kromka, F. (1982), Das Image der Landwirte - Auswirkungen der Ökobewegung, Berichte über Landwirtschaft 60: 161.
- Küppers, G. et al. (1978), Umweltforschung - die gesteuerte Wissenschaft?, Frankfurt a.M.
- Kuntze, H., Scheffer, B. (1984), Nitrifikationshemmer und ihre ökologische Bedeutung, Wasser und Boden 36: 99.
- Kuntze, H., Voss, W. (1980), Statusbericht Düngung, Münster-Hiltrup.
- Lahl, U., Zeschmar, B. (1981), Wie krank ist unser Wasser? Die Gefährdung des Trinkwassers: Sachstand und Gegenstrategien, Freiburg.
- Lahl, U., Zeschmar, B. (1984a), Kein Wasser zum Trinken, Hamburg.
- Lahl, U., Zeschmar, B. (1984b), Nitratgefahr für das Trinkwasser - eine lösbare Aufgabe, Öko-Mitteilungen 7 (3): 24.
- Landorf, U. (1985), Die Ausgleichszulage - ein Beitrag zur Verhinderung der Entleerung benachteiligter Regionen der EG?, Berichte über Landwirtschaft 63: 46.
- Landtag von Baden-Württemberg (1981), Drucksache 8/1521 (Antrag des Abg. Dr. Schött u.a. FDP/DVP und Dr. Münch u.a. SPD und Stellungnahme des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaften, Umwelt und Forsten, Trinkwasservorsorge in Baden-Württemberg), Stuttgart.

- Landtag Rheinland-Pfalz (1988), Drucksache 11/736 (Antwort des Ministeriums für Umwelt und Gesundheit, Stilllegung von Wassergewinnungsanlagen wegen hoher Nitratbelastung), Mainz.
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (1988), Nitratkataster Schleswig-Holstein, Betriebswirtschaftliche Mitteilung 405.
- Langbehn, C., Stalb, H. (1987), Entwicklungen in der pflanzlichen Produktion und deren Umweltrelevanz, in: W. von Urff, R. Zapf (Hg.), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- Langer, H. et al. (1986), Landschaftsökologische Bewertung von Grundwasservorkommen als Entscheidungshilfe für die Raumplanung, Schriftenreihe 06 "Raumordnung" des BMBau.
- Langerbein, R. (1988), Naturkost im Supermarkt - Eine Möglichkeit zur Ausweitung des Marktes für Bio-Produkte?, Arbeitsbericht 5, Witzenhausen.
- Larrue, C. (1986), Agriculture, Environnement et Santé en France, Ms. Lausanne.
- Larrue, C. (Hg.) (1987), La Recherche dans la Domaine de la Pollution des Eaux par les Nitrates aux Pays-Bas, en République Fédérale d'Allemagne et aux Royaumes-Unis, Rapport pour le Ministère de L'Environnement de la France, Paris.
- Larrue, C. (1988), Agriculture, Environnement et Santé en Belgique, Support des Cours et Dossier de Travail, Nr. 1, IDHEAP, Lausanne.
- Larrue, C., Lewanski, R. (1989), Agriculture, Environnement et Santé en Italy, Support des Cours et Dossier de Travail, Nr. 3, IDHEAP, Lausanne.
- Larrue, C., Knoepfel, P. (1988), La pollution par les nitrates: pratiques et politiques des paysants, des administrateurs et des producteurs d'engrais, L'OEIL, Bericht, Paris.
- Latten, R. (1987), "Ordnungsgemäße Landwirtschaft": Begriffe klar differenzieren, Agra-Europe 5/87: Markt + Meinung 1.
- Lavoux, Th. et al. (1986), La pollution nitratée. Les politiques menées en RFA, au Royaume Uni et aux Pays-Bas, Rapport final, Paris.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1982), Einflüsse von Düngern auf die Gewässergüte, Bremen.
- LAWA (1983), Grundwassergüte-Überwachungskonzept, Ms. Bremen.
- LAWA (1987a), LAWA-Wasserversorgungsbericht 1986, Berlin.
- LAWA (1987b), LAWA-Grundwasserschutzprogramm, Berlin.
- LAWA (1989), Wasserwirtschaftliche Randbedingungen für eine umweltverträgliche Landwirtschaft, Berlin.

- Le Club de Bruxelles (Hg.) (1987), The Crisis in European Agriculture, Report, Brüssel.
- Lehmbrock, M. (1985), Die Agrarpreisrelationen in der Bundesrepublik Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Verteilungseffekte, Kiel.
- Lehmbruch, G. (1979), Parteiensystem und Interessenverbände in der Politikentwicklung, Diskussionsbeitrag Nr. 6/79, Universität Konstanz.
- Lehmbruch, G. (1984), Interorganisatorische Verflechtungen im Neokorporatismus, in: J.W. Falter et al. (Hg.), Politische Willensbildung und Interessenvermittlung, Opladen.
- Leonhard, M. (1986), Umweltverbände, Opladen.
- Lersner, H. von (1982), Boden - Das dritte Medium. Der Schutz des Bodens als umweltpolitische Aufgabe, Natur + Recht 4: 201.
- Leschke, E. (1930), Sammlung von Vergiftungsunfällen I, 1. Band, Leipzig.
- Liebermann, L.R. (1984), Rechtliche Möglichkeiten des Verbots von Agrarfabriken, Agrarrecht 8/84: 206.
- Lindblom, Ch. (1965), The Intelligence of Democracy, New York.
- Lindblom, Ch. (1979), Still Muddling, not yet through, Public Administration Review 39: 517.
- Lindblom, Ch. (1980), The Policy-Making Process, Englewood Cliffs.
- Linde, R. (1988), Wasser als knappe Ressource. Überlegungen zur Diskussion um den Wasserpfennig, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 11: 65.
- Linde, R. (1989), Wasser als knappe Ressource. Eine Replik, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 12: 95.
- Lösch, R., Meimberg, R. (1986), Der "alternative" Landbau in der Bundesrepublik Deutschland, München.
- Lübbe, E. (1986a), Landwirtschaft und Wasserversorgung - Nutzungskonflikte und Lösungsmöglichkeiten, Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 85: 1029.
- Lübbe, E. (1986b), Wasserhaushaltsgesetz geändert. Auswirkungen auf die Land- und Forstwirtschaft, AID-Informationen 35, Nr. 30.
- Lübbe, E. (1988), Welchen Beitrag zur Reduzierung des Eintrags von Schadstoffen in Boden und Grundwasser kann die Landwirtschaft leisten, oder wie kann die gute landwirtschaftliche Praxis aussehen?, in: IWS (Hg.), 1. Boden-/Grundwasser-Forum Berlin, Berlin.
- Lückemeyer, M. (1982), Landwirtschaftliche Viehhaltung oder "Agrarfabriken"?, Berichte über Landwirtschaft 60: 403.

- Lühr, H.P. (1988), Bewertung des Gefährdungspotentials von Stoffen/Produkten aus der Sicht des Grundwasserschutzes - Die Arbeiten der Bewertungskommission für wassergefährdende Stoffe, in: IWS (Hg.), 1. Boden-/Grundwasser-Forum Berlin, Berlin.
- Luhmann, N. (1970), Wirtschaft als soziales System, in: N. Luhmann, Soziologische Aufklärung 1, Opladen.
- Luhmann, N. (1971), Öffentliche Meinung, in: N. Luhmann, Politische Planung, Opladen.
- Luhmann, N. (1975), Macht, Stuttgart.
- Luhmann, N. (1980), Gesellschaftsstruktur und Semantik, Band 1, Frankfurt a.M.
- Luhmann, N. (1981), Politische Theorie im Wohlfahrtsstaat, München.
- Luhmann, N. (1986), Ökologische Kommunikation, Opladen.
- Luhmann, N. (1989), Politische Steuerung: Ein Diskussionsbeitrag, PVS 30: 4.
- Maidl, F.X. (1984), Einfluß von Bodenbearbeitung und Gülleanwendung auf die Stickstoffmineralisierung und das Wachstum von Zuckerrüben sowie deren Bedeutung für die Bemessung der mineralischen Stickstoffdüngung bei langjährig differenzierter Bodenbewirtschaftung, Diss. München.
- Maier, J. (Hg.) (1987), Chancen für den ländlichen Raum, Arbeitsmaterialien zur Raumordnung und Raumplanung 49, Bayreuth.
- Maier-Rigaud, G. (1988), Umweltpolitik in der offenen Gesellschaft, Opladen.
- Majone, G. (1982), The Uncertain Logic of Standard-Setting, Zeitschrift für Umweltpolitik 5: 305.
- Manegold, D. (1986), Grundzüge der künftigen US-Agrarpolitik - Ein Überblick über das Landwirtschaftsgesetz von 1985, Agrarwirtschaft 35: 130.
- Manger, R. (1989), Möglichkeiten der Flurbereinigung zur verstärkten Berücksichtigung des Naturschutzes, in: ANL (Hg.), Naturschutzpolitik und Landwirtschaft, Laufen.
- March, J.G., Simon, H. (1958), Organizations, New York.
- Marcuse, H. (1967), Der eindimensionale Mensch, Neuwied.
- Marquardt, K. (1977), Physikalische Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung und ihre Grenzen, in: DVGW (Hg.), Wasserfachliche Aussprachetagung, Berlin 1977, Frankfurt a.M.
- Marx, D. (1988), Wechselwirkungen zwischen Umweltschutz und Raumordnung/Landesplanung, Hannover.
- Massing, P., Reichel, P. (Hg.) (1977), Interesse und Gesellschaft, München.

- May, J.V., Wildavsky, A.B. (Hg.) (1978), *The Policy Circle*, Beverly Hills/London.
- Mayer-Tasch, P.C. (1981), *Die Zukunft von Landwirtschaft und Landschaft*, *Aus Politik und Zeitgeschichte B 35-35/81*: 3.
- Mayntz, R. (Hg.) (1980), *Implementation politischer Programme*. Empirische Forschungsberichte, Königstein/Ts.
- Mayntz, R. (Hg.) (1983), *Implementation politischer Programme II, Ansätze zur Theoriebildung*, Opladen.
- Mayntz, R. (1987), *Politische Steuerung und gesellschaftliche Steuerungsprobleme - Anmerkung zu einem theoretischen Paradigma*, in: Th. Ellwein et al. (Hg.), *Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft*, Band 1, Baden-Baden.
- Mayntz, R. et al. (1978), *Vollzugsprobleme der Umweltpolitik*, Stuttgart.
- Mayntz, R. et al. (1988), *Differenzierung und Verselbständigung: Zur Entwicklung gesellschaftlicher Teilsysteme*, Frankfurt a.M.
- McCarthy, K.J. (1985), *Nitrogenous Fertilizers in the European Communities*, Report, Brüssel.
- Meadows, D. et al. (1972), *Grenzen des Wachstums*, Stuttgart.
- Meehan, E. (1985), *Policy: Constructing a Definition*, *Policy Sciences* 18: 291.
- Meinhold, K. et al. (1974), *Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung des Verursacherprinzips in der Land- und Forstwirtschaft*, *Berichte über Landwirtschaft* 52: 195.
- Meinhold, K. et al. (1986), *Möglichkeiten und Grenzen beim Anbau regenerativer Rohstoffe für Energieerzeugung und chemische Industrie*, FAL Braunschweig.
- Meiser, P. (1987), *Anforderungen an den Grundwasserschutz in Trinkwasserschutzgebieten*, *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 28: 152.
- Merkel, W., Ludwиковski, P. (1984), *Der DVGW von 1959 - 1984*, *gwf-Wasser/Abwasser* 125: 23.
- Merkel, W., Reiff, G. (1985), *Forschung und Entwicklung (F und E) in der Wasserversorgung*, *gwf-Wasser/Abwasser* 126: 563
- Meyer, H. von (1983), *Wirkungslose Umweltpolitik - Umweltwirksame Agrarpolitik. Überlegungen zum Verhältnis beider Politiken in der Europäischen Gemeinschaft*. *Zeitschrift für Umweltpolitik* 6: 363.
- Meyer, H. von (1987), *Ansätze zu einer Agrar-Umweltpolitik in ökonomischer Theorie und politischer Praxis*, in: W. von Urff, H. von Meyer (Hg.), *Landwirtschaft, Umwelt und Ländlicher Raum*, Baden-Baden.

- Meyer, H. von (1988a), Elemente einer umwelt- und sozialverträglichen Reform der Agrarpolitik, in: U.E. Simonis (Hg.), Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt, Berlin.
- Meyer, H. von (1988b), The Common Agricultural Policy and the Environments, WWF International CAP Discussion Paper, No. 1.
- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hg.) (1987), Das Wichtigste über die neuen Schutzbestimmungen in Wasserschutzgebieten und die Ausgleichszahlungen, Ms. Stuttgart.
- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hg.) (1988), Programm zur Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen - Ökologieprogramm 88, Ms. Stuttgart.
- Möller, H. (1985), Rolle, Strategien und Verhaltensmuster der Wasserversorgungsunternehmen in bezug auf die Nitratbelastung des Trinkwassers, Ms. Berlin.
- Moha, E. (1987), Agrarprotektionismus - Ein Sonderproblem der Handelsliberalisierung, Ifo-Schnelldienst 9/87: 6.
- Mücke, W. (1985), Nitrat in Lebensmitteln, AID-Verbraucherdienst 30: 69.
- Müller, J. (1989), Ziele und Realisierung des Grundwasserschutzprogrammes in der Bundesrepublik Deutschland, in: AMK (Hg.), Wasser Berlin '89, Berlin.
- Münster, K.P. (1982), Öffentlich-rechtlicher Emissionsschutz in der Landwirtschaft, Diss. Göttingen.
- MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft) (1988), Positionspapier des MURL zur Güllebörse, Düsseldorf.
- Murningham, J., Roth, A. (1983), Expecting Continued Play in Prisoner's Dilemma Games, Journal of Conflict Resolution 27: 279.
- Mußnug, R. (1986), Das Recht des Landes Baden-Württemberg zur Erhebung eines "Wasserpennigs" für die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser, Gutachten, Heidelberg.
- Mutius, A. von (1985), Umweltschutz und Landwirtschaft - Grundwasser und Wasserhaushalt - Haftungs- und strafrechtliche Grundlagen, Agrarrecht 15: Beilage II, 11.
- Naber, G. (1984), Fernwasserversorgung, gwf-Wasser/Abwasser 125: 191.
- Nacke, H.H. (1987), Die 5. Novelle zum Wasserhaushaltsgesetz, Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 6: 185.
- Nagel, S. (1984), Contemporary Public Policy Analysis, Alabama.
- NAS (National Academy of Sciences) (1978), Nitrates: An Environmental Assessment, Washington D.C.
- NAS (1981), The Health Effects of Nitrate, Nitrite, and N-Nitroso-Compounds, Washington D.C.

- NAS (1982), Diet, Nutrition, and Cancer, Washington D.C.
- Naschold, F. (1971), Systemsteuerung. Einführung in die moderne politische Theorie, Teil II, Stuttgart.
- Nash, J.F. (1950), The Bargaining Problem, *Econometrica* 18: 155.
- Nash, J.F. (1953), Two-Person Cooperative Games, *Econometrica* 21: 128.
- Naturlandstiftung Hessen e.V. (1987), Naturschutzprogramme in der Landwirtschaft, Schriftenreihe angewandter Naturschutz Band 4, Bad Nauheim.
- Neander, E. (1983a), Agrarstrukturwandlungen in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 1960 und 1980, *Zeitschrift für Agrargeographie* 1/83: 201.
- Neander, E. (1983b), Zur Abgrenzung, Charakterisierung und Bewertung bäuerlicher Landwirtschaft, *Berichte über Landwirtschaft* 61: 67.
- Nick, Th. (1984), Die Bedeutung des Naßauskiesungsbeschlusses des Bundesverfassungsgerichts für die Landwirtschaft, *Agrarrecht* 11/1984: 297.
- Nieder, H. (Hg.) (1985), Nitrat im Grundwasser, Weinheim.
- Nies, V. (1987), Rechtsanwendungsprobleme beim wasserrechtlichen Ausgleichsanspruch nach § 19 IV WassHG, *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 6: 189.
- Nöring, F. (1982), Grundlagen und Probleme der Festsetzung von Wasserschutzgebieten, *Mitt. Ing.- u. Hydrogeol.* 13: 19.
- Nöring, F. (1984), Wasserschutzgebiete, *gwf-Wasser/Abwasser* 125: 169.
- Obermann, P. (1982), Hydrochemische-hydrmechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung, Besondere Mitteilungen zum deutschen gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 42, Bonn.
- Obermann, P. (1984), Möglichkeiten des Nitratabbaues im Sicker- und Grundwasser, *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 65: 577.
- Obermann, P. (1985), Die Belastung des Grundwassers aus landwirtschaftlicher Nutzung nach heutigem Kenntnisstand, in: H. Nieder (Hg.), Nitrat im Grundwasser, Weinheim.
- Obermann, P. (1988), Der Nitratintrag in das Grundwasser und der Nitratabbau im Grundwasser, in: UBA (Hg.), Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung, Berlin.
- Obermann, P., Bundermann, G. (1982), Untersuchungen über Grundwasserveränderungen durch Nitrat infolge landwirtschaftlicher Nutzung, in: F. Selenka (Hg.), Nitrat-Nitrit-Nitrosamine in Gewässern, Weinheim.
- Obermann, P., Salzwedel, J. (1982), Die Grundwasserbelastung durch Nitrat aus Sicht der öffentlichen Wasserversorgung. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz, Schriftenreihe Band 46, Bonn.

- OECD (1979), Interfutures, Paris.
- OECD (1986a), Wirtschaftliche und soziale Indikatoren in der Landwirtschaft, Schriftenreihe des BMELF C 25, Münster-Hiltrup.
- OECD (1986b), Water Pollution by Fertilizers and Pesticides, Paris.
- OECD (1989), Agricultural and Environmental Policies. Opportunities for Integration, Paris.
- Offe, C. (1972), Strukturprobleme des kapitalistischen Staates, Frankfurt a.M.
- Offe, C. (1975), Berufsbildungsreform. Eine Fallstudie über Reformpolitik, Frankfurt a.M.
- O'Hara, S. (1984), Externe Effekte der Stickstoffdüngung, Kiel.
- Ohlendorf, W. (1976), Lysimeter-Untersuchungen über den Verbleib der Düngernährstoffe, insbesondere des mit ^{15}N markierten Stickstoffs, Diss. Gießen.
- Ohlhoff, J. (1987), Spezialisierung im Ackerbau aus ökonomischer und ökologischer Sicht - Bestimmungsgründe und Reaktionen auf veränderte Preis-Kosten-Verhältnisse, Kiel.
- Ohshima, H., Bartsch, H. (1981), Quantitative Estimation of Endogenous Nitrosation in Humans by Monitoring N-Nitrosoproline Excreted in the Urine, Cancer Research 41: 3658.
- Olschowy, G. (1978), Naturschutz und Landwirtschaft, Berichte über Landwirtschaft 56: 137.
- Olson, M. (1965), The Logic of Collective Action, Cambridge Mass.
- Oster, H. (1984), Gemeinschaftsaktion "Wasser", gwf-Wasser/Abwasser 125: 77.
- Oster, H., Pluge, W. (1986), Umweltgerechte Düngung: Soll der Wasserverbraucher dafür zahlen?, Kommunalwirtschaft Heft 6/86: 214.
- Ott, P. (1984), Podiumsdiskussion "Stickstoffverbindungen im Grundwasser", in: Gas/Wasser/Wärme 38: 214.
- Ott, P. et al. (1982), Über die Winterauswaschung von Nitrat bei unterschiedlichen Düngungsarten in Kleinlyrimetern. Jahresbericht der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft, Basel.
- Otto, A. (1978), Fremdstoffbelastungen der Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland durch Land- und Forstwirtschaft, Münster-Hiltrup.
- Parsons, T. (1969), Politics and Social Structure, New York.
- Peinemann, B. (1975), Rechtsfragen im Zusammenhang mit § 15 Abfallbeseitigungsgesetz, Agrarrecht 5: 277.
- Peters, W. (1985), Einflüsse der Agrarpolitik auf die Agrarstruktur, Berichte über Landwirtschaft 63: 188.

- Petri, H. (1987), Nitrate und die Trinkwasserverordnung, in: K. Aurand et al. (Hg.), Die Trinkwasserverordnung, Berlin.
- Pfleiderer, K. et al. (1981), Weiterentwicklung der agrarsozialen Sicherung, Münster-Hiltrup.
- Planco Consulting Gesellschaft mbH (1984), Raumordnungspolitische und regionalwirtschaftliche Bewertung unterschiedlicher Strukturen der Wasserversorgung, Bonn.
- Pluge, W. (1987), Strategien zur Lösung des Nitratproblems - Eine Bewertung durch EUREAU, in: DVGW (Hg.), Europäische Konferenz: Einflüsse der Landwirtschaft auf die Wasserressourcen - Folgen und zukünftige Entwicklungen, Frankfurt a.M.
- Pluge, W. (1988), Umweltgerechte Düngung zu Lasten des Wasserverbrauchers? Stellungnahme aus Sicht der Wasserwirtschaft, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Pluge, W. (1989), Die Trends in der deutschen Wasserpolitik - Konsequenzen für die Wasserversorgungswirtschaft, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 12: 43.
- Pohl, M. (1982), Bedeutung von Banken und Versicherungen für das produktökologische Verhalten von Landwirten, Ms. Berlin.
- Poppelreuther, J. (1982), Verbraucher-, Natur- und Umweltschutzorganisationen und Vereinigungen des alternativen Landbaus in der Bundesrepublik Deutschland, der Schweiz und den Niederlanden, Ms. Berlin.
- Poppinga, O. (Hg.) (1979), Produktion und Lebensverhältnisse auf dem Land, Leviathan Sonderheft 2/1979, Opladen.
- Poppinga, O. (1981), Neue Programme zur Reform der Agrarpolitik der Europäischen Gemeinschaft, Leviathan 9: 284.
- Poppinga, O. (1983), Zur Rolle und Bedeutung von Organisationen und Interessengruppen im Agrarsektor der Bundesrepublik Deutschland, Bericht, Berlin.
- Poppinga, O. et al. (1985), Die Entwicklung ausgewählter Bereiche des Agrarsektors in der Bundesrepublik Deutschland, Ms. Kassel.
- Poppinga, O., Schmidt, G. (1986), Die zwei Wege landwirtschaftlicher Reformen: Umweltverträgliche Produktion in bäuerlichen Betrieben oder Ausgleichspolitik, Rheda-Wiedenbrück.
- Potthoff, H. (1983), Tourismus und Landwirtschaft, Berichte über Landwirtschaft 61: 274.
- Pressman, J.L., Wildavsky, A.B. (1973), Implementation. How Great Expectations in Washington Are Dashed in Oakland, Berkeley, Los Angeles.
- Preuschen, G. (1984), Öko-Katastrophe oder Wiederherstellung der Bodengesundheit, in: M. Striegnitz (Hg.), Schutz des Umweltmediums Boden, Loccum.

- Preusker, W. (1982a), Wasser- und abfallrechtliche Beschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung von Grundstücken, Zeitschrift für Wasserrecht 21: 261.
- Preusker, W. (1982b), Grundwasserverunreinigungen in rechtlicher Sicht, in: DVGW, Wasserfachliche Aussprachtagung 1982, Frankfurt a.M.
- Preussmann, R. (Hg.) (1983), Das Nitrosaminproblem, DFG, Weinheim.
- Preussmann, R. (1984), Carcinogenic N-Nitroso Compounds and their Environmental Significants, Naturwissenschaften 71: 25.
- Priebe, H. (1985), Die subventionierte Unvernunft, Berlin.
- Priebe, H. (1986), Die Landwirtschaft im Spannungsfeld: Überschüsse-Einkommen-Umweltgefährdung, Aus Politik und Zeitgeschichte B 42/86: 42.
- Priebe, H. et al. (1987), Wie sollte die künftige deutsche Landwirtschaft aussehen?, Zeitgespräch, Wirtschaftsdienst 67: 219.
- Prittwitz, V. (1989), Das Katastrophenparadox. Elemente einer Theorie der Umweltpolitik, Habilitationsschrift, Berlin.
- Prognos AG (1986), Grundwassermodelle als Entscheidungshilfe für die Raumplanung, Untersuchung im Auftrag des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, RS III-704102-82.09/2, Basel/Darmstadt.
- Prognos AG (1989), Materialien zur Belastung des Grundwassers, Basel.
- Rappaport, A. et al. (1976), The 2 x 2 Game, Ann Arbor.
- Ravetz, J. (1971), Scientific Knowledge and its Social Problems, Oxford.
- Reich, N. (1987), Förderung und Schutz diffuser Interessen durch die Europäischen Gemeinschaften, Baden-Baden.
- ReicheI, P. (Hg.) (1984), Politische Kulturen in Westeuropa, Frankfurt a.M.
- Renger, M. (1988), Thesen und Forderungskatalog für eine auf den Grundwasserschutz ausgerichtete Düngerbedarfsermittlung und -praxis, in: UBA (Hg.), Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung, Berlin.
- Richardson, J.J. (Hg.) (1982), Policy Styles in Western Europe, London.
- Richardson, J.J., Watts, N. (1985), National Policy Styles and the Environment, IIUG dp 85-16, Berlin.
- Riehle, R. (1985), Stickstoffdüngung im Weinbau. Allmähliche Problemreduktion keineswegs aus Umweltgründen, Ms. Berlin.
- Rincke, G. et al. (1987), Raumstrukturelle Risikopotentiale bei groß- und kleinräumigen Infrastrukturkonzepten der Wasserversorgung, Forschungsbericht RS II 1 - 82.10 für den Bundesminister für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Bonn.

- Roedelsperger, M. et al. (1984), Stickstoffgehalt und -umsetzung in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraums und in der gesättigten Zone (Grundwasser), Studie im Auftrag des MELF Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Röder, R., Eden, D. (1989), Einfluß der Änderung der Bodennutzungsintensität (verschiedene Bodennutzungsarten) auf Grundwasser- und Sickerwasserbeschaffenheit, UBA Texte 17/89, Berlin.
- Röhring, K. (Hg.) (1988), Moderner ökologischer Landbau, Hofgeismarer Protokolle 251, Hofgeismar.
- Roennefahrt, H.W. (1977), Nitratentfernung aus dem Trinkwasser durch biochemische Verfahren, in: DVGW (Hg.), Wasserfachliche Aussprachetagung Berlin, Frankfurt a.M.
- Rösgen, P. (1983), Rechtliche Zulässigkeit der Bodenbehandlung mit stickstoffhaltigen Düngemitteln, Agrarrecht 13: 141.
- Rohmann, U. (1987a), Untersuchungen zur Nitratsituation im Wassereinzugsgebiet des Wasserwerkes Hausen/FEW, DVGW-Forschungsstelle, Bericht, Karlsruhe.
- Rohmann, U. (1987b), Zukünftiger Grundwasserschutz - Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in gemeinsamer Verantwortung, Beiträge zur kommunalen Versorgungswirtschaft, Heft 68, Köln.
- Rohmann, U. (1988), Sonderkulturen kontra Trinkwasserversorgung - Begleitumstände und Ergebnisse einer interdisziplinären Fallstudie in einem Wassereinzugsgebiet, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Rohmann, U. (1989), Situationsanalysen zum Nitratproblem, in: H. Sontheimer (Hg.), Wasserchemie für Ingenieure, Bonn.
- Rohmann, U., Sontheimer, H. (1985), Nitrat im Grundwasser. Ursachen, Bedeutung, Lösungswege, Karlsruhe.
- Rolke, L. (1987), Protestbewegung in der Bundesrepublik, Opladen.
- Romanowski, J. et al. (1988), Vernetzte Landschaftsstrukturen und ihre Bedeutung für das Agrar-Öko-System, BSH/NVN Nature Special Report, Heft 4, Werdenburg.
- Ronge, V. (1978), Die Gesellschaft an den Grenzen der Natur, Bielefeld.
- Ronge, V., Schmiege, G. (1973), Restriktionen politischer Planung, Frankfurt a.M.
- Roth, H. (1977), Wasserhaushaltsgesetz, Abwasserabgabengesetz, Berlin.
- Roth, H. (1984), Grundlinien für die Entwicklung des Wasserrechts der Bundesrepublik Deutschland, gwf-Wasser/Abwasser 125: 267.
- Roth, R., Rucht, D. (Hg.) (1987), Neue soziale Bewegungen in der Bundesrepublik Deutschland, Frankfurt a.M.

- Rottmann-Schwenkel, B. (Hg.) (1989), *Ökologischer Landbau. Eine Technologie-Option für die Zukunft!* Barsinghäuser Berichte 15, Barsinghausen.
- Royal Commission (1979), *Agriculture and Pollution, 7th Report of the Royal Commission on Environmental Pollution*, London (HMSO).
- Royal Society (1983), *The Nitrogen Cycle of the United Kingdom*, London (HMSO).
- Rucht, D. (1987), *Campaigns, Skirmishes and Battles: Anti-Nuclear Movements and the State (U.S.A., France, West-Germany)*. Contribution to the ECPR-Workshop on New Social Movements and the Political System, Ms. Amsterdam.
- Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1970), *Faustzahlen für die Landwirtschaft*, Münster-Hiltrup.
- Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1974), *Faustzahlen für die Landwirtschaft*, Münster-Hiltrup.
- Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1983), *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*, Münster-Hiltrup.
- Salomon, J.-J. (1981), *Prométhée empêtré*, Paris.
- Salzwedel, J. (1983), *Rechtsfragen der Gewässerverunreinigung durch Überdüngung*, *Natur + Recht* 5: 41.
- Salzwedel, J. (1985), *Rückkehr zu umweltschonender Landwirtschaft. Arbeit und Einfluß des Sachverständigenrates für Umweltfragen am Beispiel des Sondergutachtens "Umweltprobleme für Landwirtschaft"*, Tonbandmanuskript, Berlin.
- Salzwedel, J. (1986), *Rechtliche Aspekte der Erhebung einer Gewässerbenutzungsabgabe*, Gutachten, Bonn.
- Salzwedel, J. (1987), *Ausgleichszahlungen für Düngebeschränkungen der Landwirte*, Bericht über das 237. Colloquium des Instituts für das Recht der Wasserwirtschaft an der Universität Bonn, *Zeitschrift für Wasserrecht* 26: 71.
- Sampson, R.N. (1981), *Farmland or Wasteland. Time to choose*, Emmaus.
- Samuelson, P. (1954), *The Pure Theory of Public Expenditure*, *Review of Economic Statistics* 36: 387.
- Sander, H.P. (1985), *Zur Fünften Wasserhaushaltsgesetz-Novelle*, *Zeitschrift für Wasserrecht* 24: 73.
- Sander, H. et al. (1968), *Untersuchungen über die Entstehung cancerogener Nitrosamine im Magen*, *Hoppe-Seylers Z. physiol. Chem.* 349: 1691.
- Sattelmacher, P.G. (1962), *Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser*, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Luftthygiene Nr. 20, Stuttgart.
- Sauer, M. (1988), *Kooperation und Qualifizierung als Zukunftsanforderungen an die bäuerliche Agrarproduktion der BRD*, Beitrag zum 24. Deutschen Soziologentag, Ms. Zürich.

- Sauerbeck, D. (1984): Die land- und wasserwirtschaftliche Bedeutung des Stickstoffkreislaufs im Boden. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 65: 627.
- Sauerbeck, D. (1985), Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrilkulturchemischer Sicht, Stuttgart.
- Sauerbeck, D. (1988), Stickstoffdynamik im Boden, Umsatz, Kreislauf, in: UBA (Hg.), *Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung*, Berlin.
- Schablitzki, G., Höpfe, D. (1989), Volkswirtschaftliche Verluste der Bodenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland, 5. Zwischenbericht zum FuE-Vorhaben Nr. 10103110-09, Ms. Berlin.
- Schäfer, W. (1987), Landwirtschaftliche Interessen und Gewässerschutz. Die fünfte Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes, *IIUG rep* 87-13, Berlin.
- SchALVO (1987), Verordnung des Ministeriums für Umwelt über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen, *Gesetzblatt für Baden-Württemberg* 22, Stuttgart.
- Scharpf, F.W. (1988), Verhandlungssysteme, Verteilungskonflikte und Pathologien der politischen Steuerung, in: M.G. Schmidt (Hg.), *Staatstätigkeit, PVS-Sonderheft* 19, Opladen.
- Scharpf, F.W. (1989), Politische Steuerung und politische Institutionen, *PVS* 30: 10.
- Scharpf, F.W., Schnabel, F. (1980), Steuerungsprobleme der Raumplanung, in: W. Bruder, Th. Ellwein (Hg.), *Raumordnung und staatliche Steuerungsfähigkeit, PVS-Sonderheft* 10, Opladen.
- Scharpf, H.C. et al. (1986), Das Nitratproblem - Wege zur Lösung, *Gemüse* 3/1986: 113.
- Schauwecker, H. (1984), Struktur und Entwicklung der Wasserversorgungsunternehmen in der Bundesrepublik Deutschland, *gwf-Wasser/Abwasser* 125: 280.
- Scheele, M., Isermeyer, F. (1988a), Umweltschutz und Landschaftspflege im Bereich der Landwirtschaft. Kostenwirksame Verpflichtung oder neue Einkommensquelle? Göttingen.
- Scheele, M., Isermeyer, F. (1988b), Umwelleistungen und Vermeidungen von Umweltschäden im Bereich der Landwirtschaft aus ökonomischer, politischer und rechtlicher Sicht, *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 1: 183.
- Scheele, M., Schmitt, G. (1986), Der "Wasserpennig": Richtungsweisender Ansatz oder Don Quichoterie?, *Wirtschaftsdienst* 66: 570.
- Scheele, M., Schmitt, G. (1987a), Streit um den Wasserpennig: Abschied von der Effizienz?, *Wirtschaftsdienst* 67: 40.
- Scheele, M., Schmitt, G. (1987b), Der diskrete Charme der Untergangphilosophie, *Wirtschaftsdienst* 67: 203.

- Scheele, M., Schmitt, G. (1989), Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserschutz als Allokations- und Verteilungsproblem. Ein Diskussionsbeitrag, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 12: 79.
- Scheidler, M. (1987), Beurteilung von Düngungsempfehlungen im Getreidebau - Relevanz und Akzeptanz, untersucht und bewertet an empirischen Beispielen, Diplomarbeit, Göttingen.
- Schilling, H. von (1984), Räumliche Bedeutung der Konflikte zwischen Landwirtschaft und Umwelt, Informationen zur Raumentwicklung 6/84: 525.
- Schleswig-Holsteinischer Landtag (1989), Drucksache 12/419, Grundwasser in Schleswig-Holstein.
- Schmeing, F. (1984), Langzeitmessungen des Nitratgehaltes im Grundwasser - im Einzugsgebiet Bayern, in: DVGW (Hg.), Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung, Frankfurt a.M.
- Schmidt, H.H., Schwarz, D. (1982), Erfahrungen im Vollzug der Trinkwasserverordnung aus der Sicht der Wasserwerke, Forum Stadt-Hygiene 33: 91.
- Schmidt, M. (Hg.) (1988), Staatstätigkeit. International und historisch vergleichende Analysen, PVS Sonderheft 19/1988, Opladen.
- Schmitt, C. (1927), Der Begriff des Politischen, München/Leipzig.
- Schmitt, G. (1984a), Agrarsozialpolitik: Entwicklung, Probleme und Lösungsansätze, in: J. Jarre (Hg.), Die Zukunft der agrarsozialen Sicherung, Loccum.
- Schmitt, G. (1984b), Warum die Agrarpolitik ist, wie sie ist und nicht, wie sie sein sollte, Agrarwirtschaft 32: 129.
- Schmitt, G. (1985), Ideologien, Interessenverbände, Bürokratie und ökonomische Theorie der Agrarpolitik, Agrarwirtschaft 34: 10.
- Schmitt, G. (1986), Agricultural Policy Decisions in the EC, Food Policy 11: 334.
- Schmitt, G. (1987), Der ökonomische oder der ökologische Weg? Eine Antwort an Günther Weinschenk oder ein Plädoyer für den "mittleren Weg" der praktischen Vernunft, Agrarwirtschaft 37: 90.
- Schmitt, G., Thoro, C. (1986), Flächenstilllegung: Lösung für die EG-Agrarprobleme?, Agra-Europe 27 (9), Sonderbeilage.
- Schmitz, P.M. (1986), Agrarpolitik im Parteienstreit, Wirtschaftsdienst 66: 233.
- Schmitz, P.M. (1987), Umweltwirkungen der gemeinsamen Agrarpolitik, in: W. von Urff, R. Zapf (Hg.), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- Schneider, B., Selenka, F. (1974), Verhalten und Wirkung von Nitrat und Nitrit im Körper, I. Quantitative Unterschiede im Methämoglobinstoffwechsel nach

- Zufuhr von Nitrit über den peripheren und portalen Blutkreislauf, Zbl. Bakt. Hyg. I Abt. Orig. B 159: 113.
- Schneider, W., Pluge, W. (1984), Öffentlichkeitsarbeit der Wasserversorgungsunternehmen, in: BGW (Hg.), Haupttagung Gas und Wasser, Berlin 1984, BGW-Schriftenreihe 30, Bonn.
- Schreiber, H. (1985), Nahrungsmittelwirtschaft und Ökologie, IIUG rep 85-2, Berlin.
- Schröder, Ch. (1984), Boden- und Grundwasserbelastungen in der Bundesrepublik Deutschland, Studie im Auftrag des Instituts für Europäische Umweltpolitik, Bericht, Bonn.
- Schröder, H., Simonsen, J.F. (1985), The Nitrogen Cycle of Danish Agriculture, Ms. Kopenhagen.
- Schuh, A. (1988), Agrarpolitik für eine bäuerliche Landwirtschaft - Überlegungen aus bayerischer Sicht, in: W. Henrichsmeyer, C. Langbehn (Hg.), Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte, Münster-Hiltrup.
- Schulte, J. (1984), Begrenzter Einsatz von Handelsdüngern und Pflanzenschutzmitteln, Münster-Hiltrup.
- Schulte, J., Steffen, G. (1984), Beurteilung von verschiedenen Umweltinstrumenten zur Reduzierung des Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes in landwirtschaftlichen Unternehmen, Zeitschrift für Umweltpolitik 7: 143.
- Schumacher, E.F. (1973), Small is Beautiful, London.
- Schumacher, E., Conrad, J., Kollande, D. (1985), Produktion, Verteilung und Anwendung ausgewählter Agrochemikalien. Eine Bestandsaufnahme. IIUG rep 85-7, Berlin.
- Schumacher, W. (1987), Entwicklung der Rechtsnormen für Trinkwasser, in: K. Aurand et al. (Hg.), Die Trinkwasserverordnung, Berlin.
- Schwarz, D. (1987), Die Trinkwasserverordnung aus der Sicht des Wasserversorgungsunternehmens, in: K. Aurand et al. (1987), Die Trinkwasserversorgung, Berlin.
- Schwarz, G. (1988), Kurz vor dem Knock-out: Lösungsbemühungen eines Wasserwerks, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Schweiger, P. (1988a), Erkenntnisse aus Demonstrationsvorhaben in Baden-Württemberg, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Schweiger, P. (1988b), Welche Düngungsstrategie in Wasserschutzgebieten? DLG-Mitteilungen 2/1988: 56.
- Schweiger, P. (1989), Zum Schutz des Grundwassers, DLG-Mitteilungen 104: plus 1.

- Schwille, F. (1953), Chloride und Nitrate in den Grundwässern Rheinhessens und des Rheingauges, *gwf-Wasser/Abwasser* 94: 410. (184 Wasser)
- Schwille, F. (1962), Nitrate im Grundwasser, *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 6: 25.
- Schwille, F. (1969), Hohe Nitratgehalte in den Brunnenwässern der Moseltalaua zwischen Trier und Koblenz, *gwf-Wasser/Abwasser* 110: 35.
- Seegerling, M., Posch, J. (1987), Erfahrungen der Bundesländer mit der Trinkwasserverordnung, in: K. Aurand et al. (Hg.), *Die Trinkwasserverordnung*, Berlin.
- Selenka, F. (1970), Entstehung und Abbau von Nitrit in nitrathaltiger Säuglingsnahrung, I. Mitteilung, *Archiv für Hygiene und Bakteriologie* 154: 330.
- Selenka, F. (1971), Entstehung und Abbau von Nitrit in nitrathaltiger Säuglingsnahrung, II. Mitteilung, in: *Zbl. Bakt. Hyg. I Abt. Orig. B* 155: 58.
- Selenka, F. (1980), Gesundheitliche Beurteilung des Nitrats im Trinkwasser, *Zbl. Bakt. Hyg. I Abt. Orig. B* 172: 44.
- Selenka, F. (Hg.) (1982), Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern, DFG, Weinheim.
- Selenka, F. (1983), Gesundheitliche Bedeutung des Nitrats in der Nahrung, in: DLG (Hg.), *Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung?*, Frankfurt a.M.
- Selenka, F. (1985), Nitratbelastungen des Grundwassers und Folgerungen für die Trinkwasserversorgung, in: AMK (Hg.), *Wasser Berlin '85*, Berlin.
- Selenka, F., Brand-Grimm, D. (1976), Nitrat und Nitrit in der Ernährung des Menschen. Kalkulation der mittleren Tagesaufnahme und Abschätzung der Schwankungsbreite, *Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B* 162: 449.
- Sening, Ch. (1985), Boden als privates Gut - Hindernisse und Möglichkeiten für den Bodenschutz aus rechtlicher Sicht, in: K.-H. Hübler (Hg.), *Bodenschutz als Gegenstand der Umweltpolitik*, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 27, Berlin.
- Sharkhansky, I. (1970), *The Routines of Politics*, New York.
- Shuval, H.I., Gruener, N. (1972), Epidemiological and Toxicological Aspects of Nitrates and Nitrites in the Environment, *American Journal of Public Health* 62: 1045.
- Shuval, H.I., Gruener, N. (1977), Infant Methaemoglobinemia and other Health Effects of Nitrate in Drinking-Water, *Progress of Water Technology* 8: 183.
- Siebert, H. (1976), *Analyse der Instrumente der Umweltpolitik*, Göttingen.
- Sieferle, P. (1989), *Die Krise der menschlichen Natur*, Frankfurt a.M.
- Simonis, U.E. (Hg.) (1988), *Präventive Umweltpolitik*, Frankfurt a.M.

- Sontheimer, H. (1984), Schadstoffentfernung bei der Grundwasseraufbereitung oder Grundwasserschutz?, in: Österreichischer Wasserwirtschaftsverband (Hg.), Grundwasserschutz, Schriftenreihe Heft 61, Wien.
- Sontheimer, H. et al. (1982), Grundwasserverunreinigungen - Bedrohung für die öffentliche Wasserversorgung?, gwf-Wasser/Abwasser 123: 521.
- Sontheimer, H., Rohmann, U. (1986), Anforderungen an ein wirksames Grundwasserschutzkonzept zur Vermeidung der Nitratbelastung auf der Basis von Bodengrenzwerten für Nitrat und damit gekoppelten Ausgleichsleistungen an die Landbewirtschaftler, Ms. Karlsruhe.
- Sontheimer, H., Rohmann, U. (1988), Stand und Entwicklung der Grundwasserqualität in Baden-Württemberg, in: Kernforschungszentrum Karlsruhe (Hg.), Bericht über das 1. Statuskolloquium am 23. Februar 1988 in Karlsruhe.
- Souchu, P., Etchauch, D. (1989), The Environmental Effects of the Intensive Application of Nitrogen Fertilizers in Western Europe: Past Problems and Future Prospects, IIASA WP-89-04, Laxenberg.
- Spitzer, H., Köster, H.J. (1987), Umfang der Wasserschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland, Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 28: 199.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1985), Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sondergutachten, Stuttgart.
- SRU (1988), Umweltgutachten 1987, Stuttgart.
- Steffen, G. (1981), Die Rentabilität des Handelsdünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes in landwirtschaftlichen Unternehmen bei steigenden Preisen für Betriebsmittel und sinkenden Erzeugerpreisen, Berichte über Landwirtschaft 59: 584.
- Stegmüller, W. (1973), Theoriendynamik. Normale Wissenschaft und wissenschaftliche Revolutionen. Methodologie der Forschungsprogramme oder epistemologische Anarchie? Probleme und Resultate der Wissenschaftstheorie und analytischen Philosophie, Band II, Theorie und Erfahrung, Teil E, Berlin.
- Steuer, W. (1987), Aufgaben und Erfahrungen der Überwachungsbehörden bei der Durchführung der Trinkwasserverordnung, in: K. Aurand et al. (Hg.), Die Trinkwasserverordnung, Berlin.
- Stiftung Warentest (1988), Vom Acker in die Leitung. Nitrat im Trinkwasser, Test 10/1988.
- Stoll, K. (1978), Qualitätsfragen bei Früchten und Gemüse, Broschüre der schweizerischen Stiftung zur Förderung des biologischen Landbaus 8: 24.
- Storm, P.-Ch. (1985), Täter oder Opfer? Zum Verhältnis von Landwirtschaft und Umweltpflege, IIUG ks 85-2, Berlin.
- Strasser, J., Traube, K. (1981), Die Zukunft des Fortschritts, Bonn.

- Strebel, O. et al. (1975), Vertikale Wasserbewegung und Nitratverlagerung unterhalb des Wurzelraumes, Mitteilung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 22: 277.
- Strebel, O. et al. (1986), Vertikaler Stofftransport im Boden und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser, in: KALI-BRIEFE 18: 93.
- Strebel, O., Renger, N. (1978), Vertikale Verlagerung von Nitratstickstoff durch Sickerwasser aus dem wasserungesättigten Boden ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung, Bericht Hannover.
- Striegnitz, M. (Hg.) (1984), Schutz des Umweltmediums Boden, Loccumer Protokolle 2/84, Rehberg-Loccum.
- Sturm, G., Bibo, F.J. (1965), Nitratgehalte des Trinkwassers, unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im Rheingaukreis, gwf-Wasser/Abwasser 106: 332.
- Sturm, H. (1986), Ökologische Probleme beim Düngemittelleinsatz, BASF-Informationen über Agrochemikalien, Limburgerhof.
- Sturm, H. (1987), Stickstoff darf nicht ins Grundwasser, Deutsche Landwirtschaftszeitschrift 2/87: 175.
- Sturm, H. (1989), Überlegung zu einer Gesamtstickstoffbilanz, Vortragsmanuskript Würzburg.
- Sturm, H. et al. (1989), Einfluß der N-Düngung auf Ertrag- und N-Mineralisationsverhalten im Boden in langjährigen Dauerversuchen, in: VDLUFA (Hg.), Kongreßband 1988 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- Sturm, H., Isermann, K. (1987), Standort und Bewirtschaftung sind entscheidend, DLG-Mitteilungen 102: 74.
- Sunkel, R. (1976), Untersuchungen über den Nitrataustrag auf Ackerböden mit Hilfe von Saugkerzen im Bereich des Wasserwerkes Mussum, in: Landesauschuß (Hg.), Forschung und Beratung, Reihe C, 30: 19, Münster-Hiltrup.
- Sunkel, R. (1983), Zur Nitratbelastung des Trinkwassers durch die Landnutzung, in: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 4: 180.
- Sydow, B. von (1979), Entwicklung in der land- und hauswirtschaftlichen Beratung, Ausbildung und Beratung 32: 167.
- Tampe, K. (1988a), Ökonomische und ökologische Probleme der Stickstoffdüngung, unter besonderer Berücksichtigung der Nitratauswaschung ins Grundwasser, GhK Diskussionschriften Nr. 33, Kassel.
- Tampe, K. (1988b), Erfassung der Länderprogramme zum Arten- und Biotopschutz, Ms. Kassel.
- Tangermann, S. (1984), European Agricultural Policy at the Crossroads, Inter-economics Vol. Nr. 19: 10.

- Taylor, N. (1975), Medical Aspects of Nitrate in Drinking Water, Water Treatment Examination 24: 194.
- Teherani-Krönner, P. (1985), Tauziehen um eine agrarumweltpolitische Regulierung. Die Gülleverordnung von Nordrhein-Westfalen, IIUG rep 85-8, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1987), Implementation der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen, IIUG rep 87-4, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1988), Nitratpolitik vor Ort: Wohin mit den Gülleüberschüssen aus Vechta? WZB FS II 88-305, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1989a), Nitratpolitik im Landkreis Osnabrück: So ernst war der Gülleerlaß nicht gemeint, Bericht, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1989b), Nitratpolitik vor Ort: Gülleregulierung und Wasserpoltik im Kreis Borken, Bericht, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1989c), Nitratpolitik vor Ort: Brunnenschließung in Minden-Lübbecke, Bericht, Berlin.
- Terditi, S., Croci-Angelini, E. (Hg.) (1984), The Reform of the Common Agricultural Policy, Workshop Proceedings, European Review of Agricultural Economics 11.
- Terhaag, L., Eyer, H. (1958), Nitrate im Trinkwasser, Der öffentliche Gesundheitsdienst 20: 1.
- Terhart, K. (1986), Die Befolgung von Umweltschutzaufgaben als betriebswirtschaftliches Entscheidungsproblem, Berlin.
- Tesdorpf, J. (1984), Landschaftsverbrauch, Berlin.
- Teubner, G. (1982), Reflexives Recht. Entwicklungsmodelle des Rechts in vergleichender Perspektive, Archiv für Rechts- und Sozialphilosophie 68: 13.
- Thimm, C. (1988), Förderung des ökologischen Landbaus durch Agrarumweltpolitik, in: U.E. Simonis (Hg.), Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt, Berlin.
- Thimm, C. (1989), Ökologischer Landbau heute - Natur und Markt, in: B. Rottmann-Schwenkel (Hg.), Ökologischer Landbau. Eine Technologie-Option für die Zukunft!, Barsinghausen.
- Thimm, C. et al. (1988), Landwirtschaft 2000 in der Bundesrepublik Deutschland, Fallingb. Bostel.
- Thoenes, P. (1985), Subventionsströme in der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, IIUG rep 85-6, Berlin.
- Timmermann, F. (1988), Handeln und nicht auf Idealkonzepte hoffen, DLG-Mitteilungen 103: 1164.

- Timmermann, F. (1989), Baden-Württembergs Initiative für den Grundwasserschutz: "Wasserpfennig", Bewirtschaftsbeschränkungen und Ausgleichsleistungen für die Landwirtschaft, Ms. Karlsruhe.
- Tönnies, E. (1987), Forschungsstand und Forschungsbedarf im Themenfeld "Bevölkerungsentwicklung, Raumplanung, Raum- und Siedlungsstruktur, Entwicklungskonzepte für ländliche Regionen", in: BMBau (Hg.), Stand und Perspektiven der Forschungen über den ländlichen Raum, Bonn.
- Touraine, A. (1972), Die postindustrielle Gesellschaft, Frankfurt a.M.
- Touraine, A. (1973), The Self-Production of Society, Chicago.
- Touraine, A. (1978), La Voix et le Regard, Paris.
- Toussaint, E. (1989): Landwirtschaft und Trinkwasserqualität, Bonn.
- Traulsen, S., Roeloffs, B. (1988), Konservieren oder entwickeln - Überlegungen zur Förderung der Leistungsbereitschaft und Wettbewerbsfähigkeit bäuerlicher Familienbetriebe aus schleswig-holsteinischer Sicht, in: W. Henrichsmeyer, C. Langbehn (Hg.), Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte, Münster-Hiltrup.
- Trede, K.-J., Filter, W. (1983), Agrarpolitik und Agrarsektor in der Bundesrepublik Deutschland, Kiel.
- Trepl, L. (1987), Geschichte der Ökologie, Frankfurt a.M.
- Trueb, E.U. (1988), Über die Nitratsituation in der Schweiz unter besonderer Berücksichtigung des Grundwassers, in: W. Bischofsberger (Hg.), 12. Wassertechnisches Seminar, Schadstoffe im Grundwasser - Auswirkungen und Maßnahmen zur Entfernung, München.
- Tsuru, S., Weidner, H. (Hg.) (1985), Ein Modell für uns: Die Erfolge der japanischen Umweltpolitik, Köln.
- Tsuru, S., Weidner, H. (Hg.) (1989), Environmental Policy in Japan, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hg.) (1986), Daten zur Umwelt 86/87, Berlin.
- UBA (Hg.) (1988a), Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung, UBA-Texte 6/88, Berlin.
- UBA (Hg.) (1988b), Jahresbericht 1987, Berlin.
- UBA (Hg.) (1989), Daten zur Umwelt 1988/89, Berlin.
- Uffmann, J. (1981), Der Beitrag der Landwirtschaft zur Besiedlung des ländlichen Raumes, Berichte über Landwirtschaft 59: 341.
- Uka, W. (1989), Nitratpolitik vor Ort: Eskalierende Grundwasserprobleme im Raum Heidelberg, Ms. Berlin.

- Ulbrich, R. (1957), Die Herkunft der Nitrate und Chloride in Grundwässern der Umgebung von Würzburg und Grundwässern der Rhön, Gesundheits-Ingenieur 78: 80.
- Ullrich, O. (1977), Technik und Herrschaft, Frankfurt a.M.
- Unger, H. (1982), Außenhandel der Bundesrepublik mit Düngemitteln, Agra-Europe 37/82, Dokumentation.
- Urf, W. von (1988), Agrarökonomie und Agrarumweltpolitik - Argumente und Konsequenzen einer marktwirtschaftlichen Lösung, in: U.E. Simonis (Hg.), Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt, Berlin.
- Urf, W. von, Meyer, H. von (Hg.) (1987), Landwirtschaft, Umwelt und Ländlicher Raum, Baden-Baden.
- Urf, W. von, Zapf, R. (Hg.) (1987), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- VDLUFA (Hg.) (1985), Nitrat. Kongreßband 1984 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- VDLUFA (Hg.) (1986), Bodenbewirtschaftung - Bodenfruchtbarkeit - Bodenschutz. Kongreßband 1985 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- VDLUFA (Hg.) (1989), 100 Jahre Agrarforschung in VDLUFA. Landwirtschaftliche Produktion - Nahrungsqualität - Umwelt, Wirklichkeit und Meinungsbild, Kongreßband 1988 (Landwirtschaftliche Forschung), Bonn.
- VDLUFA (Hg.) (1990), Ordnungsgemäße Landwirtschaft, Kongreßband 1989 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- Veh, G.M. (1984a), Die Entwicklung der Wasserwirtschaftsverwaltung in den letzten 30 Jahren, gwf-Wasser/Abwasser 125: 270.
- Veh, G.M. (1984b), Gewässergüteüberwachung als staatliche Aufgabe, gwf-Wasser/Abwasser 125: 541.
- Vetter, H. (1980), Umwelt und Nahrungsqualität, München.
- Vetter, H. (1983), Richtige Gülledüngung, Landwirtschaftsblatt Weser/Ems 49, 50, 51, Sonderdruck S. 3-16.
- Vetter, H. (1984a), Beitrag zur AG "Einflüsse von Düngemitteln und Klärschlamm auf den Boden", in: M. Striegnitz (Hg.), Schutz des Umweltmediums Boden.
- Vetter, H. (1984b), Ist alternativer Landbau der Landbau der Zukunft? FAZ 33: 7.
- Vetter, H. (1985), Lösung des Nitratproblems - Was kann die Landwirtschaft tun?, Agra-Europe 5/85, Sonderbeilage.

- Vetter, H. (1988), Introductory Considerations, in: E. Welte, I. Szabolcs (Hg.), Agricultural Waste Management and Environmental Protection, Göttingen.
- Vetter, H., Steffens, G. (1978), Untersuchungen über den Einfluß gestaffelter Güllegaben auf Pflanzenertrag, Pflanzenqualität und die Reinheit des Wassers, Berichte der Landwirtschaft 55: 620.
- Vickermann, E. (1988), Nitratbelastung, Gemüseanbau und landwirtschaftliche Beratung, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Vining, A.R., Weimer, D.L. (1988), Information Asymmetry Favoring Sellers: A Policy Framework, Policy Sciences 21: 281.
- Viets, F.G. (1975), The Environmental Impact of Fertilizers, Critical Review in Environmental Control 6: 423.
- Vogel, D. (1986), National Styles of Regulation, Ithaca/London.
- Vogtmann, H. (1982), Zur Frage der Qualität: Nitratsituation in Gemüse aus unterschiedlichen Produktionssystemen, in: R. Kickuth (Hg.), Die ökologische Landwirtschaft, Karlsruhe.
- Vogtmann, H. (Hg.) (1985), Ökologischer Landbau. Landwirtschaft mit Zukunft, Stuttgart.
- Walters, A.H. (1984), Nitrate and Cancer - A Broader View, The Ecologist 14: 32.
- Walther, W., Schäffer, B. (1988), Ergebnisse langjähriger Versuche zur Stickstoffauswaschung landbaulich genutzter Böden und Bedeutung für die Anlieferung an das Grundwasser, gwf-Wasser/Abwasser 129: 794.
- Wathern, P., Baldock, D. (1987), Regulating the Interface between Agriculture and the Environment in the United Kingdom, IIUG rep 87-15, Berlin.
- Weber, M. (1964), Wirtschaft und Gesellschaft, Köln.
- Weber, N. (1983), Markttransparenz bei Pflanzenschutz- und Düngemitteln, Münster-Hiltrup.
- Weber, Th. (1986), Ein Markt für die "Landschaftspflege" - Der "Vierte Weg", Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, Heft 7: 771.
- Weidner, H. (1984), Erfolge und Grenzen technokratischer Umweltpolitik in Japan, Aus Politik und Zeitgeschichte B 9-10/84: 31.
- Weidner, H. (1988), Bausteine einer präventiven Umweltpolitik. Anregungen aus Japan, in: U.E. Simonis (Hg.), Präventive Umweltpolitik, Frankfurt a.M.
- Weidner, H. et al. (1988), Darstellung und Wirkungsanalyse der ökonomischen Instrumente der Umweltpolitik in Japan. Gutachten, Berlin.

- Weigert, P. et al. (1986), Nitrat und Nitrit in Lebensmitteln, ZEBS-Hefte 2/1986, Berlin.
- Weinschenck, G. (1979), Zur Problematik der Fortsetzung gegenwärtiger Entwicklungstendenzen im Agrarbereich, Agrarwirtschaft 28: 97.
- Weinschenck, G. (1986), Der ökonomische oder der ökologische Weg?, Agrarwirtschaft 35: 321.
- Weinschenck, G. (1987), Weg der praktischen Vernunft oder Konsens zur Konservierung der Unvernunft? - Eine Antwort auf die Kritik von Günther Schmitt, Agrarwirtschaft 36: 97.
- Weinschenck, G. (1988), Mehr ökonomische Allokationseffizienz oder landchafts- und tiergerechter?, Agrarwirtschaft 37: 297.
- Weinschenck, G., Gebhard, H.-J. (1985), Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion, Stuttgart.
- Weinschenck, G., Werner, R. (1987), Prinzipien einer ökologisch orientierten Agrarpolitik, in: W. von Urff, R. Zapf (Hg.), Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, Münster-Hiltrup.
- Weiszäcker, E.U. von (1987), Elemente einer europäischen Einigung in der Agrar-Umweltpolitik, in: W. von Urff, H. von Meyer, Landwirtschaft, Umwelt und Ländlicher Raum, Baden-Baden.
- Welte, E., Szabolcs, I. (Hg.) (1988), Agricultural Waste Management and Environmental Protection, Göttingen.
- Welte, E., Szabolcs, I. (Hg.) (1989), Protection of Water Quality from Harmful Emissions with Special Regard to Nitrate and Heavy Metals, Göttingen.
- Welte, E., Timmermann, F. (1982), Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächengewässer aus Boden und Düngung. VDLUFA-Schriftenreihe, Darmstadt.
- Welte, E., Timmermann, F. (1985), Düngung und Umwelt, Stuttgart.
- Wendt, H. (1989a), Zum Stand der Vermarktung von "Bio-Produkten" im Naturkostbereich, Agrarwirtschaft 38: 263.
- Wendt, H. (1989b), Absatzwege und Marktstruktur bei "Bio-Produkten" in der BR Deutschland. Abschlussbericht, Braunschweig.
- Wessolek, G. et al. (1983), Nährstoffverlagerung und Wasserbilanz einer Braunerde aus Löß-Kolluvium unter Ackernutzung, Z. Pflanzenz. Bodenk. 146: 681.
- Weyreuther, F. (1987), Der Nachteilsausgleich für Nutzungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten, Umwelt und Planungsrecht 1987/2: 41.
- WHO (World Health Organization) (1970), European Standards for Drinking-Water, Genf.

- WHO (1971), International Standards for Drinking-Water, Genf.
- WHO (1978), Nitrates, Nitrites and N-nitroso Compounds, Environmental Health Criteria 5, Genf.
- WHO (1984), Guidelines for Drinking-Water Quality, Genf.
- WHO (1985/86), Health Hazards from Nitrate in Drinking-Water, Kopenhagen.
- Wicke, L. (1982), Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung, München.
- Wiedemann-Sander, A. (1989), Der Knüppel liegt schon bereit, DLG-Mitteilungen 104: 64.
- Wiethölter, R. (1982), Entwicklung des Rechtsbegriffs, in: V. Gebner, G. Winter (Hg.), Rechtsformen der Verflechtung von Staat und Wirtschaft, Opladen.
- Wildavsky, A. (1975), The Policy Cycle. The Policy of the Budgetary Process, Boston.
- Wilkinson, W.B., Greene, L.A. (1982), The Water Industry and the Nitrogen Cycle, Phil Trans R. Soc. Lond. B 296: 459.
- Windhoff-Héritier, A. (1985), Politikarena und Policy-Netz - Zum analytischen Nutzen zweier Begriffe, IIVG dp 85-212, Berlin.
- Windhoff-Héritier, A. (1987), Policy-Analyse, Frankfurt a.M.
- Winner, L. (1986), The Whale and the Reactor, Chicago.
- Winter, G. (Hg.) (1984), Grenzwerte, Düsseldorf.
- Winter, G. (1987), Die Angst des Richters vor dem Recht. Über gerichtliche Maßstäbe der Technikkontrolle, in: B. Lutz (Hg.), Technik und sozialer Wandel. Verhandlungen des 23. Deutschen Soziologentages 1986, Frankfurt a.M.
- Winter, H., Lindner, K. (1984), Die Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke e.V. (ARW), gwf-Wasser/Abwasser 125: 100.
- Winteringham, F.P.W. (Hg.) (1985), Environment and Chemicals in Agriculture, London/New York.
- Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (1985), Europäische Landwirtschaft bis zum Ende des 20. Jahrhunderts, Münster-Hiltrup.
- Wistinghausen, E. von (1971), Die Verlagerung von Nitrat- und anderen Ionen im Boden und die Wirkung der Bewirtschaftung auf diesen Vorgang, Diss. Stuttgart.
- Wittler, Ch. et al. (1988), Grundwasser-Verunreinigung trotz ordnungsgemäßer Landwirtschaft, Wasserwirtschaft 78: 76.
- Wittrock, B., deLeon, P. (1986), Policy as a Moving Target: Call for Conceptual Realism, Policy Studies Review 6: 44.

- Wolff, J. (1989), Herkunft, Wege und Verbleib von Stickstoff in Oberflächengewässern. UBA-Forschungsbericht 102 04 364, Berlin.
- Wolff, J. et al. (1989), Möglichkeiten der Grundwasseranreicherung durch Infiltration von vorbehandelten Abwässern in pleistozäne Grundwasserleiter, UBA-Texte 23/89, Berlin.
- Wolffram, R. (1985), Kosten-Nutzen-analytischer Vergleich unterschiedlicher Getreidemarktordnungssysteme, Agra-Europe 10/85, Dokumentation.
- Wolffram, R., Hoff, K. (1983), Alternative Milchmarktordnungssysteme im kosten-nutzen-analytischen Vergleich, Agra-Europe 23/83, Dokumentation.
- Wolffram, R., Racke, M. (1984), Kosten-Nutzen-analytischer Vergleich von Marktordnungssystemen auf dem EG-Weinmarkt, Agra-Europe 6/84, Dokumentation.
- Wright, G.H. von (1974), Erklären und Verstehen, Frankfurt a.M.
- Wynne, B. (1980), Technology Risk and Participation: On the Social Treatment of Uncertainty, in: J. Conrad (Hg.), Society, Technology and Risk Assessment, London.
- Wynne, B. (1982), Rationality and Ritual, Preston.
- Wynne, B. (1987), Risk Management and Hazardous Waste, Berlin/Heidelberg.
- Zeddies, J., Jarosch, J. (1989), Was kostet Rücksicht auf die Natur? DLG-Mitteilungen 6/1989: 303.
- Zerulla, W., Knittel, H. (1989), Einfluß der N-Spätdüngung zu Getreide auf Ertrag, Qualität, N-Verwertung und N₂O-Gehalt im Boden nach der Ernte, in: VDLUFA (Hg.), Kongreßband 1988 (Landwirtschaftliche Forschung), Frankfurt a.M.
- Zieschank, R. (1982), Übersicht über die EG-Gesetzgebung im Bereich der Agrochemikalien, Ms. Berlin.
- Zimmermann, K. (1985), "Präventive" Umweltpolitik und technologische Anpassung, IIUG dp 85-8, Berlin.
- Zurek, E.C. (1980), Zwei Jahrzehnte öffentliche Ausgaben für die gemeinsame und nationale Agrarpolitik - Die vorprogrammierte Misere, Agra-Europe 37/80, Dokumentation.

11. Anhang

Anhang 11.1: Verzeichnis der Abkürzungen

ABB	Asea Brown Boveri Aktiengesellschaft
AbfG	Abfallgesetz (früher: Abfallbeseitigungsgesetz)
AbwAG	Abwasserabgabengesetz
AK	Arbeitskreis
AMK	Agarministerkonferenz
ANG	Arzneimittelgesetz
BBU	Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz
BEWG	Bewertungsgesetz
BGA	Bundesgesundheitsamt
BGH	Bundesgerichtshof
BGW	Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft
BIBIDAT	Atlas zur Trinkwasserqualität der Bundesrepublik Deutschland
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BMBau	Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BMFT	Bundesministerium für Forschung und Technologie
BMI	Bundesministerium des Innern
BMJFG	Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit
BMJFFG	Bundesministerium für Jugend, Familie, Frauen und Gesundheit
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVg	Bundesministerium für Verteidigung
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft
BNatG	Bundesnaturschutzgesetz
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.
Bq	Bequere1
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
CKW	Chlorkohlenwasserstoff
DBV	Deutscher Bauernverband
DE	Dungeinheit
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DKFZ	Deutsche Krebsforschungszentrum
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft

DNR	Deutscher Naturschutzring
DüMG	Düngemittelgesetz
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs
EAGFL	Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft
EDV	Elektronische Datenverarbeitung
EG	Europäische Gemeinschaft
EKD	Evangelische Kirche in Deutschland
EUF	Elektro-Ultrafiltration
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GVE	Großvieheinheit
GVO	Gülleverordnung
ha	Hektar
KfK	Kernforschungszentrum Karlsruhe
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LIA	Local Implementation Area (Lokales Untersuchungsgebiet)
LLFA	Landes-, Lehr- und Forschungsanstalt
LLVA	Landes-, Lehr- und Versuchsanstalt
LMBG	Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz
LUFA	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
MAGS	Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales (Düsseldorf)
MELUF	Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten (Stuttgart)
ML	Ministerium für Landwirtschaft
MLRLF	Ministerium für den Ländlichen Raum, Landwirtschaft und Forsten (Stuttgart)
MU	Ministerium für Umwelt
MURL	Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (Düsseldorf)
N	Stickstoff
NO ₃	Nitrat
N-NO ₃	Nitratstickstoff
N _{min}	N mineralisiert
NRW	Nordrhein-Westfalen
OLG	Oberlandesgericht
PflSchAnVO	Pflanzenschutzanwendungsverordnung
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz

RP	Regierungspräsident
SchALVO	Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
TA	Technische Anleitung
TVO	Trinkwasserverordnung (offizielle Abkürzung: TrinkwV)
TWSG	Trinkwasserschutzgebiet
UBA	Umweltbundesamt
UMK	Umweltministeriumkonferenz
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VO	Verordnung
WAA	Wiederaufarbeitungsanlage
WaBoLu	Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)
WSG	Wasserschutzgebiet
WVU	Wasserversorgungsunternehmen
WWA	Wasserwirtschaftsamt

Anhang 11.2: Verzeichnis der Interviewpartner

von Borries	BMU, Bonn
Brüne	Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt, Kassel
Czychowski	MURL, Düsseldorf
Diez	Bayerische Landesanstalt für Boden-, Kultur- und Pflanzenbau, München
Dörre	DLG, Frankfurt
Eberle	KfK, Karlsruhe
Flinspach	Zweckverband Landeswasserversorgung, Stuttgart
Hässelbarth	BGA, Berlin
Hampicke	Gesamthochschule Kassel
Heers	BGW, Bonn
Heinke	MU, Stuttgart
Hellekes	Stadtwerke Mönchengladbach
Hempler	Fachverband Stickstoffindustrie/Industrieverband Agrar, Frankfurt
Kromarek	Institut für Europäische Umweltforschung, Bonn
Lahl	Umweltdezernat der Stadt Bielefeld
Latten	DBV, Bonn
Lübbe	BMELF, Bonn
Lühr	Institut für wassergefährdende Stoffe, Berlin
Meiser	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
Moeller	UBA, Berlin
Müller	MU, Hannover
Nieder	Fördergemeinschaft integrierter Pflanzenbau, Bonn; früher: Fachverband Stickstoffindustrie, Frankfurt
Obermann	Universität Bochum
Preller	DVGW, Eschborn
Preusker	Verband der Chemischen Industrie, Frankfurt; früher: SRU, Wiesbaden
Preussmann	DKFZ, Heidelberg
Rohmann	DVGW-Forschungsstelle, Universität Karlsruhe
Salzwedel	Universität Bonn; SRU, Wiesbaden
Schanz	MU, Wiesbaden
Schnepf	MU, Stuttgart
Schretzenmaier	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

Steffens	VDLUFA, Oldenburg
Strähle	WWA, Kirchheim/Teck
Sturm	BASF, Landwirtschaftliche Versuchsstation, Limburgerhof
Timmermann	LUFA Augustenberg, Karlsruhe
Vorreyer	BMU, Bonn
Zimmermann	MU, Hannover

Nordrhein-Westfalen

Verordnung über das Aufbringen von Gülle
und Jauche
(Gülleverordnung)
vom 13. März 1984 (GVBl S. 210)

Aufgrund des § 15 Abs. 2 und 3 und § 19 des Abfallbeseitigungsgesetzes (AbfG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. Januar 1977 (BGBI. I S. 41), zuletzt geändert durch Gesetz vom 4. März 1982 (BGBI. I S. 281), wird verordnet:

§ 1 Anwendungsbereich

Dieser Verordnung unterliegt, wer Böden landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich nutzt und auf diese Böden Gülle und Jauche aufbringt oder aufbringen läßt.

§ 2 Gülle, Jauche

(1) Gülle im Sinne dieser Verordnung sind die Gemische aus Kot- und Harnausscheidungen von Rindern, Schweinen oder Geflügel, auch vermischt mit Wasser, sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte. Zur Gülle im Sinne dieser Verordnung gehören auch die Ausscheidungen von Geflügel ohne Zusatz von Wasser sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte (Geflügelkot).

(2) Jauche im Sinne dieser Verordnung sind die Harnausscheidungen von Rindern oder Schweinen, auch vermischt mit Wasser.

(3) Geringfügige Anteile von Einstreu oder Futterresten gelten als unerheblich.

Stadt Bremen

Verordnung über das Aufbringen von Gülle
und Jauche
(Gülleverordnung - GÜVO -)
vom 25. April 1989

Aufgrund des § 15 Abs. 3 des Abfallgesetzes vom 27. August 1986 (BGBI. I S. 1410, ber S. 1501) verordnet der Senat.

§ 1 Anwendungsbereich

Dieser Verordnung unterliegt, wer Böden landwirtschaftlich oder gärtnerisch nutzt und auf diese Böden Gülle oder Jauche aufbringt oder aufbringen läßt.

§ 2 Gülle, Jauche

(1) Gülle im Sinne dieser Verordnung sind die Gemische aus Kot- und Harnausscheidungen von Rindern, Schweinen oder Geflügel, auch vermischt mit Wasser, sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte. Zur Gülle im Sinne dieser Verordnung gehören auch die Ausscheidungen von Geflügel ohne Zusatz von Wasser sowie deren natürliche Umwandlungsprodukte (Geflügelkot).

(2) Jauche im Sinne dieser Verordnung sind die Harnausscheidungen von Rindern oder Schweinen, auch vermischt mit Wasser.

(3) Geringfügige Anteile von Einstreu oder Futterresten gelten als unerheblich.

* Quelle: MU Hannover.

**Landesverordnung über das Aufbringen von
GÜLLE
(GÜLLEverordnung)
vom 27. Juni 1989**

Aufgrund des § 15 Abs. 3 des Abfallgesetzes vom 27. August 1986 (BGBl. I - S. 1410) verordnet die Landesregierung:

§ 1 Geltungsbereich

Diese Verordnung gilt für das Aufbringen von GÜLLE auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden zum Zweck der Düngung.

§ 2 Begriffsbestimmungen

- (1) GÜLLE ist ein pumpfähiges Gemisch aus Kot und flüssigen Ausscheidungen (Harn) von Huf- und Klauentieren, auch vermischt mit Wasser, Einstreu und Futtermitteln.
- (2) GÜLLE im Sinne dieser Verordnung sind auch die Ausscheidungen von Geflügel (Geflügelkot), auch vermischt mit Einstreu oder unter Zusatz von Wasser oder getrocknet.
- (3) GÜLLE sind auch Gemische der Ausscheidungen der in den Absätzen 1 und 2 genannten Tierarten.
- (4) GÜLLE im Sinne dieser Verordnung sind auch Umwandlungsprodukte der in den Absätzen 1 bis 3 genannten Stoffe.
- (5) Dungeinheit (DE) ist die von einer bestimmten Anzahl von Tieren während eines Jahres erzeugte GÜLLE- oder Harn- und Kotmenge, die 80 kg Stickstoff, bewertet als Gesamtstickstoff (N), oder 60 kg Phosphat, bewertet als Gesamtphosphat (P_2O_5), enthält.
- (6) Brachflächen sind Böden, die mindestens während einer gesamten Vegetationsperiode nicht mit Kulturpflanzen bestellt sind. Grünbrache zählt ebenfalls zu den Brachflächen.
- (7) Unbestellte Böden sind Böden, die nach der Ernte und vor der erneuten Bestellung zeitweilig nicht mit Kulturpflanzen bestellt sind.
- (8) Bewachsene Böden sind Böden mit Kulturpflanzenaufwuchs.
- (9) Die Versorgungsstufe ist das Maß für den Nährstoffversorgungsgrad des Bodens mit Phosphat (bewertet als P_2O_5) nach den jeweils gültigen Richtlinien der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein für die Düngung. Für die Anwendung dieser Verordnung werden die Richtwerte vom Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei im Einvernehmen mit dem Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung festgesetzt und im Amtsblatt Schleswig-Holstein veröffentlicht.

**Verordnung
Über das Aufbringen von GÜLLE und
Geflügelkot
(GÜLLEverordnung).
Vom 9. Januar 1990.**

Auf Grund des § 15 Abs. 3 Halbsatz 1 des Abfallgesetzes (AbfG) vom 27. August 1986 (Bundesgesetzbl. I S. 1410) wird verordnet:

**§ 1
Anwendungsbereich**

Diese Verordnung regelt die Aufbringung von GÜLLE und Geflügelkot auf landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzte Böden.

**§ 2
Begriffsbestimmungen**

- (1) GÜLLE sind die Gemische aus Kot- und Harnausscheidungen von Rindern oder Schweinen, auch vermischt mit Wasser, Streuteilen oder Futterresten, sowie deren Umwandlungsprodukte, soweit diese auf landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzte Böden aufgebracht werden.
- (2) Geflügelkot im Sinne dieser Verordnung sind Ausscheidungen von Geflügel, auch unter Zusatz von Wasser, vermischt mit Einstreu oder getrocknet, sowie deren Umwandlungsprodukte, soweit diese auf landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzte Böden aufgebracht werden.
- (3) Dungeinheit ist die von einer bestimmten Anzahl von Tieren während eines Jahres erzeugte Menge von GÜLLE oder Geflügelkot, die nicht mehr als 80 kg Stickstoff, bewertet als Gesamtstickstoff, enthält.

§ 3 Dungeinheit

(1) Dungeinheit im Sinne dieser Verordnung ist das Güllevolumen, das 80 Kilogramm Stickstoff, bewertet als Gesamtstickstoff, enthält. Als Dungeinheit gilt die von einer bestimmten Anzahl von Tieren einer Tiergruppe während eines Jahres erzeugte Gülle. Der Berechnung einer Dungeinheit sind folgende während eines Jahres gehaltene Tiergruppen und Tierzahlen zugrunde zu legen:

Rinder (über 2 Jahre)	1,5
Jungrinder (über 3 Monate bis 2 Jahre)	3
Kälber (bis 3 Monate)	9
Zuchtsauen mit Ferkeln bis 20 kg	3
Schweine über 20 kg	7
Legehennen	100
Masthähnchen	300
Mastenten	150
Mastputen	100.

§ 3 Dungeinheit

(1) Dungeinheit im Sinne dieser Verordnung ist das Güllevolumen, das 80 Kilogramm Stickstoff, bewertet als Gesamtstickstoff, enthält. Als Dungeinheit gilt die von einer bestimmten Anzahl von Tieren einer Tiergruppe während eines ganzen Jahres erzeugte Gülle. Der Berechnung einer Dungeinheit sind folgende während eines Jahres gehaltene Tiergruppen und Tierzahlen zugrunde zu legen.

Rinder (über 2 Jahre)	1,5
Jungrinder (über 3 Monate bis 2 Jahre)	3
Kälber (bis 3 Monate)	9
Zuchtsauen mit Ferkeln bis 20 kg	3
Schweine über 20 kg	7
Legehennen	100
Junghennen	300
Masthähnchen	300
Mastenten	150
Mastputen	100

(2) Wird ein Tier nicht während des ganzen Jahres gehalten, wachsen Tiere einer der genannten Tiergruppen in eine andere Tiergruppe hinein oder findet ein Umschlag des Bestandes einer Tiergruppe statt, wird die in der jeweiligen Tiergruppe im Jahresdurchschnitt vorhandene Anzahl der Tiere der Berechnung der Dungeinheit zugrunde gelegt.

(2) Wird ein Tier nicht während eines ganzen Jahres gehalten, wachsen Tiere einer der genannten Tiergruppen in eine andere Tiergruppe hinein oder findet ein Umschlag des Bestandes einer Tiergruppe statt, wird die in der jeweiligen Tiergruppe im Jahresdurchschnitt vorhandene Anzahl der Tiere der Berechnung der Dungeinheit zugrunde gelegt.

(3) Bei Gülle von verschiedenen Tiergruppen sind die der jeweiligen Tiergruppe entsprechenden Dungeinheiten oder deren Bruchteile zusammenzuzählen.

(3) Bei Gülle von verschiedenen Tiergruppen sind die der jeweiligen Tiergruppe entsprechenden Dungeinheiten oder deren Bruchteile zusammenzuzählen.

Schleswig-Holstein

§ 3 Berechnung der Dungeinheit

(1) Der Berechnung der Dungeinheit sind folgende, ganzjährig gehaltene Tiergruppen und Tierzahlen zugrunde zu legen:

1 Tiergruppen	2 Anzahl der Tiere je Dungeinheit	3 Anzahl der Tiere je ha (zu § 5 Abs. 1)
<u>Rinder</u>		
- Milchvieh und Rinder über 2 Jahre	1,0	2,0
- Mutterkühe und Fleischrinder über 2 Jahre	2,0	4,0
- Rinder 1-2 Jahre	1,4	2,8
- Rinder unter 1 Jahr	3,3	6,6
<u>Schweine</u>		
- Schweine über 20 kg	7,0	14,0
- Zuchtsauen mit Nachzucht	3,0	6,0
<u>Geflügel</u>		
- Legehennen	100,0	200,0
- Junghennen	250,0	500,0
- Masthähnchen	300,0	600,0
- Mastenten	150,0	300,0
- Sonstiges Mastgeflügel	100,0	200,0

Werden Tiere nicht während des ganzen Jahres gehalten, so wird die im Jahresdurchschnitt vorhandene Anzahl der Tiere der Berechnung der Dungeinheit zugrunde gelegt.

(2) Die Dungeinheiten der verschiedenen Tiergruppen zusammenzuzählen.

Niedersachsen

§ 3 Berechnung der Dungeinheiten

(1) Für die Berechnung der Dungeinheiten gilt folgender Schlüssel.

	Zahl der Tiere je Dungeinheit	Zahl der Dungeinheiten je Tier (Näherungswert)
Rinder (über 2 Jahre)	1,5	0,66
Jungrinder (über 3 Monate bis 2 Jahre)	3,0	0,33
Kälber (bis 3 Monate)	9,0	0,11
Zuchtsauen mit Ferkeln bis 20 kg	3,0	0,33
Schweine über 20 kg	7,0	0,14
Legehennen	100,0	0,01
Junghennen	200,0	0,005
Masthähnchen	300,0	0,0033
Mastenten	150,0	0,0066
Mastputen	100,0	0,01

(2) Werden Tiere nicht während des ganzen Jahres gehalten, so wird die im Jahresdurchschnitt vorhandene Anzahl der Tiere, bei Mastschweinen die Zahl der im Jahresdurchschnitt belegten Mastplätze, der Berechnung der Dungeinheiten zugrunde gelegt.

(3) Die untere Abfallbehörde kann auf Antrag Abweichungen von dem in Absatz 1 festgelegten Schlüssel vornehmen, wenn durch einzelbetriebliche oder sonstige Maßnahmen der für die Bemessung maßgebliche Stickstoffgehalt in den tierischen Ausscheidungen verändert wird.

§ 4 Grundsätze für die Aufbringung

(1) Das Aufbringen von Gülle und Jauche auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden sowie auf die Böden forstwirtschaftlicher Pflanzgärten und Saatkämpfe ist nur nach Maßgabe dieser Verordnung zulässig. Auf andere forstwirtschaftlich genutzte Böden als die in Satz 1 genannten dürfen Gülle und Jauche nicht aufgebracht werden.

(siehe aber Abs. 3 Ziff. 3)

§ 4 Grundsätze für die Aufbringung

(1) Das Aufbringen von Gülle und Jauche auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden ist nur nach Maßgabe dieser Verordnung zulässig.

(2) Auf die in Absatz 1 Satz 1 genannten Böden dürfen nicht mehr als drei Dungeinheiten Gülle jährlich je Hektar aufgebracht werden.

(2) Auf die in Absatz 1 genannten Böden dürfen nicht mehr als zwei Dungeinheiten Gülle jährlich je Hektar aufgebracht werden.

§ 4 Aufbringungsgrundsätze

(1) Gülle darf nur nach guter fachlicher Praxis auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht werden.

(2) Das Aufbringen von Gülle auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden in Wasserschutzgebieten und auf nach dem Landschaftspflegegesetz oder dem Reichsnaturschutzgesetz geschützte Flächen richtet sich nach den maßgebenden Schutzverordnungen, soweit diese weitergehende Anforderungen stellen.

(3) Sofern es der Bodenzustand erlaubt, ist Gülle auf unbestellten Böden umgehend, spätestens am Tage nach dem Aufbringen einzuarbeiten.

§ 5 Aufbringungsmenge

(1) Je Hektar und Jahr dürfen nicht mehr als 2 DE auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Böden aufgebracht werden. 2 DE entsprechen der in der Tabelle in § 3 Abs. 1 Spalte 3 angegebenen Anzahl der Tiere je Hektar, soweit nicht im Einzelfall nach § 3 Abs. 3 eine Abweichung zugelassen worden ist.

§ 8 Aufbringungsmenge bis zum 31. Dezember 1990

Abweichend von § 5 Abs. 1 darf Gülle bis zum 31. Dezember 1990 in einer Menge bis höchstens 3 DE je Hektar und Jahr aufgebracht werden.

§ 5

(2) Gülle von Geflügel (§ 2 Abs. 2) darf auf Böden mit der Phosphatversorgungsstufe D nur bis zu 1 DE je Hektar und Jahr aufgebracht werden; auf Böden mit den Phosphatversorgungsstufen E und F darf sie nicht aufgebracht werden.

(3) Der für das Aufbringen Verantwortliche muß gegenüber der zuständigen Behörde in geeigneter Form nachweisen, daß er die nach den Absätzen 1 und 2 vorgeschriebenen Aufbringungsmengen eingehalten hat.

§ 4

Genehmigung für forstwirtschaftlich genutzte Böden

Gülle und Geflügelkot dürfen auf forstwirtschaftlich genutzte Böden nur mit Genehmigung der unteren Abfallbehörde aufgebracht werden. Die Genehmigung ist nur zu erteilen, wenn der Nutz-, Schutz- und Erholungszweck des Waldes (§ 6 Abs. 1 des Landeswaldgesetzes) nicht beeinträchtigt wird, die natürlichen Standortverhältnisse dies zulassen und ein sachgerechtes Aufbringen gewährleistet ist.

§ 5

Mengenbeschränkung

(1) Auf landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzte Böden dürfen nicht mehr als 2,5 Dungeinheiten jährlich je Hektar aufgebracht werden. Abweichend von Satz 1 ist bis zum 31. Dezember 1992 eine Aufbringung bis zu 3 Dungeinheiten jährlich je Hektar zulässig.

(2) Die untere Abfallbehörde kann die Zahl der in Absatz 1 festgelegten Dungeinheiten herabsetzen, wenn dies unter Berücksichtigung der natürlichen Standortverhältnisse sowie der Nutzungsart und des Nährstoffgehalts des Bodens geboten ist, um eine schädliche Beeinflussung der Gewässer zu vermeiden.

(3) Die zuständige Behörde kann auf Antrag im Einzelfall

1. die Zahl der in Absatz 2 festgelegten Dungeinheiten heraufsetzen,
2. abweichend von Absatz 1 Satz 2 das Aufbringen von Gülle und Jauche auf andere forstwirtschaftlich genutzte Böden zulassen, soweit der Nutz-, Schutz- und Erholungszweck des Waldes nicht beeinträchtigt wird und ein sachgerechtes Aufbringen gewährleistet ist,

wenn die natürlichen Standortverhältnisse und die Nutzungsart des Bodens dies zulassen.

(3) Die zuständige Behörde kann auf Antrag im Einzelfall die Zahl der in Absatz 2 festgelegten Dungeinheiten heraufsetzen, wenn die natürlichen Standortverhältnisse und die Nutzungsart des Bodens dies zulassen.

(4) Die Aufbringung der nach Absatz 2 zulässigen Güllemenge darf nur durch mehrere Güllegaben erfolgen. Eine Güllegabe darf eine Dungeinheit je Hektar nicht überschreiten.

(siehe auch § 6)

§ 5 Zeitliche Aufbringungsbegrenzungen

(1) Gülle und Jauche dürfen nur in der Zeit vom 15. Februar bis zum 15. Oktober aufgebracht werden. Geflügelkot darf nach dem 31. August bis zum 15. Oktober auf Ackerland nur aufgebracht werden, wenn unmittelbar danach weiterer Fruchtanbau erfolgt.

(2) Auf Grünland dürfen Gülle und Jauche auch in der Zeit vom 1. bis 15. Februar sowie vom 15. bis 31. Oktober aufgebracht werden. Das gleiche gilt für Ackerland mit einem Bestand bodendeckender winterharter Haupt- und Zwischenfrüchte, wenn der Bestand nicht vor dem 1. Februar umgebrochen wird.

§ 5 Zeitliche Aufbringungsbegrenzungen

(1) Gülle und Jauche dürfen nur in der Zeit vom 1. Februar bis zum 15. Oktober, auf Geeststandorten nur in der Zeit vom 15. Februar bis 15. Oktober eines jeden Jahres aufgebracht werden. Dies gilt nicht, soweit durch die Witterungsverhältnisse ein Abschwemmen in Oberflächengewässer zu befürchten ist. Abweichend von Satz 1 ist das Aufbringen von Gülle oder Jauche auf unbedeckte Böden nur gestattet vom 1. März bis zum 15. September, wenn unmittelbar danach weiterer Pflanzenanbau erfolgt.

§ 3

(3) Die zuständige Behörde kann im Einzelfall auf Antrag Abweichungen von den in Absatz 1 Satz 1 Spalten 2 und 3 angegebenen Tierzahlen zulassen, wenn durch einzelbetriebliche Maßnahmen eine Reduzierung der für die Bemessung relevanten Nährstoffe in den tierischen Ausscheidungen nachgewiesen wird oder wenn in der Gülle enthaltene Nährstoffe nachweislich aus dem Betrieb abgegeben werden.

(siehe auch § 8)

§ 6 Zeitliche Aufbringungsbegrenzungen

Das Aufbringen von Gülle auf Grünland und auf bewachsenen Böden ist in der Zeit vom 1. Februar bis zum 15. Oktober zulässig. Im Übrigen ist das Aufbringen von Gülle nur in der Zeit vom 1. März bis 30. September zulässig.

§ 7 Aufbringungsverbote

(1) Das Aufbringen von Gülle auf

1. Brachflächen,
2. forstwirtschaftlich genutzte Böden,
3. tief gefrorenen Boden und
4. Moore, Sümpfe, Brüche, Heiden, Dünen, Trockenrasen, Knicks und die Ufervegetation von stehenden Gewässern (§ 11 Abs. 1 und 2 des Landschaftspflegegesetzes) oder nach § 20 c des Bundesnaturschutzgesetzes geschützte Biotope

ist unzulässig.

(2) An Gewässern erster Ordnung, an Gewässern zweiter Ordnung, die in der Unterhaltungspflicht der Verbände oder Gemeinden liegen, sowie an Seen und Teichen ist in einem Abstand von weniger als 5 m von der oberen Böschungskante oder, falls diese im Gelände nicht feststellbar ist, von der Uferlinie das Aufbringen von Gülle unzulässig. Weitergehende Regelungen aus Gründen des Gewässerschutzes bleiben unberührt.

**§ 6
Zeitliche Beschränkungen**

(1) Auf Grünland und forstwirtschaftlich genutzte Böden dürfen Gülle und Geflügelkot nur in der Zeit vom 1. Februar bis 15. Oktober aufgebracht werden.

(2) Auf Ackerland und gärtnerisch genutzte Böden dürfen Gülle und Geflügelkot nur in der Zeit vom 1. Februar bis zur Ernte aufgebracht werden. Bei nachfolgendem Anbau von Haupt- und Zwischenfrüchten ist eine Aufbringung bis zum 15. Oktober zulässig, und zwar

1. zu Wintergetreide höchstens 0,5 Dungeinheiten,
2. zu Winterraps und Zwischenfrüchten höchstens 1,0 Dungeinheiten

je Hektar. Die Zwischenfruchtbestände dürfen nicht vor dem 1. Februar umgebrochen werden. Zur Verbesserung der Strohrutte dürfen Gülle und Geflügelkot bis zu 0,5 Dungeinheiten bis zum 15. Oktober aufgebracht werden. Die aufgebrachten Mengen nach den Sätzen 2 und 4 sind auf die Jahresmenge nach § 5 anzurechnen.

(3) Die untere Abfallbehörde kann bei besonderen Witterungs- oder Standortverhältnissen oder für Geflügelkot aus Tierstallhaltung auf Antrag abweichende Zeiten von den Absätzen 1 und 2 festlegen.

Nordrhein-Westfalen

(3) Die zuständige Behörde kann unter dem Vorbehalt des Widerrufs Ausnahmen zulassen, wenn die natürlichen Standortverhältnisse und die Nutzungsart des Bodens dies zulassen.

§ 7 Zuständige Behörde

Zuständige Behörde ist der Kreis oder die kreisfreie Stadt als Sonderordnungsbehörde. Sie bedarf zu Entscheidungen des Einvernehmens

- des Geschäftsführers der Kreisstelle der Landwirtschaftskammer als Landesbeauftragten im Kreise, wenn die Stoffe auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden,
- der unteren Forstbehörde, wenn die Stoffe auf forstwirtschaftlich genutzte Böden

aufgebracht worden sind oder aufgebracht werden sollen.

Stadt Bremen

(2) Die zuständige Behörde kann unter dem Vorbehalt des Widerrufs Ausnahmen zulassen, wenn die natürlichen Standortverhältnisse und die Nutzungsart des Bodens dies zulassen.

§ 6 Verhältnis zu anderen Rechtsvorschriften

Weitere Einschränkungen der Aufbringung von Gülle durch Maßnahmen nach wasser- oder naturschutzrechtlichen Vorschriften bleiben unberührt.

§ 8 Zuständige Behörde

Zuständige Behörde für den Vollzug des § 4 Abs. 3 und § 5 Abs. 2 ist der Senator für Wirtschaft, Technologie und Außenhandel.

§ 7 Ordnungswidrigkeiten

Ordnungswidrig nach § 18 Abs. 1 Nr. 11 des Abfallgesetzes handelt, wer vorsätzlich oder fahrlässig

1. § 4 Abs. 2 oder 4 oder einer Genehmigung nach § 4 Abs. 3 oder
2. § 5 Abs. 1 oder einer Ausnahmegenehmigung nach § 5 Abs. 2

zuwiderhandelt.

Schleswig-Holstein

§ 9 Ausnahmen

Die zuständige Behörde kann im Einzelfall auf Antrag befristete Ausnahmen von den Vorschriften der §§ 5, 6 und 8 zulassen, wenn deren Einhaltung zu einer unbilligen Härte führen würde und eine Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit nicht zu befürchten ist.

Niedersachsen

§ 7

Ausnahmeregelungen

Die untere Abfallbehörde kann im Einzelfall auf Antrag befristete Ausnahmen von den Vorschriften der §§ 5 und 6 zulassen, wenn deren Einhaltung zu einer unbilligen Härte führen würde und eine nachhaltige Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit nicht zu befürchten ist.

§ 10 Ordnungswidrigkeiten

Ordnungswidrig nach § 18 Abs. 1 Nr. 11 des Abfallgesetzes handelt, wer vorsätzlich oder fahrlässig

1. entgegen § 4 Abs. 3 auf unbestellten Böden Gülle spätestens am Tage nach dem Aufbringen nicht einarbeitet, obgleich es der Bodenzustand erlaubt,
2. entgegen § 5 Abs. 1 mehr als 2 DE je Hektar und Jahr aufbringt oder entgegen § 5 Abs. 3 den Nachweis der Dungeinheiten je Hektar und Jahr in geeigneter Form nicht erbringt,
3. entgegen § 5 Abs. 2 bei Phosphatversorgungsstufe D des Bodens mehr als 1 DE je Hektar und Jahr aufbringt oder bei Versorgungsstufe E und F des Bodens Gülle oder Geflügel aufbringt,
4. entgegen § 6 außerhalb der dort bestimmten Zeiträume Gülle aufbringt,
5. entgegen § 7 Abs. 1 Gülle auf Brachflächen, forstwirtschaftlich genutzte Böden, tief gefrorenen Boden, nach § 11 des Landschaftspflegegesetzes oder nach § 20 c des Bundesnaturschutzgesetzes geschützte Biotop aufbringt,
6. entgegen § 7 Abs. 2 in einem Abstand von weniger als 5 m von der oberen Böschungskante oder, falls diese im Gelände nicht feststellbar ist, von der Uferlinie an den dort genannten Gewässern sowie Seen und Teichen Gülle aufbringt,
7. entgegen § 8 bis zum 31. Dezember 1990 mehr als 3 DE je Hektar und Jahr aufbringt.

§ 8

Ordnungswidrigkeiten

Ordnungswidrig nach § 18 Abs. 1 Nr. 11 AbfG handelt, wer vorsätzlich oder fahrlässig

1. entgegen § 4 Gülle oder Geflügelkot ohne Genehmigung der unteren Abfallbehörde auf forstwirtschaftlich genutzte Böden aufbringt,
2. entgegen § 5 mehr als die zulässigen Dungeinheiten aufbringt,
3. entgegen § 6 Gülle oder Geflügelkot außerhalb der zulässigen Zeiten aufbringt.

§ 6 Verwaltungsvorschriften

Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten erläßt die zum Vollzug der Verordnung erforderlichen Verwaltungsvorschriften. Darin kann er den Landwirtschaftskammern für die Beratung der Landwirte Regeln der Landbewirtschaftung als Hinweise für eine standort- und pflanzenbedarfsgerechte Düngung mit Gülle, auch in Verbindung mit anderen Düngarten geben.

§ 8 Inkrafttreten

Diese Verordnung tritt mit Ausnahme des § 5 am 1. Juni 1984 in Kraft. § 5 tritt am 1. März 1985 in Kraft.

§ 9 Inkrafttreten

Diese Verordnung tritt am 1. Mai 1989 in Kraft.

Schleswig-Holstein

Niedersachsen

§ 11 Verwaltungsvorschriften

Der Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung erläßt die zur Durchführung dieser Verordnung erforderlichen Verwaltungsvorschriften im Einvernehmen mit dem Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei.

§ 12 Inkrafttreten

Diese Verordnung tritt am 1. August 1989 in Kraft.

§ 9 Inkrafttreten

Diese Verordnung tritt am 1. Februar 1990 in Kraft.

Anhang 11.4: Ländernaturschutzprogramme mit der Landwirtschaft im Überblick (bis 1987)

Land	Programm	Finanzvolumen	Fördersatz	Flächenumfang	Beginn	Deintensivierung	Biotopschutz
Bayern	Landschaftspflege- gerichtlinien Anpflanzung von Hecken, Feldge- hölzen und -rainen Weide-, Aie- und Alpwirtschaft	1987: 5,6 Mio. DM	bis 70 % der Projektkosten 100 % der Kosten für Pflanz- und Zaunmaterial; 35 DM/ar für einmalige Pflege		1983	nein	ja
			700-900 DM für Maschinen; 50 % für Gebäude- und Weideeinrichtun- gen (max. 7500 bis 17500 DM) bis 150 DM/ha			nein	ja
		1986: 80.000 DM 1987: 1,1 Mio. DM	200-300 DM/ha	1986: 115 ha	1986	ja	ja
		1986: 385.000 DM 1987: 1,3 Mio. DM	0,10 DM/m ²	1986: 361 ha (764 km Rand- streifen)	1985	ja	ja
		1986: 2,3 Mio. DM 1987: 4,5 Mio. DM	200-950 DM/ha; Regelsatz 375 DM/ha	1986: 5.135 ha	1982	ja	ja
		1986: 1,9 Mio. DM 1987: 3,02 Mio. DM	150-600 DM/ha; Regelsatz 300 DM/ha	1986: 6.000 ha 1987: 8.440 ha	1983	ja	ja
		1986: 466.000 DM 1987: 800.000 DM 1986: 15.000 DM programm	300-400 DM/ha	1986: 1.554 ha		ja	ja
		Grümland- Ackewidderbü- terprogramm	ortsüblicher Pachtzins; 280 DM/ha im δ 2000 DM/Betrieb 0,09 DM/m ²	1986: 60 ha	1985	nein	ja
				1986: 421 km Randstreifen	1986	ja	ja
					1986	ja	ja
Hessen	Erschwernissus- gleich bei Feuchflächen ökowiesen- programm Anpflanzungs- programm	1986: 466.000 DM 1987: 800.000 DM 1986: 15.000 DM programm	300-400 DM/ha	1986: 1.554 ha	1983	ja	ja

Nieder- sachsen	Grünbrache- programm	1986: 36,0 Mio. DM	1000-1200 DM/ha je nach Boden- zahl; 1987/88: 1000-1600 DM/ha	1986: 34.000 ha 1987: 40.000 ha	ja	ja
		1987: 47,0 Mio. DM				
Rheinland- Pfalz	Richtlinien Erschweris- ausgleich	1986: 3,5 Mio. DM	300 DM/ha; bei weiteren Ein- schränkungen 400-500 DM/ha	1986: 9.780 ha 1987: 12.000 ha	ja	ja
		1987: 6,6 Mio. DM				
Rheinland- Pfalz	Extensivierung von Dauer- grünland Streuobstwiesen- programm	1986: 0,628 Mio. DM	440 DM/ha Erschwerisau- sgleich wsk.	1986: 1.485 ha 1987: 2.865 ha	ja	ja
		1987: 1,05 Mio. DM				
Nordrhein- Westfalen	Ackerwildkraut- programm	1986: 62.000 DM	400 DM/ha Er- schwerisau- sgleich; 50 DM pro nachgepflanzten Baum	1986: 151 ha	ja	ja
		1987: mit Ackerrand- streifen und Dauer- grünlandprogramm 3 Mio. DM				
Nordrhein- Westfalen	Ackerwildkraut- programm	1986: 54.000 DM	0,10-0,125 DM/m ² Erschwerisau- sgleich	1986: 12 ha 1987: 54 ha	ja	ja
		1987: 63.577 DM				
Nordrhein- Westfalen	Ackerwildkraut- programm	1983-87: 300.000 DM	0,075 DM/m ² auf 2-3 m breiten Streifen bzw. 5-10 m auf Sand- boden; bei zus. Verbot der Düh- nung 0,12 DM/m ² ab 1988	1985	ja	ja
		1987: 3 Mio. DM				
Mittelgebirgs- programm Feuchtwiesen- programm	Mittelgebirgs- programm Feuchtwiesen- programm	1984-87: 105 Mio. DM	300-450 DM/ha	1987: 10.000 ha 1984-87: 19.000 ha	ja	ja
		1987: 3 Mio. DM				

Land	Programm	Finanzvolumen	Förderart	Flächeneumfang	Beginn	Deintensivierung	Biotopschutz	
Schleswig-Holstein	Umwandlung von Acker in Grünland	1987: 82.000 DM	100 DM/ha zur Extensivierungs-Förderung	1987: 233 ha	1986	ja	ja	
		1986: 836.000 DM	1.100-	1986: 813 ha	1986	ja	ja	
		1987: 1,1 Mio. DM	1.300 DM/ha	1987: 1.063 ha	1986	ja	ja	
		1986: 500.000 DM	350 DM/ha	1986: 1.424 ha	1986	ja	ja	
		1987: 640.000 DM	0,03-0,08 DM/s ¹	1987: 1.827 ha	1985	ja	ja	
		1986: 11.000 DM	Je nach Bodengig- te und Fruchtart	1986: 19 ha	1985	ja	ja	
		1987: 14.000 DM	350 DM/ha	1987: 23 ha	1985	ja	ja	
		1987: 1,55 Mio. DM	bis zu	1986: 3.118 ha	1985	ja	ja	
		1986: 71.000 DM	400 DM/ha	1987: 4.430 ha	1986	ja	ja	
		1987: 300.000 DM	400 DM/ha	1986: 200 ha	1986	ja	ja	
Saarland	Magrgrünland- programm mit Ackerschon- streifenprogramm	1986: 15.000 DM	350 DM/ha	1986: 39 ha	1986	ja	ja	
		1987: 81.000 DM	350 DM/ha	1987: 214 ha	1986	ja	ja	
		10.000 DM	70-140 DM/ha bei jährli. Ernsaat;	1987: 10 ha	1987	ja	ja	
			400 DM/ha bei Um- wandlung; 15 DM/ha für Schutzhecken					
			0,11 DM/m ²					
			mit Streubstoro- gramm					
			110.000 DM					
			1987: 90.000 DM					
			1987: 50.000 DM					
			1987: 100.000 DM					
Bremen	Grünlandprogramm Heckenfliege- programm Ackerrandstrei- fenprogramm Sorgefelder Mähweiden (NSG)	1987: 100.000 DM	300 DM/ha	1987: 300 ha	1987	ja	ja	
		1987: 90.000 DM	400 DM/ha	1987: 300 ha	1987	ja	ja	
		1987: 50.000 DM	400 DM/ha	1987: 300 ha	1987	ja	ja	
		1987: 100.000 DM	2,5 DM/a ² (Heck- kenbreite 6-8 m)	1987: 300 ha	1987	ja	ja	
		1987: 100.000 DM	1.000- 1.500 DM/ha	1987: 300 ha	1987	ja	ja	
	1985: 5,5 Mio. DM	300-600 DM/ha	1985	ja	ja	ja		
	1987: 300.000 DM	Dauer 5 Jahre						

Haaburg	Hegzonen- programme Feuchtwald- programme Ackerwildkräu- terprogramme	1986: 120.000 DM 1987: 120.000 DM	je nach Einzelfall 200-1.250 DM/ha 800-1.500 DM/ha	1986: 65 ha 1987: 85-90 ha zusammen mit Feuchtwald- und Grabenrand- streifenprogramme 1987: 400 ha 1987: 10 ha	1981 1987 1987	ja ja ja	ja ja ja
Berlin	Feldgehölz- programme Ackerwand- streifen	1987: 80.000 DM 1988: 120.000 DM 1987: 9.000 DM 1988: 20.000 DM (vorgesehen)	nach Sätzen des Garten- und Landschaftsbau 800-1.000 DM/ha	1987: 10 ha 1987: 11 ha	nein ja	ja ja	ja ja

1. Fehlende Angaben beruhen auf fehlenden diesbezüglichen Daten in den Quellen.

2. Baden-Württemberg hat keine eigenständigen Naturschutzprogramme aufgelegt, sondern naturschutzrelevante Maßnahmen im Rahmen anderer agrarbezogener Programme vorgesehen.

Quelle: Conrad 1986b, Tappe 1986b.

Anhang II.5: Liste der Projektveröffentlichungen

Konzeptionelle und analytische Studien

- Conrad, J. (1984), Ökologisierung der Agrarpolitik - Trinkwasser-Nitratbelastung - Fallstudie Bundesrepublik Deutschland. Projektbeschreibung, Ms., Berlin.
- Conrad, J. and Knoepfel, P. (1984), Ökologisierung der Agrarpolitik. International vergleichende Analyse von Politikprozessen im Bereich Agrochemikalien, Landwirtschaft, Ernährung. Trinkwasser-Nitratbelastung. Projektbeschreibung, M., Wien/Lausanne.
- Conrad, J. (1986), Nitrates in Ground and Drinking Water. Analysis of Policies and Regulations, *The Science of the Total Environment*, 51 209 (IIUG pre 85-2).
- Conrad, J. (1987), Kommentargutachten zur Studie "Möglichkeiten und Grenzen beim Anbau regenerativer Rohstoffe für Energieerzeugung und chemische Industrie", in: Enquête-Kommission für Technikfolgenabschätzung (Hg.), *Materialien zur Bundestagsdrucksache 10/6801, vol. IV*, Bonn.
- Conrad, J. (1987), "Kommentargutachten zur Studie "Alternativen landwirtschaftlicher Produktionsweisen", in: Enquête-Kommission zur Technikfolgenabschätzung (Hg.), *Materialien zur Bundestagsdrucksache 10/6801, vol. V*, Bonn.
- Conrad, J. (1988), Präventive Umweltpolitik im Agrarsektor: Entwicklungstendenzen, Restriktionen, Optionen, in: U.E. Simonis (Hg.), *Präventive Umweltpolitik*, Frankfurt a.M. (IIUG pre 87-2).
- Conrad, J. (1988), Zur Neuorientierung der Agrarpolitik: Vergleichende Evaluation agrarpolitischer Konzepte, in: W. Henrichsmeyer und C. Langbehn (Hg.), *Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte*, Münster-Hiltrup (IIUG pre 87-10).
- Conrad, J. (1988), Ökologisierung der Agrarpolitik als Politikspiel. Das Beispiel der Trinkwassernitratbelastung, in: J. Conrad (Hg.), *Wassergefährdung durch die Landwirtschaft*, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Agrarumweltpolitik durch Politikentflechtung: Chancen und Risiken, in: U.E. Simonis (Hg.), *Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt*, Berlin.
- Hampicke, U. (1987) Ökologische Vorgaben für die Agrarökonomie. Umriss einer Landwirtschaft ohne Ausrottung von Arten, IIUG rep 87-10, Berlin.
- Hünemann, G. (1987), Entwicklung der Landwirtschaft. Vergleich ausgewählter Szenarien, IIUG rep 87-6, Berlin.

Studien über Landwirtschaft und/oder Umwelt generell

- Bätzing, W. (1987), Ökologisierung der Agrarpolitik. KVorschläge aus ökologisch-geographischer Sicht, IIUG dp 87-6, 29.
- Bruckmeier, K. (1987), Umweltberatung in der Landwirtschaft. Zur Wahrnehmung ökologischer Beratungsaufgaben in der landwirtschaftlichen Offizialberatung der Bundesrepublik, IIUG dp 87-18, 127 und Appendences.
- Bruckmeier, K. (1988), *The Agricultural Advisory System in Two Countries: A German-British Comparison*, Ms., Berlin.
- Bruckmeier, K., Teherani-Krönner, P., Uka, W. (1989), Nitratbelastung des Grundwassers - die Entwicklung eines umweltpolitischen Problems in der Bundesrepublik Deutschland, *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, 2, p. 153.
- Brüggemann, B. and Riehle, R.M. (1986), *Agriculture and the Prospects of Industrial Non-Food Biomass Utilization in Southern France*, Ms., Berlin.

- Brüggemann, B. and Riehle, R.M. (1986), Agriculture and the Prospects of Industrial Non-Food Biomass Utilization in Northern Italy, Ms., Berlin (in German language).
- Brüggemann, B. and Riehle, R.M. (1986), Alternative Uses for Land and the New Farmworker - Scenarios, Ms., Berlin (in German language).
- Brüggemann, B. and Riehle, R.M. (1986), Alternative Uses for Land and the New Farmworker. Interests, Expectations, and Debate in the EC, IIUG rep 86-3, Berlin.
- Brüggemann, B. and Riehle, R.M. (1986), Agriculture and the Prospects of Industrial Non-Food Biomass Utilization in West Germany, IIUG rep 86-14, Berlin.
- Conrad, J. (1986), Land Use and Nature Protection in the Federal Republic of Germany, IIUG dp 86-16, Berlin.
- Conrad, J. (1987), Alternative Uses for Land and the new Farmworker: Segregation versus Integration, IIUG rep 87-1, Berlin; FAST Occasional paper, no. 179, Brüssel.
- Conrad, J. (1987), Landnutzung bis zum Jahr 2000, in: Agrarsoziale Gesellschaft (Hg.), Ländlicher Raum im Jahr 2000, Göttingen.
- Conrad, J. (1987), Alternative Land Use Options in the European Community, Land Use Policy, vol. 4, p. 229.
- Conrad, J. (1987), Zukunftsperspektiven ländlicher Räume: Anforderungen an die Politik, in: J. Maier (Hg.), Chancen für den ländlichen Raum, Arbeitsmaterialien zur Raumordnung und Raumplanung, vol. 49, Bayreuth.
- Conrad, J. and Uka, W. (1987), Die Agrarsubventionen der Europäischen Gemeinschaft. Daten, Fakten, Trends, IIUG rep 87-7, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Grundwasser und Landwirtschaft, in: Kursbuch, vol. 92, Elemente I: Wasser, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Ökologisierung der Agrarpolitik, Spektrum der Wissenschaft, vol. 2, p. 42.
- Conrad, J. (1988), Möglichkeiten und Grenzen des ökologischen Landbaus in der Agrar- und Umweltpolitik, in: K. Röhring (Hg.), Moderner Ökologischer Landbau, Hofgeismar.
- Conrad, J. (1989), Umweltpolitik im Agrarsektor - zum Beispiel Nitrat, Sozialwissenschaften und Berufspraxis, vol. 12, p. 64.
- Conrad, J. (1989), Wie umweltbewußt ist die Agrarpolitik heute?, in: B. Rottmann-Schwenkel (Hg.), Ökologischer Landbau. Eine Technologie - Option für die Zukunft! Barsinghausen.
- Conrad, J. (1989), Umweltprobleme der Landwirtschaft und Agrarpolitik - Agrarumweltpolitik und umweltverträgliche Landwirtschaft, in: IÖW (Hg.), Staatliche Wirtschaftspolitik als Umweltzerstörung, Berlin.
- Cox, G., Lowe, P. and Winter, M. (1986), Four Case Studies in Land Use Conflict and Rural Conservation. Published in a revised version in: P. Lowe et al. (1986), Countryside Conflicts. The Politics of Farming, Forestry and Conservation. Aldershot, Ms., Bath/London.
- Cox, G., Flynn, A., Lowe, P.D. and Winter, M. (1987), Alternative Uses of Agricultural Land in England and Wales, IIUG rep 87-16, Berlin.
- Flynn, A. (1986), Alternative Uses for Land - Scenario for England and Wales, Ms., London.
- Gitay, H. and Wathern, P. (1988), Environmental Advisory Services in UK Agriculture, Ms., Aberystwyth.
- Gitschel, M. (1985), Rechtliche Regelungen im Schnittpunkt von Agrarrecht und Umweltrecht, IIUG rep 85-9, Berlin.
- Poppinga, O. (1983), Wer hat Einfluß auf die Agrarpolitik der BRD?, Ms., Kassel/Berlin.

- Poppinga, O. et al. (1985), Die Entwicklung ausgewählter Bereiche des Agrarsektors in der Bundesrepublik Deutschland, Ms., Kassel.
- Schäfer, W. (1987), Landwirtschaftliche Interessen und Gewässerschutz. Die fünfte Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes, IIUG rep 87-13, Berlin.
- Schreiber, H. (1985), Nahrungsmittelwirtschaft und Ökologie. Ergebnisse einer Umfrage, IIUG rep 85-2, Berlin.
- Schumacher, E., Conrad, J. and Kollande, D. (1985), Produktion, Verteilung und Anwendung ausgewählter Agrochemikalien, IIUG rep 85-7, Berlin.
- Thoenes, P. (1985), Subventionsströme in der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland, IIUG rep 85-6, Berlin.
- Wathern, P. (1987), Environmentally Sensitive Areas. Does E.S.A. Really Mean the Enforced Surrender of the Arena?, IIUG dp 87-3, Berlin.
- Wathern, P. and Baldock, D. (1987), Regulating the Interface Between Agriculture and the Environment in the United Kingdom - Arenas, Actors, and Strategies, IIUG rep 87-15, Berlin.

Allgemeine (nationale) Nitratstudien

- Bennett, G. (1987), Environment and Agricultural Policy in the Netherlands, IIUG rep 87-17, Berlin.
- Brüggemann, B. and Riehle, R.M. (1986), Soziale Rahmenbedingungen des Düngerverhaltens von Bauern, IIUG dp 86-6, Berlin.
- Conrad, J. (1986), Regulation of Agriculturally Induced Nitrate Contamination of Water in Some European Countries, in: V. de Kosinsky and M. de Somer (eds), Water Resources for Rural Areas and their Communities, Proceedings, Vol. 3, Gent (IIUG pre 85-16).
- Conrad, J. (1988), Nitrate Debate and Nitrate Policy in FR Germany, Land Use Policy 5 207 (IIUG pre 87-8).
- Conrad, J. (1988), Recherche médicale et politique de santé: Le cas du nitrate et des nitrosamines, in: B. Crousse et al. (eds), Politiques de Santé, Brüssel (IIUG pre 87-11).
- Conrad, J. (Hg.) (1988), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft. Die Nitratbelastung des Trinkwassers als Problem praktischer Politik, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Die Nitratbelastung des Trinkwassers als Problem praktischer Politik. Einleitung und Überblick, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Stickstoffdüngung und Nitratbelastung - rechtliche Regulierungen und rechtspolitische Schlußfolgerungen, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Nitrate Pollution and Politics in West Germany, Bericht Berlin, T. Lavoux, D. Baldock, J. Conrad, L. van der Kley, Institut für Europäische Umweltpolitik, Bericht Bonn (1988), L'action pour la reduction de la pollution de l'eau par les nitrates en provenance des activités agricoles.
- Conrad, J. (1989), Die Rolle wissenschaftlicher Expertise in der Agrar-Umwelt-Debatte am Beispiel des Nitratproblems, in: H.-J. Hofmann-Nowotny (Hg.), Kultur und Gesellschaft, Beiträge der Forschungskomitees, Sektion und Ad-hoc-Gruppen, Zürich.
- Conrad, J. (1990), Nitrate Pollution and Politics in Great Britain, the Federal Republic of Germany and the Netherlands, Aldershot.
- Conrad, J. (1990), Nitrate Pollution and Politics in the Federal Republic of Germany, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht.

- Conrad, J. and Gitschel, M. (1988), Rechtliche Regulierung der Stickstoffdüngung - nur ein Sturm im Wasserglas?, *Natur + Recht*, vol. 10, p. 23 (IIUG pre 86-16).
- Feyerabend, I. (1985), Zuckerproduktion und Stickstoffdüngung. Umweltschutz als Nebeneffekt, IIUG rep 85-3, Berlin.
- Hellekes, R. and Perdelwitz, D. (1986), Nitratbelastung des Trinkwassers. Reaktionsweisen der Wasserversorgungsunternehmen, IIUG rep 86-2, Berlin.
- Hill, M. (1988), Nitrate Policy in Britain, Ms., Newcastle.
- Hill, M., Aaranovitch, S. and Baldock, D. (1988), Non-Decision Making in Pollution Control in Britain: Nitrate Pollution, the EEC Drinking Water Directive and Agriculture, *Policy and Politics*, vol. 17, p. 227.
- Hünemann, G., Bruckmeier, K., Conrad, J. and Teherani-Krönner, P. (1987), Nitratforschung in der Bundesrepublik Deutschland in den 80er Jahren, IIUG rep 87-12, Berlin.
- Hünemann, G., Bruckmeier, K., Conrad, J. and Teherani-Krönner, P. (1987), Research on Nitrate in the Federal Republic of Germany in the 1980s, in C. Larrue (ed), *La Recherche dans le Domaine de la Pollution des Eaux par les Nitrates aux Pays-Bas, en Republique Federale d'Allemagne et au Royaume Uni, Rapport pour le Ministère de l'Environnement de la France*, Paris.
- van der Kley, L. and Bennett, G. (1988), Nitrate Policy in the Netherlands, FS II 88-306, Berlin.
- Knoepfel, P. and Zimmermann, W. (1987), Ökologisierung von Landwirtschaft, Frankfurt a.M.
- Kromarek, P. (1986), Die Trinkwasserrichtlinie der EG und die Nitratwerte, IIUG rep 86-9, Berlin.
- Lavoux, T., Baldock, D., Conrad, J. and van der Kley, L. (1988), L'action pour la reduction de la pollution de l'eau par les nitrates en provenance des activités agricoles, Institut für Europäische Umweltpolitik, Bonn.
- Moeller, U. (1985), Rolle, Strategie und Verhaltensmuster der Wasserversorgungsunternehmen in bezug auf die Nitratbelastung des Trinkwassers, Ms., Berlin.
- Riehle, R. (1985), Stickstoffdüngung im Weinbau. Allmähliche Problemreduktion keineswegs aus Umweltgründen, Ms., Berlin.

Regionale oder lokale Nitratstudien

- Aaaranovitch, S. (1988), The Nitrate Issue: A Case Study of London, Ms., London.
- Baldock, D. (1988). The Nitrates Issue: A Case Study of the Anglian Water Authority, UK, Ms., London.
- Bruckmeier, K. (1987), Nitratpolitik vor Ort: Weinbau und Nitratbelastung des Trinkwassers an der Mosel (Landkreis Bernkastel-Wittlich), IIUG rep 87-18, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987), Nitratpolitik vor Ort: Weinbau und Nitratbelastung des Trinkwassers in der Rheinpfalz (Landkreis Bad Dürkheim), IIUG rep 87-19, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987), Nitratpolitik vor Ort: Weinbau und Nitratbelastung des Trinkwassers in Rheinhessen (Landkreis Mainz/Bingen), IIUG rep 87-20, Berlin.
- Bruckmeier, K. (1987), Local Nitrate Policy in West Germany, IIUG dp 87-15, Berlin.

- Bruckmeier, K. (1988), Nitrate Policies in the Federal Republic of Germany, WZB FS II 88-310, Berlin.
- Brüggemann, B., Riehle, R.M., Conrad, J. and Hünermann, G. (1986), Nitrat im Wasser. Fallstudie Müllheim, Markgräflerland: Zehn Jahre Lernprozeß mit zweifelhaftem Ausgang, IIUG rep 86-12, Berlin.
- Conrad, J. (1988), Rekonstruktion der Nitratkontroverse im Markgräflerland, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Conrad, J. and Teherani-Krönner, P. (1989), The Politics of Shit: Regulation of Liquid Manure Application in North Rhine-Westphalia and Lower Saxony, Policy and Politics, vol. 17, p. 241.
- Gitschel, M. (1987), Nitratpolitik vor Ort. Intensive Landwirtschaft und Trinkwasserversorgung im Kreis Viersen, IIUG rep 87-11, Berlin.
- Gitschel, M. (1987), Nitratpolitik vor Ort. Gemüseanbau und Grundwassernutzung im Hessischen Ried, IIUG rep 87-14, Berlin.
- Hafenecker, P. (1989), Nitratpolitik vor Ort: Augsburg als Modell?, Ms., Berlin.
- Hünermann, G. (1987), Nitratpolitik vor Ort: Trinkwasserbelastung im Raum Nortorf (Kreis Rendsburg-Eckernförde), IIUG rep 87-21, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1985), Tauziehen um eine agrarumweltpolitische Regulierung. Die Gülleverordnung von Nordrhein-Westfalen, IIUG rep 85-8, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1987), Implementation der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen, IIUG rep 87-4, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1988), Nitratpolitik vor Ort: Wohin mit den Gülleüberschüssen aus Vechta?, WZB FS II 88-305, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1988), "Kuhhandel": Umweltpolitische Regulierung und agrarische Interessen - Ergebnisse einer sozialwissenschaftlichen Untersuchung der Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen, in: J. Conrad (Hg.), Wassergefährdung durch die Landwirtschaft, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1989), Nitratpolitik im Landkreis Osnabrück: So ernst war der Gülleerlaß nicht gemeint!, Bericht, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1989), Nitratpolitik vor Ort: Gülleregulierung und Wasserpolitik im Kreis Borken, Bericht, Berlin.
- Teherani-Krönner, P. (1989), Nitratpolitik vor Ort: Brunnen-schließung in Minden-Lübbecke, Bericht, Berlin.
- Uka, W. (1989), Nitratpolitik vor Ort: Eskalierende Grundwasserprobleme im Raum Heidelberg, Ms., Berlin.
- Wathern, P. (1988), Agriculture and Surface Water Quality Problems in England and Wales. An Overview and Local Cases, Ms., Aberystwyth.
- Wathern, P. (1988), Nitrate and Drinking Water in the Yorkshire Water Authority Area, Ms., Aberystwyth.