

Conrad, Jobst

Book — Digitized Version

Nitratpolitik im internationalen Vergleich

Provided in Cooperation with:

WZB Berlin Social Science Center

Suggested Citation: Conrad, Jobst (1992) : Nitratpolitik im internationalen Vergleich, ISBN 3-89404-331-8, Edition Sigma, Berlin

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/122921>

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>.

Jobst Conrad

Nitratpolitik im internationalen Vergleich



*Die Umschlagillustration zeigt **Europa auf dem Stier** in einer Abbildung von Albrecht Dürer - den heutigen Umständen behutsam angepaßt von Stefan Schraml.*

CIP-Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Conrad, Jobst:

Nitratpolitik im internationalen Vergleich / Jobst Conrad. -

Berlin : Ed. Sigma, 1992

ISBN 3-89404-331-8

Copyright 1992 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.

Typskript: Angelika Zierer-Kuhnle, Berlin

Umschlagillustration: RB / Stefan Schraml, Berlin

Druck: WZB

Printed in Germany

Inhalt

	Seite
1. Einleitung	15
2. Aufbau der Untersuchung	17
2.1 Untersuchungsrahmen und Entstehungskontext	17
2.2 Zielsetzung, Fragestellungen und Grenzen	20
2.3 Methodik und Selektionen	24
3. Theoretischer und analytischer Rahmen	31
3.1 Konzeptionelle Vorüberlegungen	31
3.2 Politikbegriffe und Taxonomien	40
3.3 Vergleichende Analyse von Nitratpolitik	45
4. Bundesrepublik Deutschland	54
4.1 Zur Struktur des Nitratproblems	54
4.2 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	59
4.3 Ökologisierung, Nitratdebatte und Problemdefinition	64
4.4 Nitrat im Politikspiel der Akteure	72
4.5 Politische Programme	82
4.6 Regulierung und Vollzug	87
4.7 Policy impacts und outcomes	92
4.8 Deutsche Nitratpolitik und ihre Determinanten	97
5. Dänemark	101
5.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	101
5.2 Ökologisierung und Problemdefinition	103
5.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure	107
5.4 Politische Programme	110
5.5 Regulierung und Vollzug	112
5.6 Policy impacts und outcomes	113
5.7 Dänische Nitratpolitik und ihre Determinanten	114

6.	Niederlande	117
6.1	Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	117
6.2	Ökologisierung und Problemdefinition	121
6.3	Nitrat im Politikspiel der Akteure	124
6.4	Politische Programme	129
6.5	Regulierung und Vollzug	131
6.6	Policy impacts und outcomes	133
6.7	Niederländische Nitratpolitik und ihre Determinanten	135
7.	England	138
7.1	Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	138
7.2	Ökologisierung und Problemdefinition	140
7.3	Nitrat im Politikspiel der Akteure	145
7.4	Politische Programme	149
7.5	Regulierung und Vollzug	151
7.6	Policy impacts und outcomes	152
7.7	Englische Nitratpolitik und ihre Determinanten	153
8.	Frankreich	157
8.1	Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	157
8.2	Ökologisierung und Problemdefinition	160
8.3	Nitrat im Politikspiel der Akteure	164
8.4	Politische Programme	170
8.5	Regulierung und Vollzug	172
8.6	Policy impacts und outcomes	173
8.7	Französische Nitratpolitik und ihre Determinanten	174
9.	Europäische Gemeinschaft	178
9.1	Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	178
9.2	Ökologisierung und Problemdefinition	179
9.3	Nitrat im Politikspiel der Akteure	184
9.4	Politische Programme	192
9.5	Regulierung und Vollzug	193
9.6	Policy impacts und outcomes	193
9.7	Die Nitratpolitik der EG und ihre Determinanten	194

10. Schweiz	197
10.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	197
10.2 Ökologisierung und Problemdefinition	199
10.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure	204
10.4 Politische Programme	210
10.5 Regulierung und Vollzug	212
10.6 Policy impacts und outcomes	214
10.7 Schweizer Nitratpolitik und ihre Determinanten	215
11. Vergleichende Rekonstruktion nitratpolitischer Prozesse	219
11.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem	219
11.2 Ökologisierung und Problemdefinition	223
11.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure	227
11.4 Politikprogramme und ihre Implementation	236
11.5 Die Determinanten von Nitratpolitik	241
11.6 Entwicklungstendenzen	247
12. Interpretation der Untersuchungsergebnisse	251
12.1 Nitratpolitik in der Sach-, Sozial- und Zeitdimension	251
12.2 Interessenberücksichtigungsmuster, politische Arenen, Machtlagen und Regulierungsmuster	258
12.3 Formale Hypothesen	270
12.4 Substantielle Hypothesen	278
12.5 Nitratpolitik: Struktur, Intention und Chaos	282
12.6 Zusammenfassende Evaluation der Rekonstruktion	286
13. Zentrale Fragestellungen	291
13.1 Kontingenzen in der Nitratpolitik	291
13.2 Nitratpolitische Handlungsspielräume und Steuerungs- fähigkeit	296
13.3 Gesellschaftspolitische Lernprozesse und Ökologisierung	310
14. Schlußfolgerungen	316
15. Empfehlungen	329
16. Literatur	353

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

	Seite
Abbildung 3.1: Policy-Erklärungsmuster	35
Abbildung 3.2: Wichtige Einflußfaktoren auf Policies	42
Abbildung 3.3: Typologien von institutionellen Arrangements und Policy-Charakteristika	42
Abbildung 3.4: Dimensionen nitratpolitischer Regulierungs- strategien	44
Abbildung 3.5: Klassen von Politikdeterminanten	51
Abbildung 4.1: Überblick über den Trinkwasser-Nitratpfad	58
Abbildung 4.2: Landwirtschaftliche Intensivgebiete in der Bundes- republik Deutschland	60
Abbildung 4.3: Regionale Verteilung der Nitratgehalte im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland	61
Abbildung 4.4: Entwicklung des N-Mineraldüngerverbrauchs in westlichen Industriestaaten	62
Tabelle 4.1: Zeittafel Agrarumweltrecht	66
Abbildung 4.5: Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik der BRD Mitte der achtziger Jahre	80
Tabelle 4.2: Strukturmuster der Nitratpolitik in der BRD bis 1987	86
Tabelle 4.3: Zentrale Merkmale nitratbezogener Regulierungs- muster	90
Abbildung 5.1: Regionale Anteile nitratbelasteten Trinkwassers in Dänemark	102
Abbildung 6.1: N-Anfall in den tierischen Exkrementen in den Niederlanden 1982	118
Abbildung 6.2: Regionale Verteilung der Nitratgehalte bei der Trinkwassergewinnung aus Grundwasser in den Niederlanden 1983	119
Abbildung 7.1: Nitratgefährdete Grundwasseraquifere und nitratbelastete Trinkwasserbrunnen in England	139

Abbildung 8.1:	Regionale Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser in Frankreich	158
Abbildung 8.2:	Departmentale Verteilung der Nitratgehalte im Trinkwasser in Frankreich	159
Abbildung 9.1:	Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik der EG Mitte der achtziger Jahre	187
Tabelle 11.1:	Das Nitratproblem und seine Perzeption im internationalen Vergleich	220
Abbildung 11.1:	Schematische Darstellung der nitratrelevanten Politikarenen	228
Tabelle 11.2:	Politikstile und -profile nationaler Nitratpolitiken	234
Tabelle 11.3:	Nitratprogramme und ihr Vollzug im internationalen Vergleich	238
Tabelle 11.4:	Determinanten von Nitratpolitik im internationalen Vergleich	242
Tabelle 12.1:	Nitratbezogene Regulierungsmuster im internationalen Vergleich	266
Tabelle 15.1:	Grobevaluation der Empfehlungen zur Nitratpolitik	330

Verzeichnis der Abkürzungen

AbfG	Abfallgesetz (früher: Abfallbeseitigungsgesetz)
ADAS	Agricultural Development and Advisory Service
AG	Arbeitsgemeinschaft
AID	Algemene Inspectie Dienst
AMK	Ausstellungs-, Messe-, Kongreß-GmbH
BAG	Bundesamt für Gesundheitswesen
BGA	Bundesgesundheitsamt
BGW	Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BMFT	Bundesministerium für Forschung und Technologie
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BNatG	Bundesnaturschutzgesetz
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BSP	Bruttosozialprodukt
BTDrs	Bundestags-Drucksache
BUS	Bundesamt für Umweltschutz
BUWAL	Bundesamt für Umweltschutz, Wald und Landschaft
COPA	Control of Pollution Act
CORPEN	Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates
CPRE	Council for the Protection of Rural England
DBV	Deutscher Bauernverband
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DDT	Dichlordiphenyltrichloräthan
DE	Dungeinheit (= ca. 80 kg N)
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DG	Directorate General (Generaldirektorat)
DKFZ	Deutsches Krebsforschungszentrum
DLG	Deutsche Landwirtschaftsgesellschaft
DM	Deutsche Mark
DOE	Department of the Environment
DÜMG	Düngemittelgesetz
DÜMVO	Düngemittel-Anwendungs-Verordnung

DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz
ECU	European Currency Unit
EDI	Eidgenössisches Department des Innern
EG	Europäische Gemeinschaft
EGH	Europäischer Gerichtshof
ESA	environmentally sensitive area
EUREAU	Union der Wasserversorgungsunternehmen von Mitgliedsländern der Europäischen Gemeinschaften
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAC-L	Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene Liebefeld/Bern
FNSEA	Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GVE	Großvieheinheit
GVO	Gülleverordnung
ha	Hektar
ICI	Imperial Chemical Industries
IDHEAP	Institut de Hautes Études en Administration Publique
IEUP	Institut für Europäische Umweltpolitik (= IEEP und IPEE in englisch bzw. französisch)
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
INK	Internationale Nordseeschutz-Konferenz
KIWA	Keurings Instituut voor Waterleiding Artikelen
l	Liter
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LMBG	Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz
L'OEIL	Laboratoire d'Observation de l'Economie et des Institutions Locales
LUFA	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
LWG	Landeswassergesetz
MAFF	Ministry for Agriculture, Fisheries and Food
MEN	Mission Eaux-Nitrates
mg	Milligramm
Mio	Millionen
MLV	Ministerie van Landbouw en Visserij
Mrd	Milliarden
MURL	Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (Düsseldorf)

N	Stickstoff
NAS	National Academy of Sciences
NFU	National Farmers' Union
NH ₃	Ammoniak
NO ₃	Nitrat
N ₂ O	Distickstoffoxid
N _{min}	N mineralisiert
NPO	nitrate-phosphate-organic matter
NRW	Nordrhein-Westfalen
NSA	nitrate sensitive area
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
PAS	politisch-administratives System
PflSchAnVO	Pflanzenschutzanwendungsverordnung
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
RSD	Rèlements Sanitaires Départementaux
RSDT	Règlement Sanitaire Départemental Type
RSPB	Royal Society for the Protection of Birds
SBV	Schweizer Bauernverband
SchalVO	Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung
SFr	Schweizer Franken
SGU	Schweizer Gemüseunion
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SSSI	site of special scientific interest
SVGW	Schweizer Verein des Gas- und Wasserfachs
TA	Technische Anleitung
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
UMK	Umweltministerkonferenz
USA	United States of America
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VEWIN	Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland
VO	Verordnung
VSGP	Verband Schweizer Gemüseproduzenten
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)
WSG	Wasserschutzgebiet
WVU	Wasserversorgungsunternehmen

1. Einleitung

Das Verhältnis von Landwirtschaft und Umwelt, von Agrarpolitik und Naturschutz ist in den nördlichen EG-Staaten im letzten Jahrzehnt nicht nur zum Thema der öffentlichen Diskussion, sondern auch zum Gegenstand von wissenschaftlichen Untersuchungen und Fachdebatten geworden. Diese Entwicklung hat in ersten Ansätzen außerdem zur Herausbildung von Agrarumweltpolitik geführt. Dabei spielte die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers in Verbindung mit hohen Stickstoffeinträgen in der Landwirtschaft vielfach eine dominierende Rolle. Deshalb sollte eine vergleichende Untersuchung von Nitratdiskussion und -politik auch Schlußfolgerungen allgemeinerer Natur für eine durchsetzungsfähige Agrarumweltpolitik und eine Ökologisierung der Agrarpolitik erlauben.

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

Die vorliegende, im August 1991 abgeschlossene Untersuchung, die im Auftrag des Umweltbundesamtes im Rahmen des Umweltforschungsplanes - Förderkennzeichen 10204105 - erstellt und mit Bundesmitteln finanziert wurde, basiert auf mehrjährigen empirischen Forschungsarbeiten, insbesondere nationalen und lokalen Fallstudien zur Nitratdiskussion und Nitratpolitik in Deutschland, Dänemark, England, Frankreich, den Niederlanden und der Schweiz, und stellt primär eine international vergleichende, problemorientierte Politikanalyse dar. Dabei 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 seinerzeit noch nicht in Angriff genommen worden war. Während es ihr auf analytischer Ebene um die Rekonstruktion der als Nitratpolitik bezeichneten nitratrelevanten Politikprozesse in den aufgeführten Ländern und auf EG-Ebene und um die wissenschaftliche Einschätzung umweltpolitischer Strategien und Instrumente zur Lösung des Nitratproblems geht, sucht sie ihrer Intention nach auch mögliche Ansatzpunkte und Mechanismen einer Ökologisierung der Agrarpolitik herauszuarbeiten.

Dabei machen der weitgehende Abschluß der detaillierteren empirischen Erhebungen für die einzelnen Länderstudien in 1987/88 und die teils zu beobachtende rapide Entwicklung der Nitratpolitik in den letzten Jahren die vorliegende Studie bereits gleichsam zu einer vergleichenden

historischen Untersuchung. Vor diesem Hintergrund erscheint ihre abstraktere, weniger ins konkrete Detail politischer Prozesse und Strategien gehende Orientierung gerechtfertigt. Während sich auf die politische Praxis bezogene Politikempfehlungen auf der Grundlage der erhobenen Daten angesichts veränderter (nitrat-)politischer Rahmenbedingungen unvermeidlich als bereits überholt erweisen würden, erlaubt die auf stabilere, mehr generelle Politikdeterminanten und Entwicklungstendenzen abhebende vergleichende Analyse nationaler Nitratpolitiken eher auch für die heutige agrarumweltpolitische Situation noch interessante Schlußfolgerungen.

Der Aufbau des Buches orientiert sich an den benannten Zielen. In Kapitel 2 werden zunächst Kontext, Design und Methodik dieser Arbeit dargelegt. In Kapitel 3 werden dieser Untersuchung zugrunde liegende theoretische und methodologische Überlegungen vorgestellt, die daraus folgende Aussagekraft und Reichweite der Arbeit vor dem Hintergrund der wissenschaftlichen Diskussion um vergleichende Politikanalysen erörtert und die Begrifflichkeit und Fragestellungen der Studie präsentiert. Die Kapitel 4 bis 10 beschreiben die nationalen Nitratpolitiken der Bundesrepublik Deutschland - dies vergleichsweise ausführlich -, Dänemarks, der Niederlande, Englands, Frankreichs, der Schweiz sowie der Europäischen Gemeinschaft mit Blick auf jeweilige Problemstruktur, Problemdefinition, Politikspiele, Politikprogramme, Implementation, Politikergebnisse und Politikdeterminanten. Kapitel 11 vergleicht dann entsprechend die rekonstruierten nitratpolitischen und -regulierenden Prozesse der Länder. In Kapitel 12 werden die Untersuchungsergebnisse mehr analytisch-theoretisch interpretiert, entsprechende politikanalytische Hypothesen diskutiert und auch die Studie selbst qualitativ evaluiert. Dies mündet in Kapitel 13 in die Behandlung der zentralen Fragestellungen der Untersuchung nach den Kontingenzen, Handlungsspielräumen und gesellschaftlichen Lernprozessen in der Nitratpolitik. Auf dieser Grundlage lassen sich dann abschließend in Kapitel 14 nitrat- und agrarumweltpolitische Schlußfolgerungen ziehen. Dem folgen im Schlußkapitel 15 teils konkretere politikorientierte Empfehlungen, die im einzelnen begründet werden.

2. Aufbau der Untersuchung

Um in dieser auch auf Politikberatung abzielenden Arbeit den Rahmen der administrativen Verwertbarkeit nicht durch wissenschaftlichen Jargon, Ausführlichkeit und Nachweisgenauigkeit zu sprengen (vgl. Conrad 1990a), wurde sie in ihrer Länge bewußt begrenzt und auf den weitergehenden wissenschaftlichen Nachweis und empirischen Beleg vieler Einzelaussagen verzichtet.¹ Dies ist der zu zahlende Preis für den Nichtverzicht auf die relativ umfassende Rekonstruktion und Darstellung der verschiedenen nationalen Nitratpolitiken.

2.1 Untersuchungsrahmen und Entstehungskontext

Die vorliegende Untersuchung stellt den Abschluß eines am Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung in Kooperation mit anderen Forschern an anderen wissenschaftlichen Institutionen (IDHEAP, IEUP, L'OEIL, Landwirtschaftliche Universität Kopenhagen, Universität Newcastle) in den Jahren 1983 bis 1990 durchgeführten und großenteils von mir geleiteten Forschungsvorhabens »Ökologisierung der Agrarpolitik. International vergleichende Analyse von Politikprozessen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt. Trinkwasser-Nitratbelastung« dar. Sie vergleicht die verschiedenen nationalen Nitratpolitiken² der Länder Bundesrepublik Deutschland, Dänemark, Niederlande, England, Frankreich und Schweiz sowie entsprechende Politikprozesse auf EG-Ebene in den siebziger und achtziger Jahren. Trotz eines ursprünglich einheitlich konzipierten Untersuchungsdesigns (Conrad 1984, Conrad/Knoepfel 1984) differierten Umfang, Untersuchungszeitraum und teils auch Untersuchungskonzept und -methodik der einzelnen Länderstudien beachtlich. Mit Blick auf mögliche umweltpolitische Strategien und Instrumente zur Lösung des Nitratproblems ist hervorzuheben, daß die empirischen Erhebungen bis auf wenige lokale Fallstudien in der Schweiz (Knoepfel/Zimmermann 1990a, 1990b) und die nachträgliche Fallstudie Dänemark (Dubgaard 1991) um

1 Diesbezüglich wird der Leser auf die (angegebene) Literatur verwiesen.

2 Mit der Verwendung dieses in Kapitel 3 näher erläuterten Terminus wird nicht die Existenz einer spezifischen nitratbezogenen Politik postuliert, sondern es werden lediglich die die Nitratproblematik betreffenden politischen Entscheidungen und Maßnahmen zusammengefaßt.

1987 abgeschlossen und der Zeitraum bis 1990 nur durch einige ergänzende Experteninterviews und Literatúrauswertungen berücksichtigt wurde. Wissenschaftliche Arbeiten jenseits nitratspezifischer Veröffentlichungen wurden in den Bereichen Landwirtschaft und Umwelt, Agrarpolitik, Umweltpolitik und Politikanalyse vor allem bis 1987 selektiv verwertet.

Wollte das Forschungsvorhaben »Ökologisierung der Agrarpolitik« dem Anspruch nach auch dazu beitragen, das 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 seinerzeitigen Pilotcharakters die empirisch-deskriptive Rekonstruktion der jeweiligen nationalen Nitratpolitiken im Vordergrund.³ Erst im Anschluß an die theoretisch angeleitete Interpretation der empirischen Befunde mit Hilfe politikwissenschaftlicher Konzepte sollte dann auch der Versuch einer auf Generalisierung zielenden Antwort auf die Frage nach einer möglichen Ökologisierung der Agrarpolitik unternommen werden.⁴

In Deutschland, England, Frankreich und in modifizierter Form in der Schweiz wurde die Untersuchung der nationalen Nitratpolitiken entsprechend dem Projektdesign auf drei Ebenen durchgeführt: allgemeiner Überblick über Themen, Akteure und Regulierungen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt, Erfassung und Analyse von *policies* und Programmen im Bereich der Trinkwasser-Nitratbelastung, Analyse lokaler Politikimplementation und *policy impacts*. In Dänemark und den Niederlanden wurden keine lokalen Fallstudien durchgeführt, und für Dänemark wurde auch kein allgemeiner Überblick über die Entwicklung der Agrarumweltpolitik erstellt. Die Entwicklung von Nitratpolitik auf EG-Ebene wurde ergänzend und weniger detailliert untersucht.

Neben einer Vielzahl (über 100) wissenschaftlicher Fachpublikationen finden sich die Ergebnisse der nationalen Fallstudien vor allem in Conrad 1990a, 1990b, 1991a, 1992, Dubgaard 1991, Hill 1988, van der Kley/Bennett 1988, Knoepfel/Zimmermann 1987, 1991, Larrue 1990, und Larrue/Knoepfel 1988. Die Ergebnisse der lokalen Fallstudien zum Umgang mit dem Nitratproblem sind zu finden für die BRD in Bruckmeier 1987a,

3 Inzwischen sind auch viele sozialwissenschaftliche Arbeiten im Bereich Landwirtschaft und Umwelt erschienen, aber immer noch wenige genuin politikwissenschaftliche.

4 Dabei bezeichnet Agrarumweltpolitik zunächst nur formal-deskriptiv die den Agrarbereich betreffende Umweltpolitik, während Ökologisierung der Agrarpolitik entsprechend auf die wachsende Bedeutung und Berücksichtigung von Umweltbelangen in der Agrarpolitik abhebt.

1987b, 1987c, 1987d, 1988a, Brüggemann et al. 1986, Gitschel 1987b, 1987c, Hafenecker 1989, Hünermann 1987, Teherani-Krönner 1988, 1989a, 1989b, 1989c, Uka 1989, für England in Aaranovitch 1988, Baldock 1988, Wathern 1988a, 1988b, für Frankreich in Larrue 1988a, 1988b und für die Schweiz in Knoepfel/Zimmermann 1988/90, 1990a, 1990b. Nationale Themen, Akteure und Regulierungen im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt werden beschrieben in Bennett 1986, Descloux/Larrue 1989, Gitschel 1985, Larrue 1986, 1988c, Larrue/Lewanski 1989, Poppinga 1983, Poppinga et al. 1985 und Wathern/Baldock 1987.

Speziell international vergleichende Arbeiten zur Nitratpolitik wurden im wesentlichen erst 1988 in Angriff genommen (Conrad 1990b, 1991a) und schließen mit der vorliegenden Untersuchung das Forschungsvorhaben »Ökologisierung der Agrarpolitik« ab.

Kennzeichnend für diese Arbeit ist ihre doppelte Orientierung auf eine das Gesamtvorhaben abschließende, mehr theoretisch vergleichende Politikanalyse - einerseits - und agrarumweltpolitische Politikberatung - andererseits. Dieser Spannung zwischen politiktheoretischer und politikpraktischer Orientierung wird durch den Aufbau des Buches und die getrennte Behandlung unterschiedlicher Erkenntnisinteressen und Fragestellungen Rechnung getragen: summarische Übersichten über die sachliche Struktur des Nitratproblems, die Definitionsprozesse, Politikspiele, Politikprogramme, Regulierungsmuster und Resultate der nationalen Nitratpolitiken in den Kapiteln 4 bis 10, vergleichende Politikanalyse und politikrelevante Schlußfolgerungen in den Kapiteln 11 bis 14 und empfohlene nitrat- und agrarumweltpolitische Handlungsorientierungen in Kapitel 15.

Insofern es sich bei diesen nicht um spezifische, situativ-konkrete Politikempfehlungen handelt, die zwar unter gegenwärtig gegebenen speziellen Politikkonstellationen angemessen, morgen jedoch bereits überholt sein können⁵, zielt die hier vorliegende vergleichende Politikanalyse auf

5 Gegenüber einer übermäßigen Konkretisierung sozialwissenschaftlicher Handlungsempfehlungen ist 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

eine möglichst umfassende Rekonstruktion und Mehrebenenanalyse zentraler Determinanten, Prozeßmuster und Handlungsspielräume von Nitratpolitik und Nitratregulierung. Sie legt demgemäß einen weiten Politikbegriff zugrunde, der vor-, sub- und quasi-politische Prozesse miteinbezieht, hebt auf die Untersuchung des gesamten Politikzyklus ab und behandelt die beiden Hauptadressaten der Nitratpolitik, Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, als gleichermaßen agrarumweltpolitisch relevante Akteure. Das Bemühen um ein die wesentlichen Aspekte und Dimensionen umfassendes Gesamtbild der verschiedenen interagierenden Einflußfaktoren auf die Nitratpolitik und um die multidisziplinäre Verknüpfung verschiedener (disziplinärer) Perspektiven in einer problemorientierten (Politik-)Analyse stößt natürlich auf Fragen der pragmatischen Begrenzung und der Überkomplexität, selbst wenn man primär auf das hermeneutische Verstehen verschiedener Nitratpolitiken abhebt. In jedem Fall stellen empirische Fallbeispiele in diesem Kontext meist nur mehr illustrative Belege dar, die bestimmte analytische Perspektiven plausibilisieren. Insgesamt hat sich im Laufe dieses achtjährigen Forschungsvorhabens meine Einschätzung des Forschungsgegenstandes, bei dem es sich ja selbst um ein Politikfeld im Status nascendi handelte, durchaus verändert und einer in größeren Zeitspannen denkenden, historisch abgeklärteren Sichtweise zunehmend Raum gegeben. Von daher erklären sich auch die gegenüber dem ursprünglichen Projektdesign (Conrad 1984, Conrad/Knoepfel 1984) modifizierten Interpretationskategorien, die mehr die großen längerfristigen Entwicklungslinien und -dynamiken als spezielle Politikprogramme und -instrumente betonen.

2.2 Zielsetzung, Fragestellungen und Grenzen

Leitmotiv dieses sozialwissenschaftlich orientierten Forschungsvorhabens war es, am Beispiel der Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers Möglichkeiten und Grenzen einer Ökologisierung der Agrarpolitik aufzuzeigen. Dabei ging es darum, umweltpolitische Strategien und Instrumente zur Lösung des Nitratproblems auf ihre politischen Voraussetzungen, Umsetzbarkeit und Folgen zu untersuchen, nachdem die naturwissenschaftlichen und ökologischen Bedingungsbeziehungen und techni-

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 Konkreptionsanspruch zurückhalten, sofern es um Systematisierungen und Generalisierungen für handlungsrelevante Wirklichkeitsbestimmungen geht.

schen Lösungsmöglichkeiten des Nitratproblems im Prinzip bekannt sind.⁶ Dazu wurden Nitratdebatte und -politik in sechs westeuropäischen Ländern auf nationaler und teilweise lokaler Ebene untersucht, um die Stärken und Schwächen unterschiedlicher agrarumweltpolitischer Strategien besser zu erkennen und die Frage der Übertragbarkeit erfolgversprechender Vorgehensweisen abzuklären. Eine solche Analyse liefert Ansatzpunkte, Erfolgskontrolle und ergänzende Vorschläge für politisch realisierbare agrarumweltpolitische Konzepte und Maßnahmen (vgl. Conrad 1988b, 1989, 1990a, 1990e, 1991a, 1991b, 1993).

Die vergleichende Rekonstruktion, Analyse und Evaluation von Formen und Inhalten, Strukturen und Prozessen, Mustern und Mechanismen sowie Möglichkeiten und Grenzen der Ökologisierung von Agrarpolitik am Beispiel der Trinkwasser-Nitratbelastung zielt in politiktheoretischer Hinsicht 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 von Agrarpolitik unter Umweltgesichtspunkten und die Verbindungen und Ansatzpunkte einer umweltverträglichen Agrarpolitik. Für eine problemorientierte sozialwissenschaftliche Forschungsarbeit geht es um ein möglichst umfassendes Verständnis eines ausgewählten agrarumweltpolitischen Problembereichs mit der Chance der Problemsensibilisierung und -strukturierung unter den politische Akteuren, aber nicht um die Erstellung von Handlungsrezepten oder gar die Vorgabe normativer Entscheidungsprämissen.⁷

Konkreter gefaßt bestehen die Zielsetzungen dieses Buches in folgenden Punkten:

1. kompakte Darstellung der historischen Entwicklung von Nitratpolitik in den sechs Vergleichsländern und auf EG-Ebene
2. Anwendung der Kategorien der Politikanalyse auf diese Rekonstruktion als heuristisches Interpretationsraster
3. international vergleichende Politikanalyse nationaler Nitratpolitiken
4. Verknüpfung unterschiedlicher Problem- und Theorieperspektiven für ein umfassendes Verständnis der Struktur- und Prozeßdynamik von Nitratpolitik

6 Demgemäß wird auf die diesbezügliche Literatur und Empfehlungen kaum Bezug genommen.

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

5. Schlußfolgerungen für die Gestaltung der zukünftigen deutschen Nitratpolitik
6. mögliche Schlußfolgerungen für die Agrarumweltpolitik aus der Analyse der Nitratpolitik.

Entsprechende untersuchungsleitende Fragestellungen sind etwa die folgenden:

1. Wie wird der Problembereich Stickstoffdüngung/Nitratbelastung auf nationaler (Bund, Länder) und EG-Ebene in der Politik und von seiten der Land- und Wasserwirtschaft wahrgenommen?
2. Welche (politischen) Programme oder Ansätze werden zur Lösung des Nitratproblems entwickelt?
3. Welche Handlungsstrategien und Vorgehensweisen werden zur Umsetzung der Programme gewählt?
4. Wie und wie weit werden Programme und Maßnahmen praktisch umgesetzt, welche Vollzugsprobleme treten auf, welche Erfolge werden erzielt?
5. In welchem Maß schlagen Erfahrungen und Lernprozesse der Vergangenheit auf eine Verbesserung und Effektivierung der Agrarumweltpolitik, insbesondere der Nitratpolitik durch?
6. Wie verändern sich Problempassung, Programmgestaltung, Implementation und generelle Orientierung der Nitratpolitik?
7. Wie schlagen generelle gesellschaftsstrukturelle Wandlungsprozesse auf die Entwicklung von Nitratpolitik durch?
8. Welches sind die wesentlichen Politikdeterminanten von Nitratpolitik und -regulierung?
9. Welche Relationen bestehen zwischen symbolischer, formeller und substantieller Politik?
10. Welche Rolle spielt genuine Politik für den gesellschaftlichen Umgang mit dem Nitratproblem, und welche funktionalen Äquivalente zeichnen sich ab?
11. Welche grundlegenden Struktur- und Prozeßmuster, zum Beispiel *non-policy*, evolutionäre Adaption oder krisenhafte Umbrüche markieren die Entwicklungsdynamik von Nitrat- und Agrarumweltpolitik?
12. Welche für die Agrarumweltpolitik relevanten Erkenntnisse lassen sich aus dem internationalen Vergleich von Nitratpolitiken gewinnen?
13. Wenn nicht nur die politischen Prozesse selbst, sondern auch die Rahmenbedingungen von Politik zunehmend durch dauernde Veränderungen und Instabilitäten gekennzeichnet sind, welche nicht situativen und stabile Elemente bezeichnenden politiktheoretischen Aussagen lassen sich dann über die Entwicklung von Nitratpolitik und erfolgversprechende Ökologierungsstrategien noch machen?

Die Mehrzahl dieser Fragestellungen wird in verschiedenen Kapiteln dieses Buches implizit behandelt. Sie werden auch teils explizit aufgegriffen und zu beantworten versucht. Ihre ausführliche und explizite Behandlung in allen Einzelheiten würde allerdings den Rahmen dieses Buches sprengen. Deshalb markieren sie mehr die Orientierung dieser Untersuchung als ihren analytisch-konzeptionellen Aufbau.

Die drei politikstrategisch zentralen Fragestellungen dieser vergleichenden Politikanalyse, die in Kapitel 13 ausführlicher behandelt werden, sind demgegenüber die folgenden:

1. Wie kontingent war die Entwicklung der Nitratpolitik? Hätte konkret alles auch anders verlaufen können?
2. Wie steuerbar war die Entwicklung der Nitratpolitik? Dies ist die Frage nach den politischen Handlungsspielräumen und der politischen Steuerungsfähigkeit und Strategiefähigkeit.
3. Wie lern- und innovationsfähig sind westliche Industriegesellschaften im Hinblick auf Umweltprobleme? Wie weit kommt es zu Ökologisierungprozessen? Existieren funktionale Äquivalente für formelle Politik?

Vor dem Hintergrund dieser anspruchsvollen Zielsetzung eines relativ umfassenden, teils eher auf Plausibilitätsebene angesiedelten Verständnisses der Ressourcen, Steuerungsfähigkeit, Perspektiven, Rationalitätsmuster und Differenzierungsnotwendigkeiten von Nitratpolitik und einer auf die Ökologisierung von Agrarpolitik ausgerichteten Agrarumweltpolitik sind auch die Grenzen dieser Untersuchung zu verdeutlichen.

1. Die Untersuchung nutzt das Instrumentarium der Politikanalyse, überprüft aber nicht systematisch dessen Adäquanz.
2. Sie kombiniert »eklektizistisch« verschiedene sozialwissenschaftliche Erklärungsmuster, ist daher nicht Anwendung einer bestimmten Politiktheorie und überprüft auch keine.
3. Sie trägt auch nicht zur Entwicklung einer Theorie der Umweltpolitik bei (vgl. Prittwitz 1990), wenn man von ihrer möglichen Bedeutung als vergleichender 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 differenzier- ten Zugriffs auf ihren Untersuchungsgegenstand auch nicht die Ablei-

tung normativer Vorgaben und konkreter politikbezogener Handlungsempfehlungen.

2.3 Methodik und Selektionen

Im folgenden werden vor allem die wesentlichen methodisch bedeutsamen Selektionen der Untersuchung etwas näher beleuchtet.

Die notwendige Eingrenzung des Forschungsprojekts »Ökologisierung der Agrarpolitik« geschah einmal primär 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 1987/90 (Zeitdimension).

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 und wirtschaftlichen Interessenlagen, von Sachzusammenhängen und Argumentationsmustern in bezug auf die Trinkwasser-Nitratbelastung sowie des Zusammenspiels von verschiedenen Politikebenen und von Politik und Administration.

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 und agrarumweltpolitischen Schlußfolgerungen (Handlungsspielräume, strategische Ansatzpunkte und Restriktionen einer Ökologisierung der Agrarpolitik).

Von der dem gesamten Forschungsprojekt vorgegebenen erkenntnisleitenden Fragestellung nach den Möglichkeiten einer Ökologisierung der Agrarpolitik her läßt sich die Auswahl und die Fokussierung der Analyse auf das Nitratproblem und insbesondere die Nitratbelastung des Trinkwassers im Sinne einer empirisch-analytischen Beschränkung des Untersuchungsgegenstandes nur pragmatisch und nicht von der Sache her recht-

fertigen. 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 vor allem die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers 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 zum Beispiel die Eutrophierungsproblematik von Gewässern und Landflächen mit Auswirkungen auf das Artenspektrum und andere Belastungspfade wie die Nitratbelastung des Menschen durch Blattgemüse wenig berücksichtigt. Die ökologische Relevanz der Trinkwasser-Nitratbelastung resultiert zudem nur mittelbar aus ihrer Gesundheitsrelevanz. Und 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 zum Beispiel eine äußerst wirkungsvolle Politik der Begrenzung oder Reduzierung der Nitrat Auswaschung nicht einfach als erfolgreiche Agrarumweltpolitik eingestuft werden kann: Es könnte sich ja um einen ökologisch eher unwichtigen Bereich handeln⁸, 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 Agrar-

8 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).

umweltpolitik auf der Basis der selektiven Analyse von nach ihrer Nitratrelevanz ausgewählten Elementen des politischen Prozesses.⁹

Folgende Argumente liefern angesichts dieser Dilemmata die Begründung für die Konzentration des Forschungsvorhabens auf die Trinkwasser-Nitratbelastung¹⁰:

1. Dem Risiko der politologischen Verkürzung wird durch die Rekonstruktion der Nitratpolitik im Bezugsfeld unterschiedlicher politischer Arenen begegnet.
2. 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.
3. Das Problem der Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers 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. Aber auch in diesen Ländern resultierte die Politikrelevanz des Nitratproblems primär aus hohen Nitratwerten im Trinkwasser.
4. 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 und andererseits die Möglichkeit lediglich peripherer Problemabwägung 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 so

9 Aus diesem Grund befaßten sich die Schweizer Forschungsarbeiten alsbald mit Agrarumweltpolitik insgesamt und nicht speziell mit Nitratpolitik.

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

wohl 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 (insbesondere Wasserwerke) ein wirtschaftliches Interesse haben (vgl. zum Beispiel Bergmann/Werry 1989, Henze/Nickliss 1990, Henze/Teuscher 1990, Pethig 1989, Pfaffenberger/Scheele 1990, Pluge 1989); Konflikte auch ökonomischer Art sind also vorprogrammiert.

Die Auswahl der sechs Länder verdankte sich folgenden Gesichtspunkten:

1. Es sollte sich um EG-Länder mit einer bereits politisch bedeutsamen Agrar-Umwelt-Diskussion handeln.
2. Es sollten in bezug auf die Trinkwasser-Nitratbelastung grundsätzliche Ähnlichkeiten in der Problemstruktur und den angewandten Lösungsstrategien vorhanden sein (Regionen intensiver Landwirtschaft mit Trinkwassergewinnung aus Grundwasser, landwirtschaftliche und wasserwirtschaftliche Anstrengungen) und eine gewisse Regulierungstradition bestehen (zum Beispiel in bezug auf Trinkwasserstandards, Wasserschutzzonen oder landwirtschaftliche Beratung; vgl. Conrad/Knoepfel 1984).
3. Als Beispiel für ein Nicht-EG-Land wurde die Schweiz ausgewählt. Allerdings spielte in diesem Land die Trinkwasser-Nitratbelastung eine eher sekundäre Rolle in der Agrarumweltpolitik, so daß sich die Schweizer Fallstudie mehr mit anderen Umweltproblemen der Landwirtschaft befaßte (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1987, 1988, 1991).
4. Die bestehenden nationalen Verankerungen des ursprünglichen Projektteams sprachen für die Länder BR Deutschland, Schweiz und Frankreich.
5. Die Niederlande sind in Europa das pro Flächeneinheit landwirtschaftlich am intensivsten genutzte und mit hohen N-Düngergaben und Gülleüberschüssen »gesegnetste« Land.
6. Die britische Fallstudie, die - sachlich gerechtfertigt - auf England als Teil Großbritanniens begrenzt war, wurde von der Anglo-German Foundation teilfinanziert (vgl. Conrad 1990b).
7. Dänemark wurde entsprechend seiner nitratpolitisch interessanten Politikprogramme auf Wunsch des Umweltbundesamtes, das diese vergleichende Länderstudie finanzierte, 1990 nachträglich miteinbezogen, nachdem eigene frühere Versuche in diese Richtung gescheitert waren.

8. Zusätzlich wurde aufgrund der politischen Bedeutsamkeit der EG-Trinkwasser-Richtlinie 80/778/EWG und der jüngeren nitratpolitischen Aktivitäten der EG-Kommission die EG-Ebene in die Analyse der Politikprozesse miteinbezogen.
9. Südliche EG-Länder mit vielfach anders gelagerten Umweltproblemen der Landwirtschaft und anderen nationalen Politikstilen wurden von vornherein ebensowenig in den Ländervergleich miteinbezogen wie nichteuropäische Industriestaaten wie zum Beispiel die USA.

Aufgrund des überproportionalen Umfangs und der Intensität der bundesdeutschen Fallstudie und der entsprechenden Verortung des Autors kann ein gewisser deutscher Bias in der Literaturlauswertung und in der Kategorien- und Perspektivenauswahl nicht geleugnet werden.

Die Auswahl der Analysedimensionen und -kategorien, die im folgenden Kapitel 3 näher ausgeführt wird, ist als ein pragmatischer Kompromiß aus dem Anspruch auf umfassende Analyse, der Berücksichtigung als relevant erachteter politikanalytischer Konzepte und der Begrenzung auf eine noch gerade überschaubare und in sich strukturierte Anzahl anzusehen.

Vom Ansatz her handelt es sich bei dieser Untersuchung um eine problemorientierte, vergleichende Politikanalyse, die dabei jedoch vor allem auf Forschungsebene, weniger auf Darstellungsebene andere disziplinäre Perspektiven wie naturwissenschaftliche, soziologische, ökonomische oder rechtswissenschaftliche miteinbezieht.

Die Entwicklung von Politik wird vor allem rekonstruiert als (politische) Prozesse im Rahmen von Politikspielen (*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. Dieses analytische Konzept erlaubt es, die gesellschaftliche respektive politische Regulierung des Bereichs Stickstoffdüngung/Nitratbelastung/Trinkwasser in Abhängigkeit von Regulierungsstrategien, Politikstrukturen (Arenenarrangements), Akteurkonstellationen, Handlungsprogrammen, Implementationspolitiken und vom jeweiligen Problemdruck zu untersuchen. Für die Explikation der dabei verwandten Begrifflichkeit verweise ich auf diesbezügliche politikwissenschaftliche Lehrbücher (zum Beispiel Windhoff-Héritier 1987, Hartwich 1985, Wildavsky 1975) sowie spezifischer auf Conrad 1990a, Conrad/Knoepfel 1984.

In seinen Methoden basierte 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 Informatio-

nen und teils subtilen Kenntnissen, die man als (partieller) Insider und Zugehöriger zu Gesprächskreisen und *communities* über einen längeren Zeitraum gewinnt (5).

Weitere und detailliertere Angaben zu Projektdesign und Methodik, etwa auch für die Durchführung der lokalen Fallstudien, finden sich in Bruckmeier (1986), Conrad (1984) und Conrad/Knoepfel (1984).

Zusammengefaßt sind die wesentlichen limitierenden methodischen Randbedingungen der vorliegenden vergleichenden Politikanalyse zu sehen in:

1. dem Erhebungszeitraum für die Analyse nationaler Nitratpolitiken von ca. 1970 bis 1987/88, ergänzt durch zusätzliche Experteninterviews und Literaturlauswertung bis 1990,
2. der empirischen Basis der erhobenen Daten: offizielle Dokumente, wissenschaftliche Literatur, Interviews maßgeblicher beteiligter Personen,
3. dem deutschen Bias in den ausgewerteten Unterlagen und der zitierten Literatur und in
4. der Orientierung auf nationalstaatlichen Politikvergleich, einer methodologischen Vorentscheidung, die gerade angesichts der Ergebnisse neuerer Politikanalysen keineswegs zwingend¹¹ und angesichts deutlicher regionaler Unterschiede in der Nitratpolitik nicht unproblematisch ist.¹²

Anders als das forschungsmethodische Vorgehen beachtet die Art der Darstellung die unterschiedlichen Adressatenkreise dieses Buches, wie

- 11 So resümieren etwa Knoepfel/Weidner (1985: 302) in ihrem internationalen Vergleich der Luftreinhaltungspolitik: »Auch haben die durchgeführten Analysen gezeigt, daß innerhalb eines Landes die Entscheidungsprozesse für die einzelnen Programmelemente teilweise sehr stark divergieren können. Diese Divergenzen treten insbesondere bei der Beteiligung verschiedener Aktorgruppen, ihres Einflusses sowie hinsichtlich des Entscheidungsprocedere auf. Auch zeigte sich, daß große Ähnlichkeiten im Interessenberücksichtigungsmuster bei einzelnen Programmelementen in verschiedenen Ländern vorliegen können, während im landesinternen Vergleich die Vielfalt (bezogen auf alle Programmelemente) erheblich größer sein kann.« Zurecht weisen Feick/Jann (1988: 200) auf die logische Gleichberechtigung möglicher Hypothesen der Erklärung von Politiken durch länder- oder politikbereichsspezifische Faktoren hin: »*Policies* weisen quer durch alle oder zumindest eine größere Anzahl Politikbereiche 'länderspezifische' Merkmalsausprägungen auf; *policies* weisen quer durch alle betrachteten Nationen - oder wiederum zumindest eine größere Anzahl - 'politikbereichs-spezifische' Gemeinsamkeiten auf.«
- 12 Die Rechtfertigung für diese analytische Vorgehensweise liegt darin, daß trotz aller grenzüberschreitender Austausch- und Supra-Nationalisierungsprozesse auf EG-Ebene die Rahmenbedingungen von Nitratpolitik bislang immer noch primär nationalstaatlich fixiert werden.

Politologen, Wissenschaftler, Agrar- und Umweltpolitiker oder Fachleute aus Land- und Wasserwirtschaft. Dabei waren pragmatische Lösungen für drei Dilemmata zu finden. Der Widerspruch zwischen kurzer kompakter Zusammenfassung und wissenschaftlicher Detailgenauigkeit, Begründung und Nachweisbarkeit wird durch den Verweis auf die nationalen Länderstudien, lokale Fallstudien und die weitere Fachliteratur, expliziten Nachweisverzicht und einzelne illustrative Beispiele aufzulösen versucht.¹³ Die Auswahl der Analysekategorien wird im wesentlichen mit dem Verweis auf entsprechende Fachliteratur und Theoriediskurse legitimiert, deren Abhandlung wiederum den quantitativen Rahmen dieses Buches gesprengt hätte. Und die Diskrepanz zwischen den Erkenntnisinteressen von politischer Praxis und Theorie wurde im Verlauf des Forschungsvorhabens durch die Nutzung unterschiedlicher Vermittlungskanäle wie Fachvorträge und -gespräche und nicht nur fachwissenschaftlicher Publikationswege sowie durch die Aufteilung dieses Buches in einen mehr summarisch-deskriptiven, einen mehr politiktheoretischen und einen Empfehlungen präsentierenden Teil berücksichtigt.

Im Lichte des anvisierten Leserkreises lag vor dem Hintergrund der Ausführungen in Kapitel 3 der beschriebene Aufbau des Buches nahe, der zunächst länderspezifisch die Entwicklung von Nitratpolitik vor dem Hintergrund der verschiedenen Klassen von Politikdeterminanten rekonstruiert, dann diese eher deskriptive Darstellung auf den vorgegebenen analytischen Rahmen zuspitzt und in einem Gesamtbild zusammenfaßt, im folgenden die beobachteten Nitratpolitiken politiktheoretisch vergleicht und interpretiert, um dann die drei Hauptfragestellungen zu beantworten, politikstrategische Schlußfolgerungen zu ziehen und auf dieser Basis auch einige handlungsorientierenden Politikempfehlungen auszusprechen und zu begründen.

13 Im Rahmen der vergleichenden Zusammenfassung nationaler Nitratpolitiken auf gerade noch für vertretbar gehaltenen ca. 350 Seiten ist die Verwendung von Detailinformationen komprimierenden Aggregatausdrücken wie Problemdruck, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft als Akteure, Konflikt- versus Konsensorientierung, Macht- und Interessenlagen, Politik-, Regulierungs- und Entscheidungsstil, administrative Praktikabilität, Symbolpolitik u. a. unumgänglich, wobei die Zulässigkeit einer solch »etikettierenden« Einschätzung von Nitratpolitiken auf der Nachvollziehbarkeit und Plausibilität und nicht auf der präzisen Abklärung und Abgrenzung solcher Begriffe beruht.

3. Theoretischer und analytischer Rahmen

3.1 Konzeptionelle Vorüberlegungen

Wenn es Ziel dieses Buches ist, ein möglichst umfassendes Bild und Verständnis der politischen Prozesse und ihrer Determinanten im Hinblick auf den gesellschaftlichen Umgang mit dem Nitratproblem in westlichen Industriegesellschaften zu vermitteln, um an diesem exemplarischen Fallbeispiel Bedingungen, Möglichkeiten und Grenzen einer Ökologisierung der Agrarpolitik aufzuzeigen, so hat dies mehrere Implikationen:

1. Eine angemessene Wiedergabe der komplexen Realität nitratpolitischer Prozesse kann nicht als die allein richtige behauptet werden, sondern allenfalls als deren zentrale Strukturmuster besser benennende als andere Interpretationsfolien von Nitratpolitik, wie seinerzeit schon Bell in seinem Entwurf der nachindustriellen Gesellschaft betont hat.¹ Dabei ist nicht mit Fortschritten in politikwissenschaftlicher Theoriebildung zu rechnen, solange eine möglichst vollständige Erklärung aller Variablen angestrebt wird.

»Der Zweck von Theorie besteht nicht darin, einzelne Prozesse möglichst vollständig zu erklären, sondern vielmehr darin, eine vergleichbare Klasse von Ereignissen im Hinblick auf einige wenige, aber zentrale Variablen hinreichend interpretieren zu können. 'Elegante' Erklärungssätze zeichnen sich dadurch aus, daß mit einem Minimum an Erklärungsvariablen ein Maximum an Erklärungswert über ein möglichst breites Spektrum von Phänomenen erzielt wird.« (Haftendorn 1990: 418)²

-
- 1 »Soziale Systeme sind keine 'Abbilder' einer sozialen Realität, sondern konzeptuelle Schemata. [...] Als logisches Ordnungsprinzip ist ein konzeptuelles Schema weder wahr noch falsch, sondern nützlich oder nicht. [...] Wie Einstein einmal sagte: Die Theorie entscheidet, was wir beobachten können.« (Bell 1985: 26 f.) »Wir können die 'Totalität', das 'Ding an sich', nicht erkennen. Jede Gesellschaft muß unter verschiedenen Blickwinkeln betrachtet werden, wobei sich der Analytiker allerdings seines jeweiligen Standpunktes bewußt sein muß. Mit anderen Worten, die Kunst der Soziologie ist im wesentlichen eine Kunst des Interpretierens, des Verstehens, der Hermeneutik.« (Bell 1985: 19)
 - 2 Analog äußert sich Larson zur vergleichenden Politikanalyse: »Any theoretical model, whether of systems analysis or other types of inquiry, involves a choice of variables. Models become models by excluding some variables to concentrate on others. Their relevance to reality depends on the importance of the included variables in the world from which they are taken. This exclusion is not a defect but rather a virtue. A model is a simplification, not a reproduction, of reality. The virtue of simplification becomes a vice only if the model builder is unaware of his exclusions, or forgets about them and attempts to apply conclusions drawn from the model directly to human behavior.« (Larson 1980: 88 f.)

2. Es ist aus drei Gründen wenig realistisch, von der hier durchgeführten Politikanalyse realisierbare Lösungsvorschläge praktischer Probleme zu erwarten, wie zum Beispiel Kaufmann detaillierter ausgeführt hat:

»In jeder praktikablen Problemlösung müssen eine Menge situativer Momente mitberücksichtigt werden, die nur in sehr beschränktem Umfang generalisierbar sind. Hier erweisen sich Erfahrung, Intuition und Geschick des 'Praktikers' in der Regel als überlegen. [...] Für den Praktiker ist das, wo er dazu lernen könnte, zu selbstverständlich und das ihm Fragwürdige zu speziell für eine wissenschaftliche Bearbeitung. [...] Nur insoweit soziologische Einsichten Bestandteil der praktischen Theorien werden, können sie praktisch relevant werden. Wissenschaftliche Begriffe und Theoreme verändern im Prozeß der Verwissenschaftlichung die Wahrnehmung und Definition der praktischen Probleme und dadurch das mögliche Problemlösungsverhalten.« (Kaufmann 1977: 51 ff.)

Ob es allerdings dazu kommt, hängt vorwiegend von außerwissenschaftlichen Bedingungen ab (vgl. Conrad/Krebsbach-Gnath 1980). Des weiteren wäre selbst eine den situativen Kontext en detail berücksichtigende Analyse von Nitratpolitik von relativ geringem Nutzen für die politische Praxis, weil die erhobenen Daten im wesentlichen den Zeitraum bis 1988 betreffen und diesbezügliche konkrete Schlußfolgerungen daher nicht ohne weiteres auf den aktuellen Kontext der Nitrat- und Agrarumweltpolitik von 1991 und später übertragen werden können. Diese Sachlage wird zum dritten noch dadurch verschärft, daß gegenwärtig eine zunehmende Verflüssigung von Lebens- und Politiklagen sowohl im Bereich von Agrarumweltpolitik als auch auf der Ebene von gesellschaftlicher Entwicklung allgemein zu beobachten ist, die die Annahme relativ konstanter Politik- und Gesellschaftsstrukturen als Voraussetzung positiv umsetzbarer Politikempfehlungen problematisch macht. Es kann somit nur darum gehen, an einem exemplarischen Fallbeispiel den politischen Akteuren eine relativ fundierte Perspektive der Determinanten und Handlungsoptionen von Agrarumweltpolitik und insbesondere von Nitratpolitik zu vermitteln und auf dieser eher abstrakten Ebene politikstrategische Empfehlungen für die Agrarumweltpolitik anzubieten.

3. Eine Fallstudie erlaubt per definitionem nur sehr beschränkt Generalisierungen. Sie erlaubt jedoch die präzise Rekonstruktion von gesellschaftlichen und politischen Prozessen in einer Art und Weise, die ihr eine heuristische Funktion für Theoriebildung und die Erklärung sozialer Prozesse, einerseits, und den empirischen Test von theoriebasierten Hypothesen, andererseits, ermöglichen. Neben dem heuristischen Wert der nitratpolitischen Fallstudien erlauben gerade die aufgrund der vergleichenden Politikanalyse möglichen Plausibilitätstests

auch die Prüfung der Tragfähigkeit der eingenommenen analytischen Perspektive für die agrarumweltpolitische Praxis.

4. Die Auswahl von Nitratpolitik als exemplarisches Fallbeispiel von Agrarumweltpolitik muß in Rechnung stellen, daß der Begriff »Nitratpolitik« als analytischer Terminus für verschiedene mehr oder weniger koordinierte Bemühungen zur Behandlung und Lösung des Nitratproblems jenseits von Einzelpersonen und Kleingruppen benutzt wird, ohne daß sich im allgemeinen eine spezifische Nitratpolitik im Selbstverständnis der politischen Akteure ausmachen läßt. Insofern davon auszugehen ist, daß Politik im Sinne von *policy* auf die intentionale und konsistente Gestaltung eines als zusammengehörig perzipierten Bereichs und nicht nur auf sachlich und/oder sozial marginale politische Einzelaktivitäten wie zum Beispiel einen Schadstoff oder eine Regulierungsmaßnahme abhebt, ist weder eine weitreichende konzeptionelle oder strategische Zusammenführung nitratbezogener Aktivitäten und Maßnahmen zu einer eigenständigen genuinen Nitratpolitik seitens der beteiligten politischen Akteure zu erwarten noch agrarumweltpolitisch sinnvoll anzustreben.

Vor diesem Hintergrund sind die folgenden konzeptionellen Überlegungen zu sehen.

Die Anlage des Forschungsvorhabens als Politikanalyse impliziert noch keine theoretische Vorentscheidung für Erklärungsmuster. Politikanalyse selbst ist keine politikwissenschaftliche Theorie. Eher müssen entsprechende Theorien als Werkzeugkasten für die Politikforschung begriffen werden. Politikanalysen bieten eher methodische Orientierungen als Vermittlung eigener Theoriekonzepte. Theoretische Erklärungsmodelle entstammen dagegen meist großen sozialwissenschaftlichen Paradigmen, allgemeinen Politik- und Gesellschaftstheorien, Theorien mittlerer Reichweite oder einfach bestimmten forschungsstrategischen Prämissen.

Ordnet man theoretische Erklärungsmuster von Politik mit Schneider (1988) entlang der beiden Dimensionen Mikro-Makro-Kontinuum und relative Handlungsautonomie ein (vgl. Abbildung 3.1, S. 35), so lassen sich vier Gruppen von Politiktheorien festmachen. Handlungstheoretische Ansätze, wie traditionelle Machttheorien einerseits oder spieltheoretische Konzepte³ andererseits, tendieren zur »voluntaristischen« Überbewertung

3 So zeigt etwa Taylor bei all ihrem Nutzen im Falle der reflexiven Verwendung von (spieltheoretischen) *rational-choice*-Modellen (vgl. Wiesenthal 1987) deutlich deren Grenzen auf: »I am rejecting, then, two widespread methodological views or programs: the one that views individuals - their actions, desires, beliefs, and even their very identities - as completely determined by, or explicable solely in terms of, their locations in social structures and/or cultures and that tries to explain structural and

der autonomen Entscheidungs- und Handlungsfreiheit des einzelnen Akteurs und übersehen die strukturellen Restriktionen und institutionellen Rahmenbedingungen, in denen Handeln immer eingebettet ist. Strukturtheoretische Ansätze, wie Funktionalismus, marxistischer Strukturalismus und auch die soziologische Systemtheorie, einerseits, oder psychologischer Reduktionismus, andererseits, tendieren hingegen zu subjektloser Politikanalyse und der »deterministischen« Programmierung von konkreten Politiken, die autonomem Entscheiden und intentionalem Handeln der Akteure keinen Raum mehr lassen. Dabei sollte eine Politiktheorie strukturalistisch-individualistisch möglichst die Analyse auf Mikro- und Makroebene verbinden und intentionale und strukturelle Erklärungskomponenten miteinander verknüpfen.⁴

cultural change in terms of properties of the structure or cultural system itself, the individual being, in some structuralist versions, all but eliminatable; the other that views culture and social structure as formed by and explained solely in terms of individual action and takes little or no interest in the explanation of the actions or the desires and beliefs that inform them. [...] On this account (of the standard 'thin' theory of rational choice): (1) rational action is action that is *instrumental* in achieving or advancing *given* aims in the light of *given* beliefs; (2) the agent is assumed to be egoistic; and (3) the range of incentives assumed to affect the agent is limited. [...] From the three characteristics of the thin theory of rational choice, we can see that a thin theory has explanatory power only where these sorts of motivations have little force: expressive motivations, the desire to be 'true to one's self', to act consistently with one's deeply held commitments to principles, ideals, and so on; genuine altruism (beyond the family), as opposed to reciprocity; and motivation by 'in-process' benefits or by what Tibor Scitovsky calls 'pleasure'. Since we can say, summarily and informally, that the conditions under which behavior is most likely to be thin-rational characterize situations of 'scarcity' and 'constraint', then moral self-expression, altruism, and 'pleasure' are, as it were, luxuries.« (Taylor 1989: 149 f.)

4 »Eine Theorie der Logik individuellen Handelns sollte daher möglichst beides gleichzeitig berücksichtigen:

- 1) Daß relative Entscheidungsautonomie ein wichtiges Handlungsprinzip darstellt. Dies gilt natürlich für Kontexte, in denen mehrere Handlungsoptionen offenstehen und dies dürfte der Normalfall sein. Das Gegenteil anzunehmen hieße ja, davon auszugehen, daß Individuen, Gruppen oder korporative Akteure sich gewissermaßen programmiert verhalten.
- 2) Daß Entscheidungen für Handlungsstrategien und deren Implementierung nie vollkommen frei und unbeschränkt sind. Handlungsprozesse finden nie auf einer 'tabula rasa' statt, sondern müssen immer schon von Beginn an als von kontextuellen Bedingungen und Restriktionen strukturiert betrachtet werden. Diese Kontexte sind aber nie so 'eng', daß Freiheitsgrade für individuelle Handlungsstrategien nicht mehr verbleiben würden. Würde man dieses erstgenannte Prinzip vernachlässigen, verbliebe man mit einem individualistischen Determinismus, der sich von Funktionalismus und Strukturalismus nur durch die Analyseebene unterscheiden würde.« (Schneider 1988: 24)

Abbildung 3.1: Policy-Erklärungsmuster

	Voluntarismus	Determinismus
Makro	Instrumentalismus Machteliten-Ansatz StaMoKap Pluralismustheorie	Funktionalismus Marxistischer Strukturalismus
	strukturalistischer Akteuransatz	
Mikro	Individualismus Neue Politische Ökonomie	Psychologischer Reduktionismus

Quelle: Schneider 1988: 23

Die Mehrzahl neuerer politiktheoretisch anspruchsvoller Arbeiten bemühen sich entsprechend um die Verknüpfung verschiedener (theoretisch-methodologischer) Erklärungsebenen (Mikro-Makro, Struktur-Akteur).⁵

- 5 Einige weitere Zitate mögen die Wichtigkeit dieser Verknüpfung belegen:
- »Gesellschaftliche Differenzierung muß als das Ergebnis des interessenbezogenen und einflußgestützten Handelns einer Vielzahl gesellschaftlicher Akteure im Rahmen funktionaler Erfordernisse gesellschaftlicher Reproduktion konzeptualisiert werden. Das erfordert den Einbezug intentionaler Akteure in die systemtheoretische Begrifflichkeit, was hier mit der Unterscheidung bloß handlungsprägender von darüber hinaus handlungsfähigen Sozialsystemen versucht wird.« (Schimank 1985: 421)
- »Kombiniert man die theoretischen Ansätze von Elias, Boudon und Crozier, dann zeichnen sich die Konturen eines analytischen Paradigmas ab, das sich speziell für die Erklärung dynamischer Vorgänge in hochkomplexen sozialen Systemen eignet. Dabei geht es im Kern darum, Systemprozesse nicht nur in ihrer strukturverändernden Wirkung, sondern auch als Folge bestimmter struktureller Konfigurationen und der in ihnen beschlossenen Abhängigkeitsbeziehungen zu begreifen. Der strukturelle Kontext beeinflußt dabei einerseits das konkrete Handeln von Individuen, bestimmt aber gleichzeitig die Aggregateffekte, Nebenwirkungen usw. dieses Handelns. Es geht also darum, gleichzeitig und gleichgewichtig Struktur und Dynamik, Handeln und System miteinander zu verknüpfen, und zwar dergestalt, daß die dynamischen Konsequenzen von Strukturen über das Handeln von Individuen, die Rückwirkung dynamischer Vorgänge auf Strukturen über die Systemeffekte individuellen Handelns erfolgen.« (Mantz 1985: 36 f.)
- »Unintended consequences können aber natürlich nur dann überhaupt zu einem Problem werden, wenn man handlungstheoretisch oder akteurtheoretisch argumentiert. Das zeigt bereits eine frühe, gern zitierte Formulierung des Mikro-Makro-Problems von Hayek: 'If social phenomena showed no order except in so far as they were consciously designed, there would be . . . only problems of psychology. It is only in so far as some sort of order arises as a result of individual action, but without being designed by any individual that a problem is raised which demands theoretical exploration.'« (Mayntz 1991: 61)

So setzt Schneider (1988) in seiner Analyse von Politiknetzwerken der Chemikalienkontrolle auf einen strukturalistisch orientierten Akteuran-satz. Haftendorn (1990) unterscheidet verschiedene Akteurebenen (indivi-duelle, kollektive innerstaatliche, Staaten und internationale Organisatio-nen), verschiedene Entscheidungstypen (Krisen-, Routine-, Planungsent-scheidungen) und verschiedene theoretische Annahmen hinsichtlich des operativen, psychologischen oder rationalen Erklärungsumfelds⁶ (vgl. auch Sabatier 1981).

Eine solche Strategie komplexer mehrdimensionaler Policy-Erklärung hat zwei wichtige Konsequenzen. Zum einen ist sie skeptisch gegenüber unilinearen Erklärungsmodellen von Politik. So dürften sich zu beobach-tende Nitratpolitiken hinreichend weder aus objektivem Problemdruck in Form häufiger überhöhter Nitratkonzentrationen in Grund- und Trink-wasser noch aus pluralistischen Politikspielen von Landwirtschaft, Wasser-wirtschaft, Nitratforschern, Umweltbewegung und Gesundheitsbehörden erklären lassen. Zum anderen macht sie die eindeutige Annahme oder Zurückweisung spezifischer politiktheoretischer Hypothesen unwahr-scheinlicher. Objektiver Problemdruck oder das Muster der Politikspiele um Nitrat tragen durchaus zur Erklärung von Nitratpolitik bei, aber eben grundsätzlich nur partiell.

»Die besondere Bedeutung eigendynamischer Prozesse liegt [...] in der Tatsache, daß mit ihnen das Zustandekommen eines bestimmten Typs von Makrophänome-nen aus dem Handeln und der Interaktion sozialer Akteure erklärbar wird. Das Makrophänomen sind dabei die Prozesse selbst, genauer: das, was sich als regelmä-ßige, strukturierte Veränderung von Systemmerkmalen beschreiben läßt.« (Mayntz/ Nedelmann 1987: 666)

»Es geht darum, die unabhängige Variable jeweils in einem Zwischenbereich zwi-schen System und Akteur zu lokalisieren. In diesem 'Neuland' auf der traditionell von systemischen und akteursbezogenen Bestimmungsfaktoren geprägten Theorie-landkarte der internationalen Beziehungen finden wir vor allem die Sachbeschaf-fenheit von Konfliktgegenständen oder Problemfeldern ('Problemstrukturen') und die spieltheoretisch analysierbare Struktur von Entscheidungssituationen ('Situa-tionsstrukturen') vor.« (Zürn et al. 1990: 152)

- 6 »Überblickt man die verschiedenen Ansätze zur Beschreibung und Erklärung von außenpolitischem Handeln, so lassen sich diese in einem ersten Schritt entspre-chend den ihnen jeweils zugrundeliegenden Annahmen in drei Kategorien gliedern: erstens, in solche Ansätze, die von einem rationalen, ziel- und zweckgerichteten Handeln individueller oder kollektiver Akteure ausgehen; zweitens, in solche An-sätze, die zur Erklärung des Entscheidungsverhaltens das operative Umfeld, d. h. soziale und organisatorische Strukturen, oder das internationale System heranzie-hen; und schließlich, drittens, in solche Ansätze, die Entscheidungen mit dem psy-chologischen Umfeld, d. h. mit individuellen oder kollektiven Wahrnehmungs-, Ein-stellungs- oder Verhaltensvariablen erklären.« (Haftendorn 1990: 406)

Gerade wenn man situativen Einflußfaktoren und auch dem Verhalten einzelner Individuen aufgrund der Erkenntnisse der Geschichtswissenschaft (vgl. H. Turner 1989) einen nicht zu vernachlässigenden Stellenwert für die Entwicklung von Politiken einräumt, wird die Frage nach der verbleibenden Generalisierungsmöglichkeit bzw. nach der Beliebigkeit politiktheoretischer Rekonstruktion um so dringlicher.⁷ Zwischen der Szylla der Beliebigkeit und völligen Kontextabhängigkeit und der Charybdis eindeutiger Politikdetermination bleibt gerade angesichts sich ändernder Politikkontexte nur ein schmaler Grat von mehr als vordergründige Plausibilität beanspruchen könnender Politikanalyse. Die Überlappung unterschiedlicher Entwicklungsdynamiken auf der Ebene der Bezugspunkte von Politik wie gesellschaftlicher Wertewandel (vgl. Luthé/Meulemann 1988), eine allmähliche Politisierung der Produktion (vgl. Kitschelt 1985a, Conrad 1990f), eine Auflösung der Dominanz etablierter institutionalisierter Politikroutinen im politischen Prozeß und die Ausbreitung von Sub- und Quasi-Politik (vgl. Beck 1986, 1988), die Krise bisheriger Agrar- und auch Umweltpolitik (vgl. Knoepfel 1991a, Maier-Rigaud 1988, Priebe 1985, 1990), das Entstehen eines neuen Politikbereichs von Agrarumweltpolitik und die reale Zunahme der Nitratkonzentration in vielen Gewässern macht diese Verflüssigung von Referenzpunkten der Politikanalyse deutlich und damit den partiell singulären Charakter ihrer Erklärung von Nitratpolitik.

Fragt man vor diesem Hintergrund gesellschaftlicher Wandlungsprozesse nach der auch nitratpolitisch bedeutsamen (umweltpolitischen) Modernisierungsfähigkeit moderner Industriegesellschaften, so sieht Jänicke aufgrund seiner international vergleichenden Untersuchungen von Umweltpolitik diese durch vier Faktoren bestimmt, die ein sich gegenseitig verstärkendes (Modernisierungs-)Syndrom bilden (Jänicke 1990: 222):

- »1) die Wirtschaftsleistung,
- 2) die Innovationsfähigkeit, als Summe aller Entfaltungsmöglichkeiten für Innovateure und Vertreter neuer Interessen,
- 3) die Strategiefähigkeit, als politische Fähigkeit eines Landes, langfristige Ziele koordiniert und über längere Zeiträume durchzusetzen, und
- 4) die Konsensfähigkeit, als Fähigkeit eines Landes, über einen kooperativen Politikstil zu ausgehandelten Lösungen zu gelangen.«

7 So hat etwa Rucht (1990) in der Auseinandersetzung mit Kitschelt (1985b) deutlich auf die Ausblendung der zeitlichen Dynamik, die Variabilität von Politikmustern auf konkreter Ebene, die fehlende Integration von Makro-, Meso-, Mikro- und Situationsvariablen im Erklärungsmodell, die Sinn- und Orientierungsdifferenzen von Protestbewegungen, die Vernachlässigung der Interaktionsdynamik von Protest und Regime und die Unterbelichtung von Gegenevidenzen bei dem von letzterem als empirisch behaupteten Strukturmuster politischen Protests in Abhängigkeit von politischen Opportunitätsstrukturen hingewiesen.

Dabei hält er auch fest, daß sich Umweltpolitik desto eher auf verbale Bekundungen beschränkt, je höher die internationale Ebene der Umweltpolitik.

»Auch die Ferne von den Betroffenen und die übergroße Nähe zu den multinationalen Unternehmungen ist ein Problem der höheren Ebenen.« (Jänicke 1990: 230)

Analog setzt Zapf auf eine konflikttheoretisch und innovationstheoretisch gehärtete Modernisierungstheorie, deren Antwort auch gegenüber den kritischen Argumenten von Exklusion, epochalem Bruch, institutioneller Erosion und zunehmenden globalen Problemen mangels substantieller Lösungsalternativen nur sein könne:

»[. . .] sachliche, zeitliche, soziale Teilung der Probleme, damit sie ihr überwältigendes Ausmaß verlieren. Technische und soziale Innovationen zur weiteren Inklusion, Wertegeneralisierung, Differenzierung und Statusanhebung. In einem Wort: weitergehende Modernisierung.« (Zapf 1991: 37)

Auch wenn das Setzen auf weitergehende Modernisierung als der Kombination von Reform und Innovation die abstrakt zu präferierende gesellschaftspolitische Antwort auf (globale) ökologische Probleme sein mag, so besagt dies noch nichts über deren Durchsetzung gegenüber den selbst generierten Hemmfaktoren in der Strukturkrise der Moderne, die nach Studien von IIASA für den Rückgang der wirtschaftlichen Effizienz verantwortlich sind:

1. Die institutionelle Sklerose, die Erstarrung und Apparatisierung der Organisationsstrukturen in Politik und Wirtschaft;
2. der institutionelle Krebs, das Wachstum ineffizienter organisatorischer Einheiten auf Kosten der effizienten, das unter anderem zu den sogenannten 'Kranken Riesen' führte;
3. die Nivellierung, die Einebnung aller personalen Unterschiede nach dem Motto 'Gott ruft beim Namen - aber der Teufel numeriert',
4. die Isolation, der Verlust der Beziehungen zu den Menschen, zu den Sachen und zum Sinn durch einen Mechanismus, der bei Überbetonung der Sachbeziehungen zur Störung der Menschbeziehungen und schließlich durch diese Störung auch zu einem Verlust der Sach- und Sinnbeziehungen führt.« (Millendorfer 1987: 66)

Jedenfalls hat die These, daß sich der Evolutionsprozeß der Moderne an einer historischen Wasserscheide analog der Durchsetzung bürgerlicher Gleichheit oder des Wohlfahrtsstaates mit neuen Problemlagen und Konfliktlinien befindet, einiges für sich (Kitschelt 1983, 1985a), wie es in den Arbeiten ganz verschiedener Autoren zum Ausdruck kommt (Bell 1985, Beck 1986, 1988, Brundtland et al. 1987, Huber 1982, Kitschelt 1984, Lovins 1977, Siefeler 1989). Und diese sich ändernden gesamtgesellschaftlichen Rahmenbedingungen schlagen in mehr oder minder vermittelter Form mittelfristig auch auf konkrete Politikprozesse wie die Regulierung des Nitratproblems durch.

Somit erweist sich die theoretisch erklärende Verknüpfung substantieller und formeller Dimensionen vor dem Hintergrund des sozialwissenschaftlichen Grundparadigmas, soziales durch soziales zu erklären⁸, als besonders dringlich. Die Unterstellung, daß etwa die Agrarumweltpolitik grundsätzlich an einer Lösung der Umweltprobleme der Landwirtschaft interessiert ist, ist eine politikwissenschaftlich fragwürdige Annahme, wie uns sowohl die politische Ökonomie (Marx) als auch die Systemtheorie (Luhmann) zur Genüge lehren. Unterstellt man etwa systemtheoretisch, daß Politik nur insofern an Umweltfragen interessiert ist, als sie für die Codes und Programme des politischen Systems bedeutsam sind, so ist zwar diese grundsätzliche theoretisch-methodische Ausblendung der substantiellen Politikdimension empirisch so nicht haltbar; doch weist die Politiktheorie zurecht darauf hin, daß zumindest in funktional differenzierten, kapitalistischen Industriegesellschaften *substantielle* Zusammenhänge und *inhaltlich-ökologische* Anliegen erst mit *formellen* Interessen verknüpft und in *formale* Regulierungen übersetzt werden müssen, ehe jene sozial wirksam werden können. Solange eine - bislang noch kaum vorhandene - Agrarumweltpolitik zwar formal existiert, aber sich inhaltlich nicht an ökologischen Erfordernissen ausrichtet, wird sie z. B. mehr der Verfolgung der jeweiligen spezifischen Akteurinteressen und der Verschleierung von Umweltproblemen der Landwirtschaft dienen als deren Bewältigung.

Entsprechend spielen der Stellenwert und die Bewertung des Nitratproblems für die beteiligten Akteure eine wichtige Rolle für die Entwicklung von Nitratpolitik. Wenn die soziale und politische Wahrnehmung und Interpretation von Problemen ihre weitere politische Bearbeitung im Politikzyklus entscheidend präformiert, so ist gerade hinsichtlich relativ spezieller (abgrenzbarer) Probleme wie des Nitratproblems kein eindeutiges Politikmuster im internationalen Vergleich zu erwarten. Somit ist selbst bei ähnlichen Mustern der Agrarumweltpolitik nicht von vornherein mit gleichartigen Nitratpolitiken zu rechnen, zumal es sich hierbei ja um ein analytisches Konstrukt handelt. Umgekehrt sind bei der Analyse von Nitratpolitik nicht nur deren nitratbezogene, sondern auch andere Pro-

8 Selbst wenn man dieses Paradigma nicht einfach übernimmt, weist es doch zurecht darauf hin, daß erst die gesellschaftlich vermittelte Wahrnehmung, Interpretation und Bearbeitung etwa von Umweltrisiken diese sozial wirksam werden lassen. Darauf hat zum Beispiel jüngst wieder Beck (1988: 79 ff.) hingewiesen: »Die kulturelle Empörung wählt aus zwischen 'objektiv' dringlichsten Dringlichkeiten, und diese Auswahl wird nicht von diesen, sondern von kulturellen Symbolen und Erfahrungen geleitet, die das Denken und Handeln der Menschen beherrschen und in ihrer Geschichte und sozialen Lebensbedingungen ihren Ursprung haben. [...] Die Natur scheint zu schreien. Aber wir hören die Stimmen einer stummen Natur, während wir die Stimmen der Juden nicht gehört haben.«

blembereiche, so der Umgang mit Pestizidgrenzwerten, und die Agrarumweltpolitik allgemein betreffende (latente) Auswirkungen von Interesse.

3.2 Politikbegriffe und Taxonomien

Während die in der vergleichenden Analyse der Nitratpolitik verwandten politik- und sozialwissenschaftlichen Begriffe schon aufgrund ihrer Vielzahl nicht im einzelnen erläutert und definiert werden (vgl. partiell Conrad 1990a), sollen im folgenden jedoch der verwandte Politikbegriff, einige theoretisch-methodologische Erkenntnisse und Probleme vergleichender Politikforschung und die im Verlauf der durchgeführten Politikanalyse benutzten Taxonomien kurz vorgestellt werden.

Zunächst wird ein funktionaler, nicht formal auf Institutionen bezogener Politikbegriff verwandt (vgl. Ronge 1977), der sub- und quasi-politische Prozesse miteinbezieht.

»Organisationen unterscheiden sich von sozialer Koordination durch Märkte, Normbindung und Zwang durch ihr *gleichzeitiges* Kontingentsetzen von Zwecken *und* Kommunikationsmitteln sozialer Kooperation. March/Simon (1958) nennen genau solche Koordinationssysteme 'politics', welche diese doppelte Kontingenz nicht latent halten, sondern manifest im sozialen Prozeß austragen. [...] Die Kontingenz von Zwecken und Mitteln, die Trennung von individuellen Handlungsmotiven und aggregierten Wirkungen des organisierten Koordinationsprozesses bezeichnet die hohe Flexibilität organisatorischer Kooperation im Vergleich zu ihren Alternativen. In komplexen, auf *hohe Flexibilität* sozialer Koordinationsprozesse setzenden Gesellschaften institutionalisieren sich organisatorische Koordinationsmethoden als 'Politik'. Politik vollzieht sich dabei keineswegs nur im 'Staat', welcher formale Organisation mit dem Monopol auf physische Gewaltsamkeit verbindet, sondern überall, wo soziale Akteure organisatorisch koordiniert werden: in Kirchen ebenso wie in Wirtschaftsunternehmen. Der organisatorische Politikbegriff, der hier praktisch vor allem auf das staatliche Organisationsnetz im weiteren Sinne angewandt werden soll, erfordert einige Qualifikationen. Organisation - als Koordinationsmechanismus großer, arbeitsteiliger, interdependenter und im Wandel befindlicher Sozialsysteme - ist keineswegs 'autonom'. Sie umfaßt keineswegs die ganze Gesellschaft, sondern ist vielmehr nur möglich auf der Basis einfacherer, flankierender Koordinationsmethoden wie Märkten, sozialen Normen und in letzter Instanz Zwang. Zugleich erlernen soziale Akteure in solchen alternativen Koordinationsystemen *Rationalitätsansprüche* - wie Effektivität der Zielrealisierung (Zwang), Konsens (Normbindung) und Allokationseffizienz der Güterproduktion (Märkte) -, die von politisch-organisatorischen Koordinationsprozessen berücksichtigt werden müssen. Umgekehrt kann sich Politik/Organisation für ihre eigenen Bestands- und Expansionsbedingungen in der Gesellschaft die Mobilisierung marktwirtschaftlicher, normativer oder zwangsförmiger sozialer Arrangements zu Nutze machen.« (Kitschelt 1983: 28 f.)

»Politik kann hier als ein *System von Spielen* beschrieben werden. [...] Ein Spiel hat Prämissen, Grenzen, Regeln und Ressourcen, die zwar den Strategien der einzelnen Akteure vorausgesetzt sind. Dennoch müssen die Akteure die Regeln, denen sie folgen, erst interpretieren. Dabei verfügen die Akteure zugleich oft genug über Handlungschancen, im Verlaufe des Spiels die Regeln selbst zu ändern. Die Definitionsmacht darüber, was die Regeln eines Spiels sind und wie sie gehandhabt werden sollen, ist nicht unbedingt gleichmäßig unter den Spielern verteilt. Einige mögen über Fähigkeiten, Ressourcen und Informationen verfügen, die ihre Definitionsmacht verstärken und die anderen Spieler schwächen. Diese Verteilung von Handlungschancen selbst ist durch vergangene Spiele mitbestimmt. Schließlich können Spiele so angelegt sein, daß bestimmte Akteure von vorneherein dem Spiel fernbleiben oder als 'Verlierer' aus dem Spiel ausgeschlossen werden. Schon hier zeigt sich, daß die harmlose Spielmetapher durchaus Machtausübung und auf Dauer gestellte Herrschaftsverhältnisse berücksichtigen kann, die über die Intentionen einzelner Akteure hinausgehen.« (Kitschelt 1983: 30)

Wenn in komparativen Politikanalysen die Beschreibung und Erklärung systematischer Policy-Differenzen zwischen Ländern interessieren, so stehen hierfür vorwiegend zwei Strategien zur Verfügung: quantitativ ausgerichtete makro-soziologische Studien, die bei einer größeren Anzahl von Ländern Kontext- und Policy-Merkmale korrelieren, und qualitativ ausgerichtete Fallstudien.

»Das zentrale Verdienst dieser (letzteren) Studien liegt in der Fülle des präsentierten Materials und der in die Argumentation einbezogenen Faktoren. Diese Versuche, komplexe Zusammenhänge, Interdependenzen und die Bedeutung situativer Faktoren in den Griff zu bekommen, wird mit eklektischen, Vergleiche erschwerenden und kumulativ kaum brauchbaren Forschungsstrategien erkaufte. Während makro-quantitative Studien sich bisher mit zu groben Indikatoren zufriedengeben müssen und insbesondere institutionelle und verteilungsbezogene Besonderheiten der Policies kaum beachten (können?), zeichnen sich die detailreichen Fallstudien oft dadurch aus, daß im Verlaufe des 'story telling' Unterschiede zwischen erklärenden und zu erklärenden Faktoren zunehmend verwischt werden und so tautologischen Erklärungen Vorschub geleistet wird. Diese Probleme reflektieren u. a. die bislang mangelnde Etablierung von Policies als exakt definierte und operationalisierte Variable. Es gibt bisher keine brauchbaren Konzeptionalisierungen staatlicher Policies, die länder- und politikbereichs-übergreifend verwendet werden können.« (Feick/Jann 1988: 198)

Abbildung 3.2 stellt die in der vergleichenden Policy-Forschung häufig verwendeten Faktoren zusammen, wobei sie einerseits nach ihrer relativen Stabilität in der Zeit und andererseits nach ihrer stärkeren Länder- oder Bereichsspezifität unterteilt werden. Auch Abbildung 3.3, die vermutliche Auswirkungen institutioneller Strukturen auf Policy-Charakteristika gemäß verschiedener Studien zusammenfaßt, ist als unzulänglich einzustufen, wenn man dieses Raster für analytische Zwecke zu benutzen und einzelne Länder einzuordnen sucht.

Abbildung 3.2: Wichtige Einflußfaktoren auf Policies

	relativ stabil	relativ veränderbar
Länder-spezifisch	Sozio-ökonomischer Entwicklungsstand	Wirtschaftliche Situation
	Kulturelle Orientierungen (Kultur)	Stimmungen Meinungen
	Institutionelle Arrangements (Polity: Struktur)	Regierungs-Koalitionen
	Prozessuale Merkmale (Politics: Stil)	akt. Beziehungen zwischen Akteuren
	Typische Policymerkmale (Policy: Profil)	Z. B. finanzielle Ausstattung
	traditionelle Lösungen	Aktuelle Maßnahmen
Politik-bereichs-spezifisch	Interaktions-/Aushandlungsmuster	Aktuelle Konflikt-/Konsensprozesse
	Issues/Policy-Networks	Z. B. Policy-Koalitionen
	„herrschende Lehren“	Erfahrungen
	Problem- und Problemlösungsmerkmale	Aktueller Problemdruck

Quelle: Feick/Jann 1988: 199

Abbildung 3.3: Typologien von institutionellen Arrangements und Policy-Charakteristika

		<i>Input-Strukturen:</i> Demand Pattern (Salisbury 1968) Input Behavior (Peters u. a. 1977) Organisierte Interessenvermittlung (Lehner u. a. 1983)	
		Integriert	Fragmentiert
Entscheidungs-prozeß-Strukturen:	integriert	– korporatistische Steuerung – Redistribution – Immobilismus der Interessenberücksichtigung – Verfestigung von Policy-Inhalten	– etatistische Steuerung – Regulation – Routinisierung der Policy-Entwicklung – Verrechtlichung
	fragmentiert	– Selbststeuerung – Selbst-Regulierung – Privatisierung von Problemlösungen	– inkrementale Steuerung – Distribution – spontane Koordination – Verselbständigung von Policy-Entwicklungen
Decisional-System (Peters u. a., Salisbury)			
Problemver-arbeitung (Lehner u. a.)			

Quelle: Feick/Jann 1988: 209

»Deshalb kann auch nicht verwundern, daß unterschiedliche Autoren zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen.« (Feick/Jann 1988: 209)

»Trotz der signifikanten Fortschritte, die sich die vergleichende Policy-Forschung mittlerweile bei Auswahl, konzeptueller und operationeller Definition und Messung von Variablen zugutehalten kann, gibt es noch empfindliche Lücken in dem Arsenal der Bestimmungsfaktoren staatlicher Politik und insbesondere Lücken im Bestand an Hypothesen über institutionelle Variablen, die zwischen 'Input', 'Output' und 'Ergebnis' politischer Entscheidungsprozesse vermitteln.« (Schmidt 1988: 22)

Hier nennt Schmidt insbesondere politisch-kulturelle Selbstverständlichkeiten sowie Wille, Geschick, Glück und Timing neben Staatsverwaltung und politischen Eliten als unterbelichtete Variable.

»Vorliegende Studien, die explizit kulturelle Faktoren einbeziehen, behelfen sich entweder damit, daß sie vorhandene Daten für ihre Zwecke uminterpretieren oder aus Merkmalen der Politikinhalte, -prozesse und -strukturen auf zugrundeliegende politisch-kulturelle Orientierungen schließen. Beide Vorgehensweisen sind problematisch. [...] Im Prinzip können (entweder) nur Hypothesen über Übereinstimmungen zwischen den verschiedenen Ebenen formuliert werden. Die Wirkungszusammenhänge bleiben unklar. Die zweite Vorgehensweise eignet sich zwar für plausible ad-hoc Erklärungen, die instruktiv und erhellend sein können; sie bleibt aber weitgehend spekulativ, solange eine unabhängige Merkmalsmessung aussteht. [...] Hofstede vier 'Wertachsen', die von außerordentlicher Generalität und Abstraktheit sind - Umgang mit Unsicherheit, Machtdistanz, Individualismus, Vorherrschen maskuliner Werte (vgl. Hofstede 1980) -, diskriminieren in der von ihm außerdem auf den industrie-organisatorischen Bereich konzentrierten Untersuchung zu wenig zwischen westeuropäischen Ländern.« (Feick/Jann 1988: 212 f.)

In dieser Arbeit werden unter anderem folgende Taxonomien verwandt, für deren nähere Erläuterung auf die jeweils angegebene Literatur verwiesen wird. Abbildung 3.4 gibt dabei die zentralen Dimensionen und Typen von Regulierungsstrategien zur Lösung des Nitratproblems wieder.

Substantielle Lösungen: Metaprävention, Prävention, Korrektur, Kompensation (Conrad 1990a)

Politikinstrumente: Persuasion (*moral suasion*), rechtliche Regelungen (Ge- und Verbote), marktmäßige Regelungen (positive und negative finanzielle Anreize), Eigenleistung, Maßnahmen auf Metaebene, Maßnahmenverzicht (König/Dose 1989)

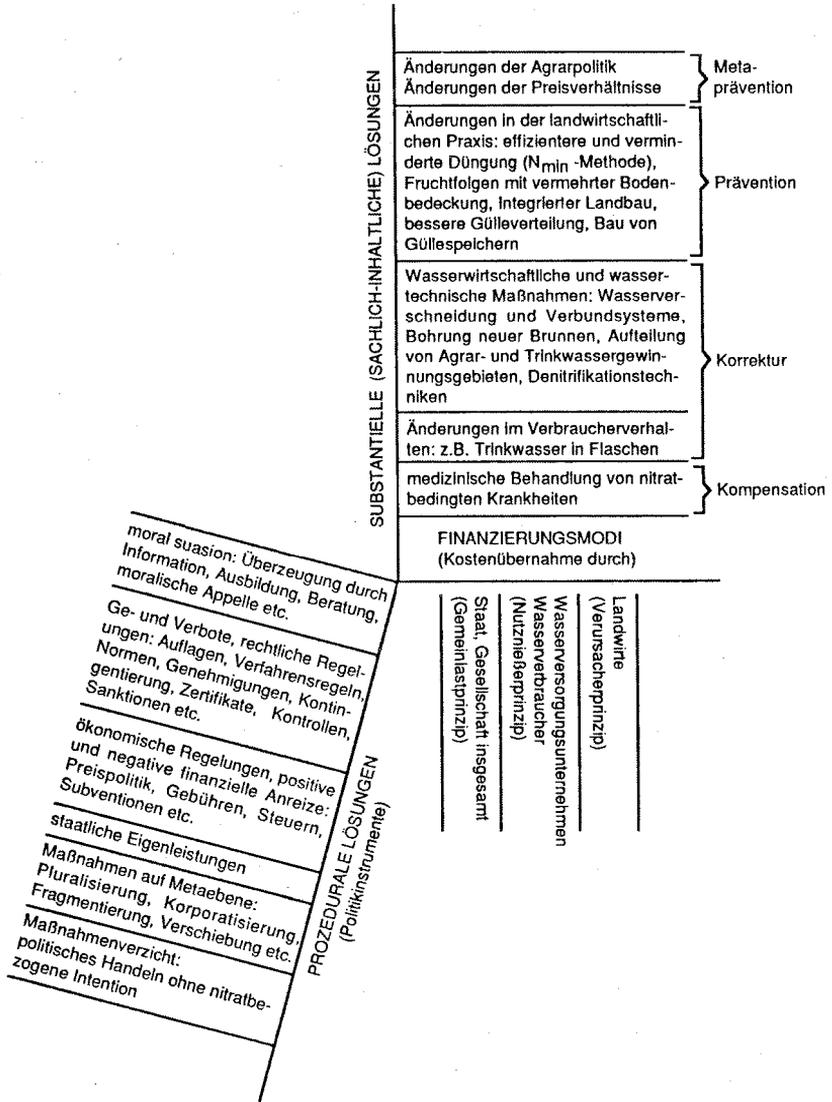
Finanzierungsmodi: Verursacherprinzip, Nutznießerprinzip, Gemeinlastprinzip (Conrad 1990a)

Politikrationalitäten: Effektivitäts-, Effizienz-, (demokratische) Legitimations-, Bestandsrationalität (Kitschelt 1983)

Entscheidungstypen: Krisen-, Routine-, Planungsentscheidungen (Haf-tendorn 1990)

Entscheidungsstile: Konfrontation, Bargaining, Problemlösen, Paternalismus (Scharpf 1989b)

Abbildung 3.4: Dimensionen nitratpolitischer Regulierungsstrategien



Konflikttypen: Wertkonflikte, Mittelkonflikte, Interessenkonflikte um relativ bestimmte Güter, Interessenkonflikte um absolut bestimmte Güter (Efinger et al. 1988)

Spielsituationen: Gefangenendilemma, Hühnchenspiel (*chicken game*), Hirschjagd, Geschlechterkampf (*battle of sexes*) (Rappaport et al. 1976)

Machtpotentiale: instrumentelle Machtressourcen (zum Beispiel Finanzmittel, Zugang zu politischen Entscheidungsträgern), relationale Machtpotentiale (zum Beispiel die Abhängigkeit vieler agrarumweltpolitischer Maßnahmen von der Kooperationsbereitschaft der Landwirtschaft), strukturebene Machtquellen (zum Beispiel die Landwirtschaftsklausel des BNatG) (Schneider 1988)

Politikzyklus: Problempertzeption und -selektion, Problemartikulation und -definition, Politikformulierung und Programmentwicklung, Schlußfolgerung und Entscheidung, Implementation, Feedback und Evaluation, Politiktermination (Jann 1981, May/Wildavsky 1978)

Politikbedeutungen: *polity, politics, policy* (Jann 1981)

Politiktypen: distributiv, regulativ, redistributiv, konstitutiv (*constituent*), selbst-regulativ (Lowi 1972, Salisbury 1968)

Politikergebnisse: *policy output, impact, outcome* (Jann 1981, 1983)

Politikstildimensionen: Charakteristika der Konfliktlösung, Problemlösungswege, Partizipationsmuster (Feick/Jann 1989)

Politikprofildimensionen: Grad der Formalisierung, Integration, Kontinuität, Intensität und Programmierungstiefe von *policies* (Feick/Jann 1989).

Weitere Kategorien der Beschreibung sozialer Entwicklung und Adaptation sind mit den Trias Variation - Selektion - Stabilisierung und Inkompatibilität - Krise - Wandel zu erwähnen. Entsprechend sind Veränderungen in den Einstellungen und Strategien der nitratpolitischen Akteure über die Zeit in Rechnung zu stellen. Wichtig ist ferner die Unterscheidung von Kern und Peripherie von Politiken, insoweit sie von bestimmten Maßnahmen betroffen werden. Ebenso wesentlich ist die Aufdeckung der eigentlichen *issues*, der geheimen Lehrpläne (*hidden agenda*) in nitratbezogenen Politikspielen, wie zum Beispiel in den Auseinandersetzungen um die 1988 von der EG-Kommission vorgeschlagene Nitrat-Richtlinie.

3.3 Vergleichende Analyse von Nitratpolitik

Begreift man im Licht obiger Ausführungen die Entwicklung von Nitratpolitik als einen analytisch ausgewählten, exemplarischen, von den politischen Akteuren nicht notwendig als solchen perzipierten Fall der Struk-

tur- und Prozeßmuster von Ökologisierungprozessen und deren Variationsspielräumen in Abhängigkeit von verschiedenen relevanten Politikdeterminanten, so handelt es sich in diesem Buch um eine Rekonstruktion und Interpretation von Nitratpolitik, die sich der mehrschichtigen Kontextabhängigkeit ihrer Aussagen bewußt ist und von daher auf die Identifizierung eindeutiger Kausalzusammenhänge verzichtet; vielmehr behauptet sie angesichts der zunehmenden Heterogenität von Interessen- und Motivlagen und der Verflüssigung von organisatorisch-institutionellen Zusammenhängen in modernen Gesellschaften (Streeck 1987) die relative Unergiebigkeit oder gar Unmöglichkeit generalisierender sozialwissenschaftlicher Kausalaussagen.

Entsprechend kann es nur darum gehen, in einer konfigurativen multidimensionalen Mehrebenenanalyse dem Leser ein relativ komplexes Bild von Nitratpolitik zu vermitteln, das ein Verständnis der zentralen Politikdeterminanten und Politikmuster erlaubt, das trotz sich ändernder formaler und substantieller Rahmenbedingungen, zum Beispiel die Bedeutungszunahme von Quasi-Politik und die deutsche Wiedervereinigung, über die Zeit Konsistenz und Plausibilität beanspruchen kann und das diesbezügliche politikstrategische Schlußfolgerungen gestattet. Wichtig ist dabei, sich des über die Zeit veränderlichen, von den jeweiligen gesellschaftlichen Kontextbedingungen abhängenden Stellenwertes der verschiedenen Politikdeterminanten wie politisch-institutionelle Struktur, Politikstil, öffentliches Umweltbewußtsein etc. bewußt zu sein.

In dieser Arbeit wird eine mittel- bis längerfristige Perspektive eingenommen, die weniger an kurzfristigen politischen Fluktuationen interessiert ist, sondern davon ausgeht, daß sich dauerhafte und tragfähige gesellschaftspolitische Wandlungsprozesse wie die Herausbildung einer Agrarumweltpolitik im allgemeinen nur über Dezennien durchsetzen. In einer solchen »säkularen« Perspektive interessieren zum einen die solche Wandlungsprozesse fördernden oder bremsenden Mechanismen (vgl. Offe 1989) und zum anderen die (historische) Notwendigkeit der Durchsetzung dieses Wandels, in welcher Form auch immer: Müssen Umweltprobleme moderner Landwirtschaft mehr oder weniger zwangsläufig sozial und politisch zur Kenntnis genommen und bearbeitet werden, und über welche Mechanismen kommt es dazu?

In diesem Zusammenhang ist daran zu erinnern, daß intentionale Erklärungen wissenschaftslogisch die Besonderheit der Sozialwissenschaften gegenüber anderen Disziplinen konstituieren.

»Dennoch sollte dies nicht zu dem subjektivistischen Mißverständnis führen, alle sozialen Prozesse allein intentional zu erklären. Ohne strukturelle und funktionale Bezugspunkte bleiben die Inhalte sozialer Zweckbestimmung unvollständig definiert.« (Kitschelt 1983: 55)

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich hauptsächlich auf die funktionalen und strukturellen Determinanten von Stabilität und Wandel nitratrelevanter Politikstränge.

Somit kommt es der vergleichenden Politikanalyse sowohl auf die Gleichheiten als auch auf die Differenzen in der Nitratpolitik verschiedener Länder an, was strukturell analoge Problemlagen und Politikbedingungen voraussetzt: Mit Blick auf mögliche politikstrategische Schlußfolgerungen für die Agrarumweltpolitik macht der Vergleich der Nitratpolitik verschiedener westlicher Industriegesellschaften mehr Sinn als jener zwischen zum Beispiel Ghana, Bulgarien, Deutschland und Nordkorea.⁹

Geht es bei diesem Politikvergleich primär um die großen Linien der Entwicklungsmuster von Nitratpolitik, so haben spezielle Fallanalysen nur illustrativ-belegenden Charakter. So ist angesichts der vielfältigen Einflußfaktoren zum Beispiel die Frage, ob für Schweizer Kantone der Erlaß einer Gülleverordnung wie in Nordrhein-Westfalen, die Erhebung einer Phosphatabgabe wie in den Niederlanden oder die Festlegung von nitrat-sensitiven Zonen wie in England vorzuziehen wäre, ohne die genaue Kenntnis der jeweiligen agrarstrukturellen, agrarpolitischen und agrarökologischen Kontexte nicht eindeutig beantwortbar, und sie stellt im Rahmen dieser Untersuchung nur eine unter vielen möglichen Spezialfragen dar, so daß ihre detaillierte, für die politische Praxis relevante Erörterung den Rahmen dieses Buches sprengen würde.

Die vorgelegte vergleichende Politikanalyse erhebt von daher »nur« den Anspruch, von einem klaren Grundmodell der Rekonstruktion von Nitratpolitik auszugehen, methodologisch die wesentlichen Ebenen von Determinanten der Nitratpolitik zu berücksichtigen und zu verknüpfen, und sich auf drei zentrale Fragestellungen zu konzentrieren.

Das Grundmodell konzeptualisiert Policy-Variable als abhängige Variable; Nitratpolitik soll durch die Überlagerung und das Zusammenspiel von sechs Klassen von Politikdeterminanten erklärt werden: (generelle) gesellschaftsstrukturelle Determinanten, Kontextdeterminanten, politikstrukturelle Determinanten, situationsstrukturelle Determinanten, historiographische Determinanten und problemstrukturelle Determinanten. Durch diese Berücksichtigung von sechs Klassen von Politikdeterminanten, die im folgenden näher zu erläutern sind, werden system- und handlungstheoretische Erklärungsebenen, Mikro- und Makroerklärung, inhalt-

9 »'Gemeinsamkeiten' und 'Unterschiede' zwischen Politiken verschiedener Länder dürfen [...] nicht in Untersuchungen zur Politikdetermination gegeneinander ausgespielt werden, sondern beziehen sich auf verschiedene Abstraktionsgrade der Konzeptualisierung abhängiger Policy-Variablen in der Politikanalyse.« (Kitschelt 1983: 56)

liche und formale Erklärungsmodi in ein komplexes Erklärungsmuster einbezogen, ohne allerdings bereits deren eineindeutige theoretische Verknüpfung zu leisten. Die komplexe Perspektive der Erklärung von *policies* durch verschiedene Faktorenbündel auf mehreren Ebenen, deren *relative Bedeutung* sich zudem über die Zeit ändern kann, zielt auf die intertemporale Erklärung von Politiken durch verschiedene unabhängige Variablen zu unterschiedlichen Zeitpunkten ab.

Auf dieser Grundlage sind die drei zentralen, bereits benannten Fragestellungen der vergleichenden Politikanalyse, soweit methodologisch möglich, zu beantworten:

1. Wie kontingent war die Entwicklung der Nitratpolitik? Hätte konkret alles auch anders verlaufen können?
2. Wie steuerbar war die Entwicklung der Nitratpolitik? Dies ist die Frage nach den politischen Handlungsspielräumen und der politischen Steuerungsfähigkeit und Strategiefähigkeit.
3. Wie lern- und innovationsfähig sind westliche Industriegesellschaften im Hinblick auf Umweltprobleme? Wie weit kommt es zu Ökologierungsprozessen? Gibt es funktionale Äquivalente für formelle Politik?

Diese drei Fragen thematisieren wesentliche Grundprobleme des Stellenwertes und der Gestaltungs- und Steuerungsfähigkeit von Politik und der Lern- und Innovationspotentiale moderner Industriegesellschaften vis-à-vis ökologischer Problemlagen, die die vergleichende Analyse der Nitratpolitik exemplarisch zu beantworten erlauben sollte, während sich Fragen konkreter fallspezifischer Politikprogrammierung und -implementation auf dieser eher abstrakt-generellen Ebene nicht eindeutig beantworten lassen. Es geht in dieser Untersuchung somit um Grundmuster und Orientierungen von (Nitrat-)Politik und nicht um konkrete Feinanalyse, hinsichtlich derer auf die angesprochene Literatur verwiesen wird.

Insofern die Darstellung von Nitratpolitiken oft auf der Ebene klassifizierender Analyse - im Gegensatz zum Nachweis von funktionalen Korrelationen oder Kausalzusammenhängen - verbleibt (vgl. van den Daele/Weingart 1975), sind die Grenzen solcher Taxonomien in Rechnung zu stellen: Sie erlauben die mehr oder weniger eindeutige Zuordnung empirischer Politikdaten innerhalb vorgegebener analytischer Interpretationsraster, aber kaum die Überprüfung tiefergehender Erklärungsmodelle.¹⁰

10 Auch von daher geht es in diesem Buch nicht um den Test und die Diskriminierung bestimmter politikwissenschaftlicher Erklärungsansätze wie politischer Regimetheorie, politische Koalitionstheorie, soziologische Politiktheorie, neue politische Ökonomie oder (internationale) Systemtheorie (vgl. Kitschelt 1986), sondern lediglich um die eklektizistische Nutzung und intelligente Kombination von auf der Basis von Plausibilitätsüberlegungen ausgewählten Komponenten solch poli-

Wichtig erscheint dabei die Plausibilisierung in der zeitlichen, räumlichen, sozialen und sachlichen Veränderung der relativen Bedeutung der verschiedenen Nitratpolitik erklärenden Einflüßebenen und -faktoren.

In gewisser Analogie zu Kitschelt 1983¹¹ werden an relevanten erklärenden Variablen sechs formal gleichberechtigte Klassen von Politikdeterminanten als unabhängige Variable auseinandergehalten, die in ihrem Zusammenspiel die Policy-Variablen als abhängige Variable erklären sollen. Dabei liegen der Unterscheidung von gesellschaftsstrukturellen, Kontext-, politikstrukturellen, situationsstrukturellen, historiographischen und problemstrukturellen Determinanten von Nitratpolitik folgende Überlegungen zugrunde:

1. Mit *gesellschaftsstrukturellen* Determinanten sind allgemeine *gesellschaftliche* Rahmenbedingungen und Entwicklungstendenzen *substantieller* Natur gemeint, die für alle Politikfelder bedeutsam sind, zum Beispiel Umweltbewußtsein einer Gesellschaft, Auflösung der Dominanz traditioneller Politikroutinen, Sozial- und Wirtschaftsstruktur, politische Kultur, Grad der Verbürokratisierung, Zentralisierung bzw. Dezentralisierung relevanter Entscheidungsprozesse, Ausbildung und Stärke der zivilen Gesellschaft¹² in einer Gesellschaft, die Rolle (globaler) Umweltprobleme, Ansätze zur Selbstbegrenzung, Modernisierungskapazität, die Rolle intermediärer Organisationen, der Grad der Auflösung tradiertter Werte und Normen, das Ausmaß der Politisierung der Produktion, Umbruchsituation einer Gesellschaft (zum Beispiel der ehemaligen DDR 1990).
2. Die *Kontextdeterminanten* beziehen sich auf Einflüßfaktoren im Bereich von *Landwirtschaft und Umwelt*, die die Entwicklungspfade von Nitratpolitik schon deutlich direkter prägen, wie etwa Agrarstruktur, Agrarpolitik, Agrarumweltpolitik, Umweltpolitik, *past decisions, vested interests* und *sunk costs* im Bereich von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, bestehende Traditionen umweltverträglicher Landwirtschaft, Struktur der Wasserwirtschaft, die sozioökonomische und soziokulturelle Rolle der Landwirtschaft, das Ausmaß an Ökologierungsprozessen

tiktheoretischer Erklärungsansätze. Weitergehende Schritte in Richtung relativ eindeutiger wissenschaftlicher Überprüfung würden rasch den Rahmen dieses Buches sprengen.

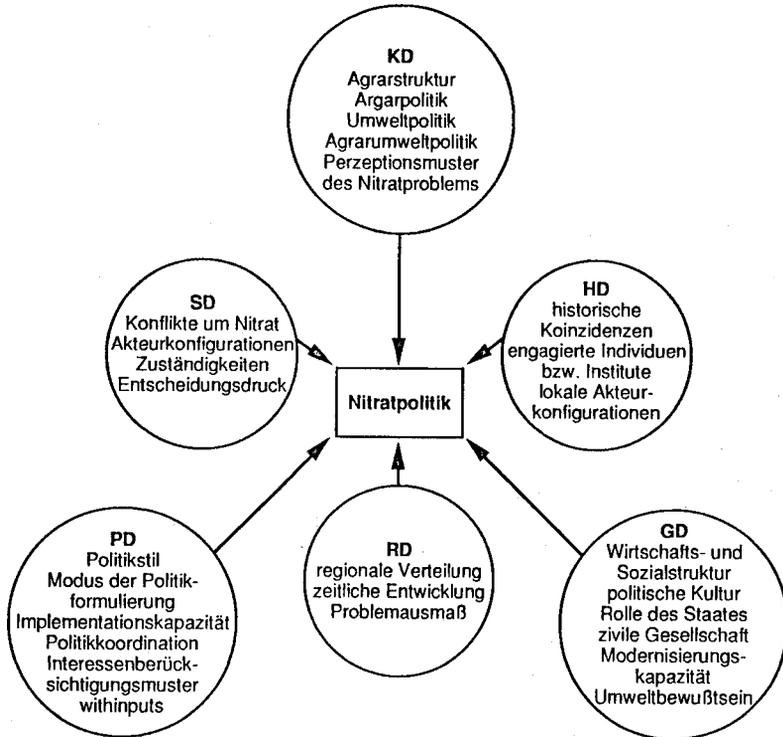
- 11 Kitschelt unterscheidet zwischen Kontext- und unabhängigen, die politisch-institutionellen Strukturen repräsentierenden Variablen, wobei er die deutlich größere theoretische Erklärungskraft letzterer nachzuweisen versucht.
- 12 Nachdem ich diesen Begriff seit 1991 in mehreren Artikeln vorfand, entschied ich mich für seine Nutzung anstelle des üblichen englischen Ausdrucks *civil society*. Dahrendorf plädierte jüngst (Frankfurter Rundschau vom 24.1.1992, S. 14) durchaus begründet für den Terminus *Bürgergesellschaft*.

sen im Agrarbereich, die wissenschaftliche und soziale Perzeption des Nitratproblems.

3. *Politikstrukturelle* Determinanten bezeichnen die vorherrschenden *formellen Strukturen politischer Prozesse* eines Landes (relativ) unabhängig von speziellen, inhaltlich definierten Politikbereichen, wie Input-, Output- und Arenenstruktur, Macht- und Interessenlagen, Politikstil und -profil, Interessenberücksichtigungsmuster, Organisations- und Ressourcenkapazität der politischen Administration, institutionelle Strukturen, Permeabilität des politischen Prozesses, Ausmaß an Politikkoordination, Konfliktregulierungsprozeduren etc.
4. *Situationsstrukturelle* Determinanten betreffen demgegenüber die *spezifischen, Nitratpolitik direkt formenden Konfigurationen* wie sie betreffende Konfliktmuster und Konfliktlinien, Spielsituation (im Sinne der Spieltheorie), Eigendynamik, Politikverflechtung und -verknüpfung, Akteurkonfiguration, Politikspiel, Politikadressaten, Altlasten (*sunk costs*), Politikrationalitäten, Entscheidungszuständigkeiten und -ebenen, Entscheidungsdruck, Spill-over-Risiken (zum Beispiel für Wirtschaftsbereiche), intentionale Policy-Orientierung.
5. *Historiographische* Determinanten meinen historisch und situativ eher *kontingente, zufällige Einflußfaktoren* auf die Entwicklung der Nitratpolitik, die sich nicht auf bestimmte Strukturmuster projizieren lassen, wie zum Beispiel die Rolle bestimmter (engagierter) Individuen, lokale Akteurkonfigurationen, die zufällige zeitliche Übereinstimmung von von einander unabhängigen Ereignissen und Entwicklungsprozessen, nicht-intendierte Politikentwicklungen als Resultat eher chaotischer Prozesse, das momentane Vorherrschen einer spezifischen Politikrationalität oder spezielle, aus nitratpolitischer Sicht historisch zufälliger Ereignisse mit durchaus signifikanten Folgewirkungen (zum Beispiel die deutsche Wiedervereinigung 1990).
6. *Problemstrukturelle* Determinanten bezeichnen den Einfluß »objektiver« *Sachzusammenhänge* wie die naturwissenschaftlich rekonstruierbare Struktur des Nitratproblems, das Ausmaß von Nitratbelastungen, die zeitliche Entwicklungsdynamik des Nitratproblems (zum Beispiel geohydrologische Versickerungsprozesse im Untergrund), der Stand der technischen Entwicklung (zum Beispiel Verfügbarkeit billiger Aufbereitungsverfahren) und damit zusammenhängend die substantiell verfügbaren Problemlösungen.

Die Einteilung der Bestimmungsfaktoren von Nitratpolitik in diese sechs Klassen von Politikdeterminanten kann einerseits als relativ umfassend und andererseits als analytisch vergleichsweise trennscharf angesehen werden, wie in Abbildung 3.5 noch einmal graphisch dargestellt.

Abbildung 3.5: Klassen von Politikdeterminanten



- GD Gesellschaftsstrukturelle Determinanten
- KD Kontextdeterminanten
- PD Politikstrukturelle Determinanten
- SD Situationsstrukturelle Determinanten
- HD Historiographische Determinanten
- RD Problemstrukturelle Determinanten

In ihrer Gesamtheit sollen diese Politikdeterminanten nun die Nitratpolitik bestimmenden Policy-Variablen erklären wie deren Ziele, Programme, Instrumente, Regulierungs- und Implementationsmuster, *policy outputs*, *impacts* und *outcomes*, Entwicklungsdynamik und Lösungsmuster.

Sowohl aus theoriepragmatischen wie aus methodologischen Erwägungen erscheint die politiktheoretisch sicherlich erwünschte Verknüpfung der verschiedenen Klassen von Politikdeterminanten in einer konsistenten Theorie und darüber hinaus gar die Erklärung der Ausprägung und Veränderung spezifischer Policy-Variablen durch ein dynamisches Modell der Wechselwirkung spezifischer unabhängiger Variabler nicht möglich. Nicht nur wurde politische Theorie bislang noch nicht so differenziert ausgearbeitet, sondern dies dürfte aus grundsätzlichen wissenschaftstheoretischen Erwägungen heraus eben auch kaum machbar sein. Die Verbindung von gestiegenem öffentlichem Umweltbewußtsein mit dem Engagement eines bedeutsamen Umweltpolitikers beispielsweise ist einerseits eben nur als historisch-singuläre Erklärung möglich und andererseits auf der Ebene generalisierter Theoriebildung nur als kumulativer, aber eben nicht quantitativ präzisierbarer Zusammenhang zu konstatieren sinnvoll.

Bleibt die Frage nach der Repräsentativität von Nitratpolitik für mögliche Ökologisierungsprozesse im Agrarbereich und damit der Berechtigung der Fokussierung dieser Arbeit zugrundeliegenden Forschungsvorhabens auf das Nitratproblem. Wie die Länderstudien ergaben, liegt der Reiz einer diesbezüglichen Analyse der Nitratpolitik zum einen gerade darin, daß deren Rolle für die sich herausbildenden Agrarumweltpolitiken in den einzelnen Ländern deutlich divergiert, und zum anderen im zeitlichen Wandel ihres Stellenwertes und Problemhorizontes. Von daher ist der exemplarische Charakter von Nitratpolitik für (mögliche) Prozesse einer Ökologisierung der Agrarpolitik hervorzuheben ganz im Sinne der angesprochenen heuristischen Funktion einer solchen Fallstudie.¹³

Die Evaluation der Ergebnisse der untersuchten nationalen Nitratpolitiken kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen. Zum einen kann sie sich auf verschiedene Politikrationalitäten (Effizienz, Effektivität, Legitimität, Bestandssicherung; Entscheidungsfähigkeit, Durchsetzungsfähigkeit (vgl. Kitschelt 1983, Larson 1980) und auf ihren substantiellen Beitrag zur Lösung des Nitratproblems beziehen. Zum anderen geht es in dieser Arbeit um die Einschätzung des über die Zeit sich verändernden Stellenwertes bestimmter Klassen von Politikdeterminanten und um ihre Erörterung entlang der aufgeführten drei zentralen Fragestellungen. Gerade im Län-

13 Im übrigen sei auf die Ausführungen in Kapitel 2 verwiesen.

dervergleich wird dabei der Blick für funktionale Äquivalente einer Ökologisierung der Agrarpolitik frei, wo etwa die Schweiz durchaus in der Substanz vergleichbar intensive mittlere ökologische Regulierungen der Landwirtschaft aufweist, obwohl das Nitratproblem keineswegs die politikfokussierende Rolle wie in Deutschland spielte. Von daher sind je nach zugrunde gelegten Evaluationskriterien und eingenommener gesellschaftspolitischer Perspektive durchaus unterschiedliche Ergebnisse einer auf der vergleichenden Analyse nationaler Nitratpolitiken basierenden Politikevaluation zu erwarten.

4. Bundesrepublik Deutschland¹

4.1 Zur Struktur des Nitratproblems

Auf die sachliche Struktur des Nitratproblems soll in diesem Buch nicht weiter eingegangen werden (vgl. Conrad 1990a). Als wesentlich festgehalten werden sollen an dieser Stelle zunächst nur folgende Gesichtspunkte:

1. Nitrat stellt nur eine Komponente im gesamten Stickstoffkreislauf dar.
2. Die Landwirtschaft ist nur ein (wesentlicher) Faktor, der den Stickstoffkreislauf beeinflusst.
3. Es sind verschiedene mögliche Folgen des Nitratreintrags in der Landwirtschaft zu unterscheiden, von denen die Trinkwasserbelastung nur eine darstellt, die politisch in den Vordergrund rückte.
4. Im Hinblick auf die möglichen gesundheitlichen Folgewirkungen hoher Nitratgehalte des Trinkwassers können auch andere Quellen solche hervorrufen.
5. Die Fokussierung dieser Untersuchung auf Nitratpolitik impliziert vor diesem Hintergrund sowohl eine analytische als auch eine empirisch bedingte Selektion: Zum einen ist die sachliche Beschränkung auf Nitratreinträge der Landwirtschaft aus ökologischen oder medizinischen Gründen nicht zwingend; zum anderen ist die Konzentration auf den Trinkwasser-Nitratpfad durch die vorherrschende Problemprezeption der Nitratpolitik bedingt.

Zum angemessenen Verständnis dieser Begrenzung der Analyse werden daher in diesem Abschnitt noch einmal diesbezüglich wichtige analytische Dimensionen benannt.

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)?
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)?

¹ Die Ausführungen dieses Kapitels basieren wesentlich auf Conrad 1990a.

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 somit 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).

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

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

Grundsätzlich sind im Hinblick auf ökologische und gesundheitliche Auswirkungen der Stickstoffdüngung, aber auch in bezug auf Maßnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung mögliche direkte *trade-offs*² zu beachten. Genannt seien etwa die folgenden:

1. Eine Düngungsreduzierung zwecks verringerter Nitratauswaschung bedingt bei gegebener Nachfrage nach Agrarprodukten im Falle geringerer Erträge eine Ausweitung der benötigten landwirtschaftlichen Nutzflächen, die dann für andere Zwecke, unter anderem als Naturschutz-
-
- 2 Gemeint sind an dieser Stelle die Abwägung verschiedener ökologischer und gesundheitlicher Folgewirkungen gegeneinander und nicht *trade-offs* etwa zwischen Grundwasserschutz und Einkommensverlusten der Landwirte.

flächen, nicht mehr zur Verfügung stehen.³ 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).

2. Bei der Gülleausbringung führt - abhängig von Temperatur und Jahreszeit - eine rasche, gründliche Einarbeitung in den Ackerboden zu erhöhter Nitratauswaschungsfahr, ein Verzicht hierauf zu Nährstoffverlusten vor allem durch Ammoniakemission (vgl. Amberger 1988, Vetter 1988)⁴, die ökologisch genauso als unerwünscht einzuordnen ist.
3. Eine hohe Denitrifikation im Untergrund mag zwar eine Nitratbelastung des Grundwassers unterbinden, führt aber leicht zur unerwünschten Anreicherung anderer Substanzen (zum Beispiel Sulfat, Hydrogenkarbonat), was bei der Erstellung 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 Einsatz sich

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

4 Ein anderes Beispiel geben Rohmann/Sontheimer (1985: 187): »Bei hohen Güllegaben, die im Herbst zu Zwischenfrüchten 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/Steffens 1978).«

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. Für eine auf die Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser ausgerichtete Analyse bedeutet dies zudem, daß der im integralen Gesamtprozeß agrarbedingter Umweltbelastungen aufgehende Einfluß von Stickstoffdüngung und Nitratbelastung nicht weiter berücksichtigt wird.

An relevanten ökologischen und gesundheitlichen Folgen des Nitrat-eintrags in der Landwirtschaft sind zu nennen

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

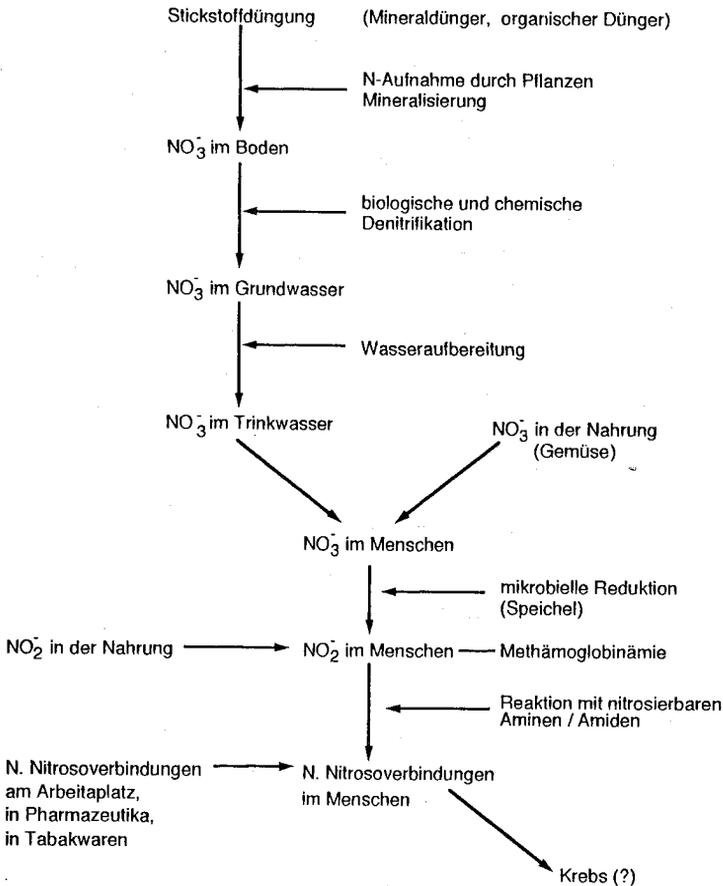
Abbildung 4.1 gibt einen Überblick über den Trinkwasser-Nitratpfad. Im einzelnen wird dabei sinnvollerweise unterschieden zwischen

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

Die jeweilige nationale Struktur und Entwicklung des Nitratproblems resultieren primär aus dem Zusammenspiel der geographischen Muster von landwirtschaftlicher Produktion, Bodenformation, Hydrogeologie und Trinkwasserversorgung, wobei als Nitratproblem nunmehr im folgenden

vorrangig ein gesundheitliches von zu hoher Nitratkonzentration im Trinkwasser verstanden wird. Ausführlichere, differenziertere und umfangreichere Darstellungen der Nitratproblematik finden sich in Rohmann/Sontheimer 1985, SRU 1985, Conrad 1990a, Bogacki 1986, Bruckhaus/Berg 1990.

Abbildung 4.1: Überblick über den Trinkwasser-Nitratpfad



Die wissenschaftliche und politische Perzeption des Nitratproblems und seine relative Bedeutung im Vergleich mit anderen Umweltproblemen der Landwirtschaft werden in Kontext der Darstellung der sachlich-geographischen Struktur des Nitratproblems für die einzelnen Vergleichsländer jedoch ebenfalls skizziert. Zum besseren Verständnis der Mehrebenenanalyse der jeweiligen nationalen Nitratpolitiken fällt dieses, die Bundesrepublik Deutschland behandelnde Kapitel etwas ausführlicher als die folgenden, andere Länder betreffenden aus.

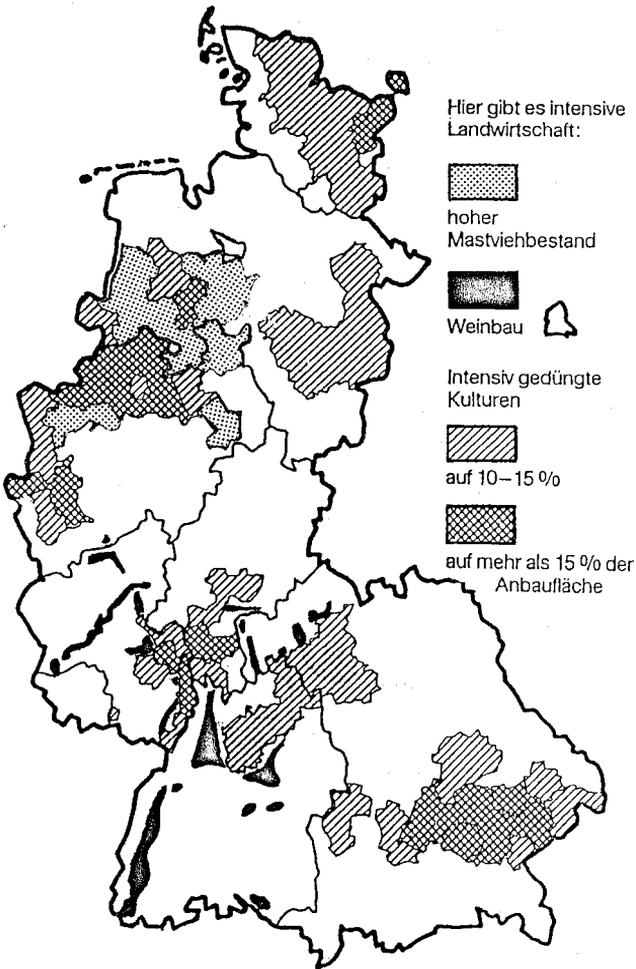
4.2 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

Seit den siebziger Jahren enthalten ca. 6 % der Trinkwassergewinnungsanlagen in der BRD Nitratgehalte von über 50 mg/l.⁵ Infolge der in agrarischen Intensivgebieten im Durchschnitt um jährlich 1 bis 2 mg/l steigenden Nitratkonzentration im Grundwasser kompensieren neu auftretende Grenzwertüberschreitungen in etwa durch örtliche Sanierungsmaßnahmen beseitigte Schwachpunkte der Trinkwasserversorgung. Dabei differieren Ausmaß und Struktur des Nitratproblems von Region zu Region. Treffen 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 die Gebiete bestimmen, in denen hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu erwarten sind (Abbildungen 4.2 und 4.3). Es sind dies meist Gebiete mit einem hohen Anteil von Sonderkulturen, hauptsächlich 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 Nitratabbau⁶

5 Aufgrund unzureichenden Gewässerschutzes und Wasseraufbereitung sind die Wasserversorgungsanlagen in den neuen ostdeutschen Bundesländern u. a. vielfach mit hohen Nitratwerten belastet. So weisen 30 % und mehr der zentralen Wasserversorgungsanlagen in den Gebieten Erfurt, Halle, Gera, Dresden, Chemnitz und Leipzig eine Nitratbelastung des Trinkwassers von über 40 mg/l auf (vgl. Die ZEIT 13: 40).

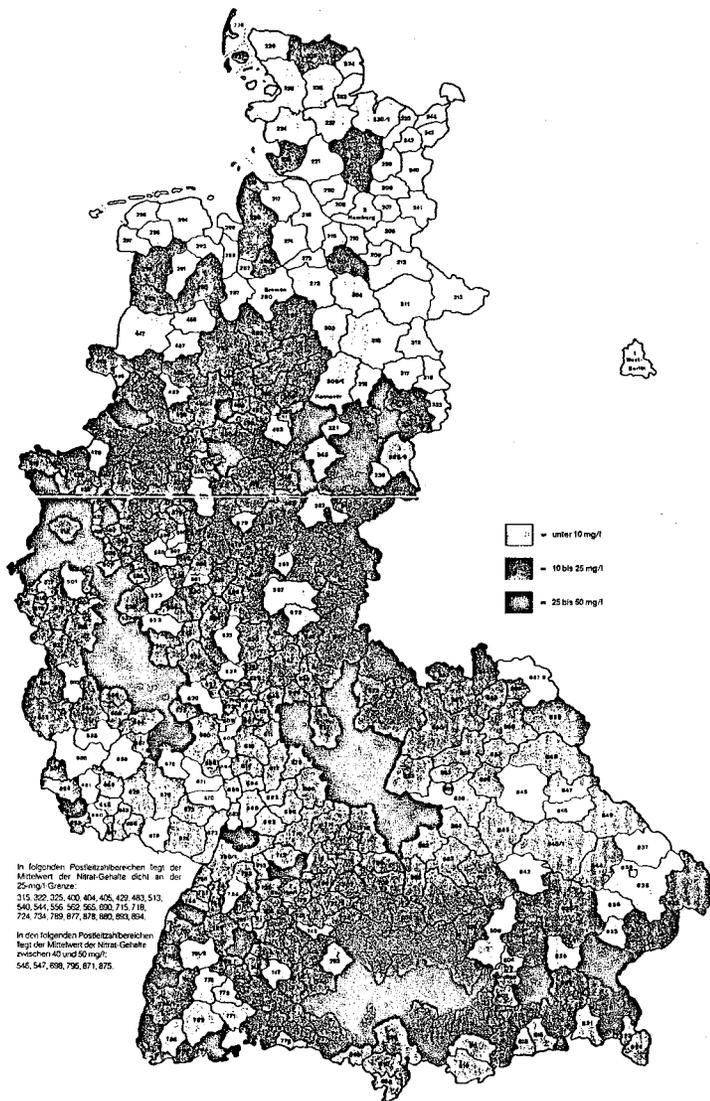
6 Bei einem Untergrund mit hoher Denitrifikationskapazität wie zum Beispiel im Raum Vechta mit hohen Nitratreinträgen durch Gülleausbringung treten hohe Nitratwerte zumeist nur in flachen Privatbrunnen auf. Demgegenüber ist der Anteil nitratbelasteten Trinkwassers bei öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen in Niedersachsen gering im Vergleich der Bundesländer gering.

Abbildung 4.2: Landwirtschaftliche Intensivgebiete in der Bundesrepublik Deutschland



Quelle: Stiftung Warentest 1988

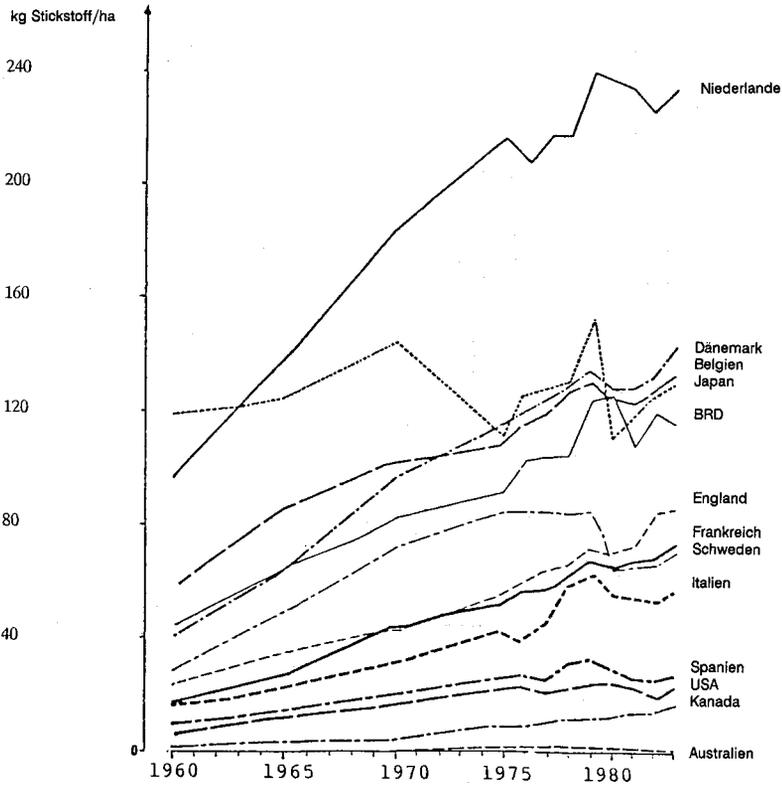
Abbildung 4.3: Regionale Verteilung der Nitratgehalte im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland



Quelle: Stiftung Warentest 1988

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 in der BRD ein teils lokales, teils regionales Problem dar, mit einer Tendenz zu auch überregionaler Bedeutung.

Abbildung 4.4: Entwicklung des N-Mineraldüngerverbrauchs in westlichen Industriestaaten



Quelle: Ministry of Agriculture et al. 1988: 15

Bei einem durch größere Betriebe, abnehmende Betriebszahl, wachsende Kapitalintensität, Intensivierung, Spezialisierung und regionale Konzentration gekennzeichneten Agrarstrukturwandel hat der Anteil der bis in

die achtziger Jahre durch Produktions- und Produktivitätszuwächse geprägten Landwirtschaft am Bruttosozialprodukt (BSP) von 11 % (1950) auf 1,5 % (1986) abgenommen. Etwa 50 % der noch rund 600 000 landwirtschaftlichen Betriebe werden im Neben- oder Zuerwerb betrieben. Der Anteil direkter und indirekter Subventionen erreicht mit ca. 30 Milliarden DM etwa die Höhe der Bruttowertschöpfung der Landwirtschaft (Conrad/Uka 1987). Wie in anderen Ländern (vgl. Abbildung 4.4) nahm der Verbrauch von mineralischen Stickstoff-Düngemitteln bis zu Beginn der achtziger Jahre auf durchschnittlich über 120 kg N/ha zu und hat sich seitdem auf ca. 130 kg N/ha eingependelt, wozu noch ca. 70 kg N/ha in Form organischer Düngung, insbesondere als Gülle, hinzukommen. Allerdings sind Menge und Relation von mineralischem und organischem Dünger betriebsspezifisch sehr verschieden infolge der Spezialisierung der meisten Betriebe auf Tier- oder Pflanzenproduktion.

Die Trinkwasserversorgung der BRD beruht vor allem auf Grundwassernutzung (ca. 64 %) mit starken regionalen Unterschieden zwischen 38 % in Nordrhein-Westfalen und 100 % in Schleswig-Holstein. Die öffentliche Wasserversorgung liegt in den Händen von ca. 6 300 größeren oder kleineren Wasserversorgungsunternehmen (WVUs). Insbesondere in den ländlichen Gebieten Norddeutschlands spielt die Trinkwasserversorgung durch individuelle flachgründige Privatbrunnen trotz sinkender Tendenz bisweilen noch eine beachtliche Rolle (ca. 5 % in Schleswig-Holstein). In den achtziger Jahren wurden in der BRD mehrere hundert Wassergewinnungsanlagen wegen überhöhter Nitratwerte stillgelegt. Somit stimmen Nitratbelastung des Grundwassers und des Trinkwassers in ihrer geographischen Verteilung grob überein, modifiziert durch die jeweilige (unterschiedliche) Struktur der lokalen Trinkwassergewinnung und -versorgung. Pointiert formuliert, stellt sich das Nitratproblem in der BRD im Süden dar als eines von Sonderkulturen in den Flußtäälern von Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen sowie im Westteil Nordrhein-Westfalens sowie im Norden als eines von Gülleüberschüssen in den landwirtschaftlichen Intensivgebieten Nordrhein-Westfalens, Niedersachsens und Schleswig-Holsteins.

Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung des Nitratproblems ist die Überlappung folgender Entwicklungstrends wesentlich: die Intensivierung und regionale Spezialisierung der Agrarproduktion, der Anstieg des Verbrauchs an Stickstoffdünger und des regionalen Gülleanfalls je Hektar bis etwa Anfang der achtziger Jahre, die Verdrängung landwirtschaftlicher Produktion aus dem Umkreis urbaner Zentren, der kontinuierliche Anstieg des Trinkwasserverbrauchs bis ca. 1980, die Ausbreitung von Wassermischung erlaubender Fernwasserversorgung und Verbundwirtschaft, effi-

zientere Düngungspraktiken und substantielle Bemühungen um eine verringerte Nitrat Auswaschung in der Landwirtschaft seit den achtziger Jahren. Damit einher gingen mit der rechtlichen Verankerung des Nitratgrenzwertes von 90 mg/l in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) 1976 und von 50 mg/l in deren Novelle von 1986 seit den siebziger Jahren zunehmend wasserwirtschaftliche und -technische Maßnahmen wie Brunnenerschließung, Bohrung neuer (tieferer) Brunnen, Wassermischung, Entwicklung von Wasseraufbereitungsverfahren.

Das Nitratproblem wurde in der BRD seit den fünfziger Jahren zunächst primär im wissenschaftlichen, dann im landwirtschaftlichen und seit den achtziger Jahren auch verstärkt im wasserwirtschaftlichen und politischen Bereich wahrgenommen und erörtert. Stand und steht der gesundheitliche Aspekt der Trinkwasser-Nitratbelastung im Vordergrund, so werden ökologische Aspekte hohen Stickstoffeintrags seitens der Landwirtschaft wie Eutrophierung von Flächen und Oberflächengewässern, N-Eintrag in die Nord- und Ostsee, Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, Nitratbelastungen im Gemüse und Sekundäreffekte hoher Nitrat Auswaschungsraten wie zum Beispiel der Verlust der Denitrifikationskapazität und die Aufsalzung des Bodens seit den achtziger Jahren gleichfalls vermehrt thematisiert. Im Vergleich mit anderen Umweltproblemen der Landwirtschaft nahm das Nitratproblem in der Agrar-Umwelt-Diskussion eine herausragende Stelle ein, wobei ihm teils auch eine Vorreiterrolle für deren öffentliche Etablierung zukam (vgl. Conrad 1990a).

4.3 Ökologisierung, Nitratdebatte und Problemdefinition

Die (öffentliche) Nitratdiskussion ist in ihrer Struktur und ihrer Entwicklungsdynamik ohne den Kontext der allgemeinen Umweltdiskussion und, spezifischer, der Agrar-Umwelt-Diskussion gesellschaftspolitisch nicht angemessen zu begreifen und einzuordnen.⁷

Spätestens seit Anfang der siebziger Jahre sind Umweltverschmutzung und Umweltschutz zum politischen Dauerthema geworden. Das politische System reagierte darauf und trug auch selbst zu dieser Entwicklung bei (zum Beispiel Regierungserklärung 1969, Sofortprogramm der Bundesre-

7 »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)

gierung 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 Umweltanliegen 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. Trepl 1987). Es war in erster Linie eine spezifische Bedingungskonstellation, nämlich einflußreiche populärwissenschaftliche Schriften (Carson 1963, Ehrlich/Ehrlich 1972, Meadows et al. 1972), Betonung des Umweltthemas in den Medien, Eignung für die sozialliberale Reformpolitik und 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 siebziger 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 Pflanzenschutzgesetz, das DDT-Gesetz, das Tierschutzgesetz, das Bundesimmissionsschutzgesetz, das Naturschutzgesetz, das Abfallbeseitigungsgesetz, die Trinkwasserverordnung und die Novellierung des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes und des Wasserhaushaltsgesetzes. Tabelle 4.1 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, Lebensmittelrückstände) - 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 Abwäs-

Tabelle 4.1: Zeittafel Agrarumweltrecht

Jahr	Naturschutz	Düngung	Pflanzenschutz	Tierproduktion	Lebensmittelrecht
1957		WHG			
1960		Wassergesetz für Baden-Württemberg, Landeswasserges. Rheinland-Pfalz, Niedersächsisches Wassergesetz			
1962		Bremisches Wassergesetz, Wassergesetz NRW			
1968			Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen		
1972		AbfG	Bienenschutzverordnung, DDT-Gesetz	TierSchG	
1973	BayNatG, LandespflegeG, Rheinland-Pfalz PflegeG, Schleswig-Holstein				
1974				BImSchG, TA-Luft	LMBG
1975	NatG Baden-Württemberg, LandschaftsG NRW			Tierkörperbesel-tigungsgesetz	TrinkwV, FutMG
1976	BNatG	AbwAG			
1977		DÜMG, DÜMVO			
1979	NatSchGBIn, BremNatG, Saarl. NatG				
1980	HeNatSchG	ChemG	Pflanzenschutz-AnwendungsVO		
1981	Hamb. NatG, Nlnds. NatG				FutMVO
1982		Novelle AbfG	PHmVO		PHmVO
1983		Gülle-Erlass, Niedersachsen Gülle-VO NRW			DiätVO
1984		Novelle WHG	Novelle PflSchG	Novelle TierSchG	Novelle TrinkwV
1986	BundesartenschutzVO	Novelle AbwAG, Novelle AbfG	Novelle Pflanzenschutz-Anwend.VO		
1987		SchALVO Baden-Württemberg	Pflanzenschutz-Sachkunde-VO, Novelle PflanzenschutzmittelVO		
1988		ab 1988: LWG-Novellen			
1989	Gesetz zur Förderung der bäuerlichen Landwirtschaft	Novelle DÜMG, Gülle-VO Schleswig-Holstein, Gülle-VO Bremen			
1990		Gülle-VO Niedersachsen	Gen-technik-Gesetz, Novelle ChemG	UVPG, Novelle BImSchG	Novelle TrinkwV
1991 und später	Novelle BNatG	Novelle SchALVO, Novelle DÜMVO			

ser und Abfälle und auf Lärmschutzfragen. Abgesehen von Diskussionen über die Auswirkungen von Bioziden, gerieten Umweltprobleme der Landwirtschaft erst gegen Ende der siebziger Jahre vermehrt in die öffentliche Diskussion.⁸ Insgesamt hat es die Agrarlobby in der Vergangenheit gut verstanden, die Landwirtschaft von der Umsetzung von Umweltregulierungen zu verschonen. Von einer Agrarumweltpolitik kann in den siebziger Jahren jedenfalls noch nicht gesprochen werden.

Die Ökologiebewegung hatte 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 Städtebau standen als umweltverschmutzende Bereiche weit mehr im Vordergrund der ökologischen Debatte. Erst in den achtziger Jahren griff die Umweltbewegung das Thema Landwirtschaft und Umwelt vermehrt auf (vgl. BUND 1984), wobei ihre Position zusehends von der kleinbäuerlichen Agraropposition beeinflusst wurde.

In der bundesdeutschen Agrar-Umwelt-Diskussion dominierte der Gesundheitsbezug über genuin ökologische Sichtweisen, was auch in der Tendenz zu einer größeren Gewichtigkeit stofflicher Umweltbelastungen im Vergleich zu räumlich-strukturellen Problemlagen wie Biotopschutz, Flurbereinigung oder Bodenverdichtung führte. Die Themenstruktur wurde primär von einzelnen Sachthemen und erst sekundär von agrar- und umweltpolitischen Zusammenhängen geprägt. Dennoch liefen die einzelnen Debatten nicht völlig separat und desintegriert ab. Das Bewußtsein von einer gemeinsamen Gesamtproblematik durchtränkte sie, und integrierende Zielvorstellungen und Ideologien wirkten sinnstiftend, zugleich auch moralisierend und dramatisierend-überhöhend. Sie geben einen je nach Position und Vorverständnis nutzbaren Interpretationsrahmen ab, so daß auch vergleichsweise gesonderte Themen wie der Tierschutz in einem Gesamtzusammenhang gesehen werden können.

Insgesamt hat die Diskussion um Landwirtschaft und Umwelt einen festen Platz im Konzert der öffentlichen Themenvielfalt errungen.

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

8 Vgl. etwa die Titelgeschichte des SPIEGEL 44/1978 »Vergiften uns die Bauern?«

sowie dem Bemühen um die Nutzbarmachung ökologischer Problemlagen für eigene anderweitige Interessen und Zwecke.⁹

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 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 Einzelpänomene 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.

Während die Vertreter von Umweltschutzinteressen ihre Kritikpunkte an der Landwirtschaft mit der Zeit verfeinert und substantiiert und konkretere und realisierbarere Alternativen anzubieten hatten (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 konzedierten, sondern sich zu veränderten, ökologisch vorteilhafteren Bewirtschaftungsweisen bzw. zur (weitgehenden) Nichtbewirtschaftung bereit erklärten, vorausgesetzt, sämtliche damit verbundenen Einkommenseinbußen werden zumindest ausgeglichen. Damit deutete 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.¹⁰

9 Kein Agrarpolitiker verzichtet seit den achtziger Jahren mehr auf den obligatorischen (symbolischen) Hinweis auf die Bedeutsamkeit ökologischer Anforderungen an die Landwirtschaft.

10 Beeinflußt durch die Perspektive des politisch-administrativen Systems weist die agrarumweltpolitische Debatte dabei einen gewissen Bias zugunsten politischer

Vor diesem Hintergrund lassen sich Entwicklung und Dynamik der bundesdeutschen Nitratdebatte wie folgt kennzeichnen. Es handelte sich bis in die zweite Hälfte der siebziger Jahre um eine überwiegend wissenschaftliche Fachdebatte, die ihrerseits wiederum bis Ende der sechziger Jahre lediglich von einigen wissenschaftlichen »Außenseitern« getragen wurde, insofern die untersuchten Fragestellungen - abgesehen vom Methämoglobinämieproblem - nicht im Mittelpunkt wissenschaftlicher Erörterung standen. 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 siebziger 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 achtziger Jahre. 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 Conrad (1990a, 1991c) 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 erfolversprechenden 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 Nitratdebatte 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 überwogen und die öffentliche Diskussion ebenfalls zugenommen hatte. Einzelne lokale Nitratdiskussionen hat es schon früh - etwa ab Anfang der siebziger Jahre - gegeben, die auf die Ni-

Programme und rechtlicher Regelungen auf, bei der die tatsächlichen Umweltbelastungen der Landwirtschaft tendenziell unterbelichtet werden und ein geschöntes Bild der realen Verhältnisse in der Agrarproduktion entsteht. Denn auf dem Wege der Implementation agrarumweltpolitischer Programme und Maßnahmen bestehen stets 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).

tratsforschung bisweilen belebend gewirkt haben. Demgegenüber leiteten sich lokale Nitratkontroversen in den achtziger Jahren mehr oder weniger aus der allgemeinen Nitratdebatte her. Umweltverbände haben das Nitratthema im allgemeinen eher spät, etwa seit Beginn der achtziger Jahre entdeckt und aufgegriffen, dann jedoch zu seiner verstärkten und dauerhaften öffentlichen Diskussion wesentlich beigetragen. In der Agrar-Umwelt-Diskussion spielte 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 seit den achtziger Jahren ein stetiger Anstieg des Nitratgehalts in Wassergewinnungsanlagen in landwirtschaftlich 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.

Durch die Beschlüsse der 2. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (INK) 1987, der Helsinki-Ministerkonferenz zum Schutz der Ostsee 1988 und des Aktionsprogramms Rhein, die Gesamtmenge der in die Meeres-

umwelt der Nord- und Ostsee oder in den Rhein gelangenden, auch Stickstoff einschließenden, gefährlichen Stoffe zwischen 1985 und 1995 jeweils in der Größenordnung von 50 % zu verringern, und durch die seit 1985 diskutierte und 1991 vor der Verabschiedung stehende EG-Nitrat-Richtlinie wurde dieser politische Handlungsdruck mehr oder weniger auf Dauer gestellt.

Verliefen bis in die siebziger 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, Gewässerereutrophierung, 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, wie die Kontroverse vor allem zwischen BMELF und BMU um die seit 1989 in Arbeit befindliche Düngemittel-Anwendungs-Verordnung (DÜMVO) verdeutlicht. 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 vier zentrale Konfliktlinien deutlich (vgl. Conrad 1990a):

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 (Wasser verbraucher).

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 Dimen-

sionen von entscheidender Bedeutung für umweltpolitischen Terraingewinn ist. Dabei war das Vordringen einer ökologisch-gesundheitlich orientierten Argumentation umso geringer, je mehr der Kernbereich agrarischer Interessen betroffen war. Allerdings befindet sich die Landwirtschaft in der öffentlichen und auch politischen Nitratdiskussion inzwischen vorwiegend in der Defensive.

Über die durch die Nitratdebatte in Gang gesetzten Lernprozesse der Akteure und ihre Strukturierungsleistungen in der Agrar-Umwelt-Diskussion und -Politik hat sie über die reine Nitratproblematik hinaus sicherlich Auswirkungen gehabt, wie sich am Beispiel der sich in den letzten Jahren in den Vordergrund schiebenden Diskussion um die Belastung des Grundwassers durch Pestizide aufzeigen läßt.

Zusammengefaßt zeichnet sich die Nitratdiskussion in der BRD dadurch aus, daß das Nitratproblem als eine eigenständige Problematik thematisiert und daß es zunächst stark von seinen gesundheitlichen Auswirkungen her begriffen wurde, daß es inzwischen vielfältiger unter Betonung seiner ökologischen Auswirkungen (besonders Eutrophierung von Nord- und Ostsee) gesehen wird, daß es sich von primär wissenschaftlicher Fachdebatte zur vermehrten öffentlichen (politischen) Diskussion hin entwickelte, daß praktische Problembehandlung zunehmend an die Stelle polarisierter Diskussion getreten ist, und daß die Nitratdebatte eine Vorreiterrolle in der Agrar-Umwelt-Diskussion einnahm, die ihr jedoch spätestens seit den neunziger Jahren nicht mehr zukommt. Von daher ist der agrarumweltpolitische Stellenwert der Nitratdebatte über ihre sachbezogene Rolle hinaus in der BRD als relativ bedeutsam einzustufen.

4.4 Nitrat im Politikspiel der Akteure

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.

Umgekehrt führte die mangelnde Definition von Zuständigkeiten und Kostenträgerschaft bei der Problemlösung genau dazu, daß sich die Auseinandersetzungen auf diese Punkte konzentrierten: landwirtschaftliche oder wasserwirtschaftliche Problemlösungen, Verursacherprinzip oder Nutznießerprinzip. Die Kontroverse um die Festlegung dessen, was ord-

nungsgemäße Landbewirtschaftung ausmacht, ist ein Paradebeispiel hierfür (vgl. Agrarministerkonferenz 1987, LAWA 1989, VDLUFA 1990, Murswiek 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 anderen 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 lieferte 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. Conrad 1990a). 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 Wertekonflikte im Zentrum stehen. Jene sind mit Hilfe der etablierten Formen der Konfliktkanalisierung durch Politik und Recht eher auszutragen und zu bewältigen als diese.

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 führte die Prominenz des Problems der Trinkwasser-Nitratbelastung - sachlich kaum gerechtfertigt - zu einer gewissen (zeitweisen) Unterbelich-

tung anderer Umweltprobleme der Landwirtschaft in der Agrarumweltpolitik.

Dabei kam es in der letzten Dekade durchaus auch auf mehreren Ebenen zu Verschiebungen in der politischen Wahrnehmung des Nitratproblems:

1. Die Nitratauswaschung in der Landwirtschaft und die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers wurde zunehmend als ein handlungsrelevantes umweltpolitisches Problem anerkannt (vgl. Bundestagsdrucksachen 11/3083, 11/4293, 11/5179, 11/6373; BMU/BMELF 1990).
2. Nitratbedingte Problemlagen wurden zunehmend breiter sowie als ökologische und nicht mehr rein gesundheitliche angesehen und immer mehr als bloßes Teilelement von Umweltproblemen der Landwirtschaft verstanden.
3. Dazu gehörte 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, in der Eutrophierung von Küstengewässern mit wachsender Bedrohung der Fremdenverkehrsindustrie und in nicht umkehrbaren Stoffumsetzungen und der Schädigung des Denitrifikationsvermögens des Bodens niederschlagen (vgl. LAWA 1989).
4. Während der Umgang mit dem Nitratproblem für die Administration im Agrarumweltbereich zunächst weiterhin im Zentrum ihrer Aktivitäten stand, drängte die Frage des Pflanzenbehandlungsmittleinsatzes und daraus resultierender Grenzwertüberschreitungen in der agrarumweltpolitischen Diskussion die Nitratfrage etwas beiseite.

Charakteristisch für den Umgang mit dem Nitratproblem ist, daß es in ganz verschiedenen politischen Arenen behandelt wurde und wird - trotz einer mittlerweile veränderten, integraleren Problemperspektive -, die von ihrem Aufmerksamkeitshorizont, ihren Regulierungsleistungen und den in ihnen agierenden Akteuren her erst einmal wenig miteinander zu tun haben. 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 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*). Dabei verlief der landwirtschaftliche Strukturwandel mit überwiegend ungünstigen Einkommensverhältnissen vieler deutscher Bauern über Jahrzehnte hinweg massiv. 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. Da Partikularinteressen fast stets durchsetzungsfähiger als Gemeinwohlinteressen sind (vgl. Braybrooke/Lindblom 1963, Massing/Reichel 1977, Offe 1972, Olson 1965), ist es aber auch von Bedeutung, daß aufgrund der TrinkwV 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.

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 nach erteilter Nutzungserlaubnis oder -bewilligung zunächst allein den Wasserversorgungsunternehmen selbst. Umweltpolitische Regulierungen der Landwirtschaft schließlich sind einerseits durch Zuständigkeitsschranken der Umweltbehörden und andererseits durch das Fehlen wirksamer Instrumente erschwert. Bezeichnenderweise waren bis Ende der achtziger Jahre die einzigen rechtlich verbindlichen Auflagen der Gülleverordnung (GVO) in Nordrhein-Westfalen und des Gülleerlasses in Niedersachsen an dem Notnagel des Abfallgesetzes aufgehängt. So herrschten *moral suasion* (Appelle, vermehrte landwirtschaftliche Beratung) und in jüngster Zeit das Angebot reizvoller Ausgleichszahlungen für Düngungsbeschränkungen vor. Politische Durchsetzbarkeit und ökologische Wirksamkeit zugleich war für die meisten der diskutierten präventiven Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems kaum gegeben.

Seit Ende der achtziger Jahre nahm im Zuge des allmählichen Einflußgewinns und zunehmenden politischen Stellenwerts umweltpolitischer Anliegen, einerseits, und der wachsenden Legitimationsprobleme des Agrarsektors, andererseits, der politische Handlungsdruck zugunsten substantieller agrarumweltpolitischer Maßnahmen zu und führte etwa zur Verabschiedung weiterer Gülleverordnungen in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bremen sowie weiteren Länderprogrammen zur umweltverträglichen Gülleausbringung, zur staatlich geförderten Entwicklung von Verfahren der Gülleentsorgung und -aufbereitung, zur vom Landwirtschaftsressort schließlich hingenommenen Zustimmung der Bundesregierung zur EG-Nitrat-Richtlinie, zu vermehrten umweltpolitischen Abwehrkämpfen und Zugeständnissen der Agrarbehörden und -organisationen¹¹ und zu mehr umweltbewußteren Gerichtsurteilen gegenüber Landwirten.¹² Diese Verlagerung in den politischen Gewichten agrar- und umweltpolitischer Interessen führt vermehrt dazu, daß erstere sich im Politikspiel verstärkt auf die Verteidigung bisheriger Rechte und Gewohnheiten¹³, auf inhaltenden Widerstand gegen neue nitratpolitische Programme, auf Verhinderung und Unterlaufen von deren substantieller Implementation und auf die rechtliche Verankerung eines (möglichst weitgehenden) Anspruchs auf Ausgleichszahlungen für Umweltauflagen orientieren, während letztere sich zunehmend offensiv mit der effektiven Durch- und Umsetzung von als legitim angesehenen generellen und nicht nur eng begrenzten nitratpolitischen Vorgaben auseinandersetzen müssen.

Der Verlauf des Politikspiels macht recht deutlich, wie zunächst andere (zufällige) Einflußfaktoren und real steigende Nitratbelastung dazu beigetragen haben, daß ökologische und gesundheitliche Aspekte der Stick-

-
- 11 So versuchte das BMELF trotz (oder wegen) der Mitte 1991 auf EG-Ebene de facto verabschiedeten Nitrat-Richtlinie, bei der anstehenden DÜMVO zum Beispiel immer noch eine jährliche Höchstmenge von 240 kg N/ha Weideland zuzulassen (vgl. Frankfurter Rundschau 188: 24 vom 15.8.1991).
 - 12 So begründeten in Nordrhein-Westfalen die Richter ein Bußgeld gegenüber einem Bauern unter anderem so: »Ein Landwirt muß bei der Behandlung der Felder dafür sorgen, daß keinerlei chemische Mittel die Wegränder beeinträchtigen. Er muß sich einen windstillen Tag aussuchen und notfalls einen so großen Abstand vom Wegrand lassen, daß eine Abdrift verhindert wird.« (Frankfurter Rundschau 155: 18 vom 8.7.1991)
 - 13 So wandelte sich die Landwirtschaft vom Kritiker zum Verteidiger der GVO in Nordrhein-Westfalen, deren schwächere abfallrechtliche Regelungen bei gleichzeitigem Gewinn an Rechtssicherheit sie gegenüber einer restriktiveren agrarumweltpolitischen Nutzung des wasser- und immissionsschutzrechtlichen Instrumentariums verständlicherweise bevorzugte.

stoffdüngung in der Landwirtschaft selbst trotz fehlender *vested interests* in dieser Richtung diskussionswürdig wurden und auch (erste) praktische Auswirkungen zeitigten. Unter anderem 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 Düngemiteleinsatzes hoffähig gemacht.

Holzschnittartig zusammengefaßt lassen sich die Politikspiele um Nitrat überwiegend einstufen als »Schwarzer-Peter-Spiele« um die Kosten der Problemlösung. Sofern und solange es allen beteiligten Akteuren gelang, den »schwarzen Peter« stets wieder weiterreichen zu können, verzögerte sich natürlich auch eine 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.

Die Wasserwirtschaft spielte das Nitratproblem bis zum Beginn der achtziger 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 1984, Schneider/Pluge 1984). Seit der Anerkennung des Problems, wozu die EG-Trinkwasser-Richtlinie entscheidend beitrug, bemühte sich die Wasserwirtschaft insbesondere um eine für sie günstige Interpretation des umweltpolitischen Verursacherprinzips und lief Sturm gegen andersgelagerte Regelungen (WHG-Novelle, Wasserpfeffnig). Als Auffangposition wurde die Zuständigkeit des Staates betont, wenn das Verursacherprinzip schon nicht ökonomisch umgesetzt werden sollte. Ähnlich verlief 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 zu stellen. Seit Mitte der achtziger Jahre pochte sie mit agrarischen und Wettbewerbsargumenten primär auf die rechtliche Absicherung von Ausgleichszahlungen und wies 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 müsse.

Im politisch-administrativen System (PAS) dominierten zum einen vielfach primär symbolpolitische Aktivitäten wie der Gülleerlaß in Niedersachsen oder die Nordseeschutz-Konferenzen¹⁴ und zum anderen Bemühungen der betroffenen Organe, einerseits 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.

Umweltverbände haben das Nitratproblem in den siebziger Jahren noch kaum wahrgenommen, es in den achtziger Jahren jedoch vermehrt aufgegriffen. Sie spielten keine wesentliche Rolle in den Politikspielen um Nitrat. Während sie zunächst besonders den mangelnden Umwelt- und Verbraucherschutz bei der Wasserwirtschaft kritisierten (vgl. Lahl/Zeschmar 1984), rückten parallel zu deren Bewußtseins- und Strategiewandel auch bei ihnen wasser- und bodengefährdende Praktiken der Landwirtschaft sachlich in den Vordergrund. Analog läßt sich in der letzten Dekade auch eindeutig eine Verschiebung der öffentlichen Kontroversen um das Nitratproblem von der Kritik an der Überschreitung des Nitratgrenzwertes durch das (örtliche) Wasserversorgungsunternehmen (WVU) und an zu laxem Agieren der kommunalen Wasser- und Gesundheitsbehörden auf eine solche des umweltschädigenden Verhaltens der Landwirtschaft mit Gülleüberschüssen und hohen Nitratreinträgen als auch der dieses begünstigenden Agrarpolitik beobachten. Dieser Wandel reflektiert am deutlichsten die oben benannte, mit der Verlagerung der politischen Gewichte zusammenhängende Veränderung des Politikspiels um Nitrat.

14 So hatten etwa die 1. INK und die 3. INK (1984, 1990) relativ wenige substantielle Ergebnisse und führten die Beschlüsse der 2. INK zur Halbierung der Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor) von 1985 bis 1995 zu Bemühungen in mancher Administration, diese Zielvorgabe durch geeignete Verfahren zur Festlegung der Referenzdaten abzuschwächen.

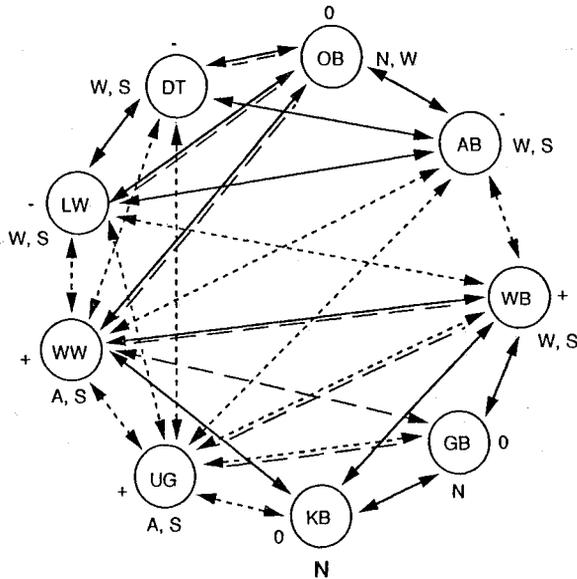
Parteipolitik und Justiz spielten - im Gegensatz zur intensiven wasserpolitischen und -rechtlichen Diskussion - in den Politikspielen um Nitrat bis Ende der achtziger Jahre keine bedeutsame Rolle. Abbildung 4.5 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Akteurkonfiguration und die Interessenlagen der nitratrelevanten Akteure in der BRD Mitte der achtziger Jahre (vgl. detaillierter Conrad 1990a: 323 ff.).

Die Dispute um § 19 Abs. 4 WHG-Novelle und die anschließenden um die Definition ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung, die Auseinandersetzungen im DVGW/LAWA-Arbeitskreis »Nitrat« mit einer bis heute (1991) nicht verabschiedeten DVGW-Richtlinie W 104 (vgl. DVGW 1989, Gruppe Landwirtschaft 1988, Conrad 1990a), die Erarbeitung und Umsetzung der GVO in Nordrhein-Westfalen, der Streit um den Wasserpfeffig in Baden-Württemberg, die Diskussion um die Stickstoffsteuer, das Insistieren auf der Standortspezifität 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 verzögerten, wenn nicht gar blockieren.

Als Kennzeichen der Politikspiele um Nitrat seien zusammenfassend 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, TrinkwV, 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 Bahnen¹⁵, wobei starke (politische) Rücksichtnah-

15 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).

Abbildung 4.5 Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik der Bundesrepublik Deutschland Mitte der achtziger Jahre



Erklärungen:

- AB Agrarbehörden
- LW Landwirte
- OB Officialberatung
- UG Umweltgruppen
- DT Düngeittelindustrie
- GB Gesundheitsbehörden
- KB Kommunalverwaltung
- WB Wasserbehörden
- WW (betroffene) Wasserversorgungsunternehmen

- + Akteur für wirksame präventive Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems, ihn miteinschließend
- 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

men 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.

Insgesamt bestand der Haupteinfluß von politischen Strukturen auf den Verlauf nitratrelevanter Politikprozesse auf der der eigentlichen Nitratpolitik vorgelagerten Ebene der strukturellen Unterprivilegierung von Umweltschutzinteressen, sowohl was die Umweltpolitik selbst angeht als auch im Hinblick auf die institutionalisierte Verankerung von Umweltsichtspunkten in anderen Politikbereichen. Diese generellen Muster schlugen entsprechend auf die Nitratpolitik durch, wobei Macht eine eher nachrangige Rolle spielte, für die (nitratbezogene) Agrarumweltpolitik allerdings auch überwiegende Machtlosigkeit gegenüber ihren Adressaten zu konstatieren war.

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, deren politische und praktische Realisierung bis Ende der achtziger Jahre jedoch noch in den Anfängen steckte (zum Beispiel Hangbegrünung, Zwischenfruchtanbau, Gülleverordnung) und wenig verbreitet war (N_{\min} -Methode, Ausweisung von Wasserschutzgebieten und Erlaß entsprechender Schutzgebietsverordnungen (bei Wissen um die chronischen Implementationsdefizite bei der Ausweisung und Kontrolle von Wasserschutzgebieten), Aktivwerden von Kommunen, Umdenken in der Agrarpolitik).

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, insofern substantielle *policy impacts* nicht zu den intendierten *policy outcomes* führen müssen. So sind die Vorschriften der GVO in Nordrhein-Westfalen oder der 1987 verabschiedeten und 1991 novellierten Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (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 wies 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 dominierten. Eine Änderung zugunsten mehr präventiver Maßnahmen zeichnete sich vielfach nur auf der Basis von Ausgleichszahlungen für die betroffenen Landwirte ab. Mit dem wachsenden Umweltbewußtsein der Landwirte selbst, unterschiedlich nach Landwirte-Typus (vgl. Knoepfel 1989a, Kölsch/Dettmer 1990, Rau 1990, Schur 1990, Wentingmann 1988) und der damit verknüpften verstärkten Bereitschaft zu entsprechenden (unvermeidbaren) Investitionen wie dem Bau von Güllebehältern, zur Beteiligung an Güllebörsen oder zum Zwischenfruchtanbau dürfte die Höhe solcher Kompensationszahlungen jedoch das Anfang der neunziger Jahre erreichte Niveau nicht wesentlich überschreiten.¹⁶

4.5 Politische Programme

Nitratrelevante Politikprogramme und -maßnahmen lassen sich differenzieren nach wasserbezogenen und agrarbezogenen Plänen sowie nach mittelbar bedeutsamen und nach nicht realisierten Vorhaben.

Auf der Wasserseite sind zunächst zu nennen der Nitratgrenzwert der TrinkwV von 1976 90 mg/l und 1986 50 mg/l.¹⁷ Darauf beziehen sich konkrete, einzelne Wasserversorgungsanlagen betreffende Maßnahmen wasserwirtschaftlicher und, in Form von Pilotprojekten, auch wasser technischer Natur seitens der WVUs, die teils staatlich bezuschußt werden, so-

16 Dies illustrieren etwa die politischen Auseinandersetzungen um die Verabschiedung der § 19 Abs. 4 WHG umsetzenden Ausgleichsverordnungen für Wasserschutzgebiete u. ä. der Länder.

17 Aufgrund der erfolgreichen Klage der EG-Kommission gegen die BRD wegen der unzulänglichen rechtlichen Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie vor dem EGH (Urteil vom 28.2.1991) wurde die TrinkwV 1990 novelliert, was jedoch nicht den Nitratparameter betraf.

wie entsprechende Überwachungs- und Genehmigungsmaßnahmen, einschließlich befristeter Ausnahmegenehmigungen, seitens der Wasserbehörden. Vor allem das BMFT hat die wassertechnische Nitratforschung der Entwicklung verschiedener Denitrifizierungsverfahren gefördert. Des Weiteren sind der Druck auf den Anschluß an die öffentliche Trinkwasserversorgung im Falle nitratbelasteter Privatbrunnen und der Aufbau des Grundwassergütemeßnetzes der Länder anzuführen. Schließlich verlangen die im Rahmen der im Kontext der Ministerbeschlüsse der 2. INK sowie der Ostsee-Ministerkonferenz und des Aktionsprogramms Rhein zur Reduzierung des Gesamteintrags von Nährstoffen um 50 % bis 1990 verschärften Abwasservorschriften, die Stickstoffeinträge im kommunalen und industriellen Bereich zu begrenzen (vgl. BMU 1990a).

Im Hinblick auf die Landwirtschaft sind aufzuführen die Gülleverordnungen mit Zeit- und Mengenbegrenzungen der Gülleausbringung sowie analoge persuasive Programme anderer Bundesländer, Zuschüsse für den Bau von Güllespeichern und für die Entwicklung von Verfahren der Gülleaufbereitung und -nutzung, überbetrieblicher Gülleausgleich (Güllebörsen) in NRW, die Ausweisung von Wasserschutzgebieten (WSG) mit inzwischen relevanten Düngungsbeschränkungen in den Schutzzonen und länderspezifischen Regelungen entsprechender Ausgleichszahlungen nach § 19 Abs. 4 WHG durch die Wasserwirtschaft an die betroffenen Landwirte, die beträchtliche Förderung der agrarbezogenen Nitratforschung, finanzielle und persuasive Abstützung einer verbesserten Umwelt- und Düngeberatung der Landwirte bei starker Förderung der N_{\min} -Methode, das 1989 novellierte Düngemittelgesetz (DÜMG) und die zu verabschiedende, 1991 noch im Beratungs- und Entscheidungsprozeß befindliche DÜMVO (vgl. BMU/BMELF 1990) sowie ergänzend die Nitratrichtwerte für Gemüse (3 000 mg/kg, die zukünftig durch rechtsverbindliche Grenzwerte in einer entsprechenden Verordnung ersetzt werden sollen).

An mittelbar bedeutsamen Vorhaben sind zu nennen die Gewässerstrandstreifen-, Extensivierungs- und Naturschutzprogramme der Länder und des Bundes, Grünland- und Erosionsschutzprogramme, die Flächenstilllegungsprogramme und die Förderung des ökologischen Landbaus, die vermehrte Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten in der landwirtschaftlichen Beratung, Immissions- und Abfallrecht sowie mittelfristig auch die 1990 verabschiedeten Gesetze zur Umweltverträglichkeitsprüfung und zur Gentechnik.¹⁸

18 Der mögliche Beitrag dieser politischen Programme und Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratreinträge der Landwirtschaft variiert im Einzelfall, ist als relativ begrenzt einzuschätzen und müßte hinsichtlich ihrer Wirksamkeit genauer erörtert werden.

Intensiv diskutiert, aber - politisch absehbar - bislang nicht realisiert wurden (und werden) eine Stickstoffabgabe (SRU 1985, Stamer 1989, Streit et al. 1989, Weinschenk/Gebhard 1985) und die im Grundwasserschutzprogramm der Länder (LAWA 1987b) angestrebte Priorität des Grundwasserschutzes gegenüber das Grundwasser gefährdenden (wirtschaftlichen) Aktivitäten.¹⁹

Zeitlich wurden die wasserbezogenen Politikprogramme im Durchschnitt früher verabschiedet und implementiert als die agrarbezogenen Maßnahmen, die überwiegend erst seit Ende der achtziger Jahre praktisch umgesetzt werden.

Die sich herauschälende »Nitratpolitik« läßt sich als eine vorwiegend auf Länder- und lokaler Ebene stattfindende Politik²⁰ charakterisieren, wobei die Einschätzung der (umweltpolitischen) Wichtigkeit des Nitratproblems von Ort zu Ort und Land zu Land je nach objektiver Problemlage und nach subjektiver Problempersonal beträchtlich variiert. Bei grundsätzlicher Präferenz für präventive Problemlösungen kamen in der Praxis in der Vergangenheit vorzugsweise korrektive wasserwirtschaftliche Problemlösungen zum Zuge.

Unter Bezugnahme auf Abbildung 3.4 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 wurde vor allem auf *moral suasion* gesetzt; im Falle weitergehender rechtlicher Auflagen wurden die Konsequenzen im allgemeinen finanziell durch Ausgleichszahlungen oder Zuschüsse abgefangen; zusätzlich wirkten 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 spielte das Nitratproblem so gut wie keine Rolle. Im Bereich korrektiver, die Wasserwirtschaft betreffende Problemlösungen ist der rechtsverbindliche Nitratgrenzwert der TrinkwV von ausschlaggebender Bedeutung, wobei zeitlich befristete Ausnahmegeneh-

19 Diese Aussage gilt allerdings nicht mehr durchgängig, wie die Novelle des Pflanzenschutzgesetzes illustriert. Auch zielt die Grundwasserschutzkonzeption des Bundes (Bundesregierung 1987) grundsätzlich in eine ähnliche Richtung wie das Programm der LAWA.

20 Bundes- und EG-Politik kommen vorwiegend über die Festlegung von Rahmenbedingungen zum Zug (zum Beispiel WHG, TrinkwV, EG-Trinkwasser-Richtlinie, EG-Nitrat-Richtlinie).

migungen dessen praktische Wirksamkeit etwas relativieren. Die Kosten für die Einhaltung der Grenzwerte der TrinkwV trägt im wesentlichen der Wasserverbraucher, des öfteren gemildert durch öffentliche Zuschüsse zu den erforderlichen wasserwirtschaftlichen oder - in Zukunft - wassertechnischen Maßnahmen. Das eher marktwirtschaftlich orientierte Instrumentarium positiver bzw. negativer finanzieller Anreize spielte hingegen im wesentlichen nur in Form von staatlichen Zuschüssen für den Bau von Güllespeichern und wasserwirtschaftliche Sanierungsmaßnahmen eine Rolle. Allerdings kommen Ausgleichszahlungen für Düngungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten auf der Basis lokaler Eigenregulation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft seit den neunziger Jahren wohl größere Bedeutung zu. Insgesamt wurden die Kosten des Umgangs mit dem Nitratproblem nicht eindeutig nach dem Verursacher-, Gemeinlast- oder Nutznießerprinzip getragen, sondern auf mehrere Bereiche überwiegend nach politischen Opportunitätsgesichtspunkten verteilt (vgl. Conrad 1990a: 474). Die Verteilung der Kosten stellt für die Nitratpolitik zugleich den konfliktträchtigsten Aspekt dar. Allerdings läßt sich keine klare Aussage über den »Politikstil« der Nitratpolitik machen: Je nach den örtlichen und zeitlichen Bedingungen kamen Problemlösungen bürokratischer Routine, halbformeller korporativer Zusammenarbeit, des Oktroys, der »Wegdefinition«, der öffentlichen Kontroverse etc. zum Zuge (vgl. Bruckmeier 1987a). Diese Variabilität in den Lösungsformen zeigt die beachtliche Flexibilität der Nitratpolitik an. Dabei ist auch kennzeichnend, daß sowohl öffentliche als auch private Akteure mit dem Nitratproblem befaßt sind und dabei mehr oder weniger eng kooperieren, so daß Politik hier nicht als rein öffentliche oder private rubriziert werden kann.

Nitratpolitik ist für die BRD seit den achtziger Jahren 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 gegen Ende der achtziger Jahre die damit verbundenen möglichen synergistischen Folgewirkungen ebenso vernachlässigt hat wie Nitratgehalte in Gemüsen und Stickstoffemissionen der Landwirtschaft in die Luft.

Tabelle 4.2 stellt die sich in den achtziger Jahren abzeichnenden groben Konturen einer bundesdeutschen Nitratpolitik schematisch zusammen.

Tabelle 4.2: Strukturmuster der Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland 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 Institutionalisierungsgrad 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	morat 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. TrinkwV, 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

4.6 Regulierung und Vollzug

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 erfolgte überwiegend reaktiv und korrektiv, wobei die haupthandelnden Akteure die betroffenen Wasserversorgungsunternehmen sind. Dabei spielte, 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 TrinkwV, WSG-Verordnungen, Gülleverordnung. Maßgeblich für das Aktivwerden von Behörden und Regulierungsadressaten auf konkrete Problemlösungen hin sind weniger standortspezifische Problemeinschätzungen als die Nichteinhaltung ihrerseits das Ergebnis von Bargainingprozessen zwischen in dieser Hinsicht relativ handlungsentlasteten Experten der Verwaltung auf EG-Ebene war, ist keineswegs als ein Beispiel antizipativer Umweltpolitik, sondern eher als Ironie des Schicksals national unterschätzter Folgenperzeption von EG-Richtlinien zu interpretieren.²¹

Typisch erscheint ganz in Übereinstimmung mit der legalistischen Tradition der BRD die relativ detaillierte Ausgestaltung von Regulierungen durch das PAS. 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 wies auch der Prozeß der nitratbezogenen Programmformulierung und politischen Willensbildung typische 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 waren.

Weniger typisch erscheinen folgende Merkmale des nitratbezogenen Regulierungsmusters:

21 Das bedeutet nicht, daß die Festlegung der EG-Standards einfach willkürlich war. Sie orientierte sich vielmehr an den WHO-Empfehlungen (vgl. Kromarek 1986). Seitdem die EG-Kommission begonnen hat, verstärkt die nationale Umsetzung ihrer Richtlinien zu kontrollieren und gegebenenfalls auch einzuklagen, agieren die nationalen Behörden neuen Richtlinien-Entwürfen wie der Nitrat-Richtlinie gegenüber deutlich vorsichtiger (vgl. IPEE 1989).

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 1987, 1989).
2. Dem korrespondierte die Förderung von Forschungsvorhaben zum Nitratproblem in einem recht ungewöhnlichen Ausmaß (vgl. Hünemann et al. 1987), so daß die verfügbaren Wissensbestände für die Nitratregulierung inzwischen als vergleichsweise breit und umfangreich einzuschätzen sind.²²
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.²³ Entsprechend selten fanden sich in der Vergangenheit lokale informelle Kooperationsmodelle von Wasserwerk, Landwirten und landwirtschaftlicher Beratung, in denen das WVU den Großteil der zusätzlichen Kosten übernahm, oder Wasserschutzgebietsausweisungen mit restriktiven Bewirtschaftungsauflagen wie in Augsburg.

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, TrinkwV) langsam auch die Landwirtschaft erfassen (GVO, SchALVO, WHG), ohne jedoch auch die agrarpolitischen und -wirtschaftlichen Bedingungsbeziehungen des Nitratproblems wirksam zu thematisieren, von der weitgehenden Kostenentlastung der Landwirtschaft von den Regulierungen abgesehen. Die sachliche Effektivität dieser Regulierungen erschien gegenüber ihrer formellen Implementation auf politischer Ebene sekundär.

Seit Mitte der achtziger Jahre wird allerdings politisch weit intensiver als bis dahin an der Entwicklung und Umsetzung agrarumweltpolitischer

22 Sicherlich hatte die Betonung der Nitratforschung auch eine Alibifunktion, um das Defizit an effektiven ursachenbezogenen Maßnahmen auf der Landwirtschaftsseite zu kaschieren.

23 Dazu gehören auch Gemeindegrenzen, die zu unterschiedlichen Interessenlagen von Nachbargemeinden in bezug auf den Umgang mit nitratbelastetem Grundwasser führen können.

Regulierungen gearbeitet, wie die Novelle zum Düngemittelgesetz (gute fachliche Praxis), Düngemittel-Anwendungs-Verordnung, Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung, Umsetzung von § 19 Abs. 4 WHG in den Novellen der Landeswassergesetze, Maßnahmen zur Verwirklichung der Beschlüsse der 2. INK und analoger Aktionsprogramme, Zunahme der Extensivierungsprogramme und der (anvisierten) Wasserschutzgebietsausweisungen, Erlaß von Gülleverordnungen und ähnliches mehr deutlich machen.

Hierbei 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 beträchtlich. Auch die Beziehungsmuster zwischen lokaler und regionaler Ebene differieren trotz ähnlicher Grundformen der Nitratpolitik von Bundesland zu Bundesland durchaus.

Das typisierte 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, andererseits, sowie - in bezug auf eine verbesserte Dünge- und Bewirtschaftungspraxis - erfolgreichen Demonstrationsvorhaben.

In Tabelle 4.3 sind einige zentrale Merkmale der Regulierungsmuster und des Vollzugs für die verschiedenen, in der Praxis vorgefundenen Bereiche der Nitratpolitik der achtziger Jahre markiert, wobei einige Gemeinsamkeiten und Differenzen ins Auge fallen. Zwischen den jeweils unterschiedlichen Merkmalsausprägungen lassen sich kaum signifikante Korrelationen ausmachen, abgesehen von Zusammenhängen zwischen der Sanktionierbarkeit eines Regulierungsmusters und seiner stärkeren rechtlichen Absicherung sowie zwischen der Beteiligung wissenschaftlicher Experten und einer eher ausgeglichenen Machtverteilung unter den Akteuren.

Schwachstellen der beobachteten Regulierungen des Nitratproblems können sich insbesondere beziehen auf ihre sachliche Angemessenheit, ih-

Tabelle 4.3: Zentrale Merkmale nitratbezogener Regulierungsmuster

Regulierungsbereiche	gesundheitsbezogene Standards und Maßnahmen	wasserwirtschaftliche Maßnahmen	Entwicklung von Aufbereitungsverfahren	Nitratforschung	GDLe-regulierung	nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung	Probenahmen und -analysen	Wasserschutzgebietsausweisungen und Ausgleichszahlungen	örtliche Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft (Eigenregulierung)
Merkmale									
Art der sub-stantiiellen Problemlösung	Korrektur, Kompensation	Korrektur	Korrektur	Prävention, Korrektur	Prävention	Prävention	(Prävention)	Prävention	Prävention, Korrektur
Politikinstrumente	Recht	Geld	Geld	Geld	alle	moral suasion	Geld, moral suasion	Recht, Geld	Maßnahmen auf Metaebene, Maßnahmenverzicht
Kostenträgerschaft	Staat, Verbraucher	Wasserwirtschaft, Verbraucher, Staat	Staat, Wasserwirtschaft	Staat	Landwirtschaft, Staat	Staat	Staat, Landwirtschaft	Verbraucher	Wasserversirtschaft
Kompetenzebene	supranational, national, lokal	regional, lokal	national, lokal	national, regional	regional	regional, lokal	regional, lokal	regional, lokal	regional, lokal
zentrale Akteure	Gesundheitsbehörden, WVUS	WVUS, Wasserbehörden	Wissenschaft, WVUS, Industrie, BMFT	Wissenschaft, Staat (BMFT u.a.), Wasserwirtschaft, Düngemittelindustrie	Landwirtschaftsministerium, Weltministerium, Landwirtschaft	Offizialberatung, Industrieberatung, LUFAs	Beratung, Landwirtschaft, LUFAs	Umweltbehörden, WVUS, Landwirtschaft, Agrarbehörden	WVU, Landwirtschaft, Offizielle, Beratung, lokal
räumliche Reichweite	EG-weit, lokal	WVU-Gebiet	potenziell in allen Pro-biengereichen real lokal	potenziell überall, direkt marginal	landesweit	variabel	variabel	MSG	lokal
sachliche/örtliche Differenziertheit	teilweise	vorhanden	sachlich ja	teilweise	gering	vorhanden	örtlich ja	vorhanden	vorhanden

reale Implementa- tion	Überwiegend	meist	4 Demonstra- tionsvorhaben	Forschung ja, Ergebnisse be- grenzt	teilweise	teilweise	begrenzt	begrenzt	bislang wenig zukünftig mehr
Überwachung/ Kontrolle	Überwiegend	ja	ja	relativ	begrenzt	minimal	relativ	mittel	Überwiegend
Sanktionier- barkeit	ja	nein	nein	nein	begrenzt	nein	nein	ja	teilweise
Ökologische Effektivität	nein	nein	nein	potentiell	gering	begrenzt	gering	mittel	mittel
Effizienz	unterschied- lich	vorhanden	offen	offen	potentiell hoch	gering	offen	gering	mittel
problematische Nebenwirkungen		technical fix-Orientie- rung, Zentra- lisierung und Problemerk- schiebung in der Wasser- wirtschaft	Mittelkonzent- ration auf Gesellschafts- ebene	Forschung als Alibi	zu hohe Men- genstandards, kontraprodukt- ive Zeitbe- grenzungen	Vernachlässi- gung von Pro- blemgruppen		Aushöhlung des phys- ischen Ver- ursacher- prinzips	Ausbildung nicht auflö- sender Kon- fliktpunkte
Zentralproblem der Realisie- rung	Trinkwasser- versorgung bei fehlenden Al- ternativen	Finanzierung bei kleinen WVUs	kostengünsti- ge Verfahren	Koordination und Vermitt- lung der Er- gebnisse	Kontrolle der Mengenbegren- zung	Erreichbar- keit von Pro- blemgruppen, Umsetzung	Aufwendigkeit	Akzeptanz bei WVUs, Kon- trolle, Aus- weisungsver- fahren	Motivation beider Seiten, Konfliktniveau
Generalisier- barkeit in o räumlicher o sachlicher o zeitlicher o sozialer Hinsicht		0 + + (+)	+ 0 + 0	+ 0 + (+)	+ 0 + +	+ 0 (+) -	+ 0 + +	+/- +/- + (+)	+ + + -

re 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 (vgl. Conrad 1990a: 508 ff.). Insgesamt sind die Schwachstellen der in den achtziger Jahren 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. Ein vorherrschender Regulierungsstil²⁴ läßt sich dabei in der deutschen Nitratpolitik nicht ausmachen, wie gerade die durchgeführten lokalen Fallstudien belegen.

Die in der Sache effektive Implementation politischer Programme zur Lösung des Nitratproblems stand mit Ausnahme des Trinkwasserstandards gegen Ende der achtziger Jahre vielfach noch aus. Soweit absehbar, dürfte die überregionale Politisierung des Nitratproblems im Alltag der Implementationsphase abnehmen, während es lokal teilweise zu verstärkten (öffentlichen) Auseinandersetzungen kommen wird. Dabei dürften 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.

4.7 Policy impacts and outcomes

Hinter der Frage nach den substantiellen Auswirkungen der Politikspiele um Nitrat steht die Überlegung, daß die (bessere) Erfüllung des substantiellen Hauptzwecks der Nitratpolitik, insbesondere die Vermeidung nitratinduzierter Gesundheitsgefährdungen, nicht notwendig mit der Implementation nitratbezogener Politikprogramme zusammenfällt, worauf etwa die Unterscheidung von Vollzugs- und Wirkungsdefizit hinweist. Die Un-

24 Während ich unter Regulierungsmuster das Gesamtbild der gesellschaftlichen/politischen Regulierung (des Nitratproblems) verstehe, unterscheidet der Regulierungsstil unterschiedliche, in Anlehnung an Bruckmeier 1987a typisierte, prozedurale (Problemlösungs-)Strategien des PAS.

tersuchung 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.

Ehe in diesem Abschnitt etwas ausführlicher auf nitratbezogene *policy outcomes* eingegangen wird, werden die *policy impacts* nitratrelevanter Politikstränge bis Ende der achtziger Jahre knapp resümiert.

Bei der Wasserwirtschaft als Regulierungsadressaten sind sowohl auf Bewußtseinsebene 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 TrinkwV, das WHG, die Förderung von Aufbereitungsverfahren und die Nitratforschung anzuführen.

Bei den Landwirten ließen sich Konsequenzen der Nitratpolitik zwar - mit erheblichen Variationen und nur begrenzt ihr zurechenbar - auf der Bewußtseinsebene dahingehend ausmachen, daß das Nitratproblem als solches immerhin wahrgenommen wurde. Auf der Verhaltensebene waren politikinduzierte Veränderungen hingegen sehr viel weniger feststellbar und auch nur wenig untersucht worden. Größere landwirtschaftliche Flächen betreffende Veränderungen sind vor allem 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 waren insbesondere für Pachtflächen mit kommunalem oder WVU-Eigentümer häufiger weitergehende Bewirtschaftungsaufgaben mit dem Ziel verringerter Nitrat- auswaschung festzustellen. Außerdem ließ

sich für die landwirtschaftliche Beratung als intermediärem Regulierungsadressaten die deutliche Ausweitung von auf grundwasserschonende Düngungspraxis abzielenden Beratungsaktivitäten ausmachen. Die mit staatlicher Förderung entwickelten Verfahren der Gülleaufbereitung und -verwertung führten bislang - vor allem aus ökonomischen Gründen - noch kaum zu *policy impacts* in der Landwirtschaft. 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 diesbezüglich bis 1988 (!) 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.²⁵ Als bedeutsamer sind hier umgekehrt auch die nitratrelevanten Nebenwirkungen anderer Politikbereiche wie umweltwirksame Agrarpolitik²⁶ oder Fernversorgung fördernde Wasserpoltik zu erwähnen.

Die substantiellen (intendierten) Auswirkungen nitratbezogener Politikimplentation lassen sich im wesentlichen anhand von Indikatoren auf den folgenden vier Ebenen bestimmen:

1. Abnahme der durch die Aufnahme nitratbelasteten Trinkwassers bedingten Erkrankungen²⁷
2. verminderte Nitratbelastung des Trinkwassers
3. Abnahme der Nitratkonzentrationen im Grundwasser²⁸
4. Verringerung der Nitratwaschung in der Landwirtschaft.

25 Zu nennen wären auch die arbeitsplatzschaffende Expansion der Nitratforschung und die Belastungen kommunaler Haushalte für wasserwirtschaftliche Investitionsmaßnahmen (vgl. Schwarz 1988).

26 Zum Beispiel vermehrter Grünlandumbruch aufgrund der Milchquotenregelung.

27 Der »Gemüsepfad« war bisher nicht Gegenstand der Implementation politischer Programme.

28 Hier wären auch andere ökologisch problematische Gesichtspunkte hoher Nitratreinträge zu nennen wie die Belastung der Fließgewässer, der Nord- und Ostsee oder der Abbau organischer Substrate im Boden. Abgesehen von verringerten Nitratreinträgen in Oberflächengewässer etwa durch Gewässerrandstreifenprogramme können jedoch nachweisbare *policy outcomes* der Nitratpolitik in dieser Hinsicht für die achtziger Jahre nicht angenommen werden.

Auf der 1. Ebene sind signifikante Korrelationen beim derzeitigen Niveau der Trinkwasser-Nitratbelastung in der BRD nicht zu erwarten.²⁹ 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 bahnte 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 TrinkwV 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 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 TrinkwV, aber nicht unbedingt zur Einhaltung oder gar Unterschreitung des Richtwertes von 25 mg/l bei. Ihr Hauptbeitrag war in dieser Hinsicht erst in den nächsten Jahren zu erwarten, wenn die eingeleiteten Sanierungsprogramme einer Reihe von Wasserwerken greifen.

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 1987, Scharpf et al. 1986) konnte der Nachweis sinkender Grundwasserbelastungen erbracht werden. Flächendeckende Daten waren 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 Nitratwaschung in der Landwirtschaft ergibt sich ein differenziertes Bild. In einer Reihe abge-

²⁹ Dies kann in anderen Ländern, zum Beispiel Ungarn, mit immer noch auftretenden Methämoglobinämiefällen anders aussehen (vgl. WHO 1986).

schlossener 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.³⁰ Für die verschiedenen Agrarbereiche lassen sich folgende plausible Vermutungen anstellen:

1. Im Zuckerrübenanbau dürften sich die Auswaschungsraten verringert haben (vgl. Feyerabend 1985), 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 waren jedoch nicht systematisch vorhanden.
3. Generell ließ 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 lagen 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 waren 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

30 Die These einer weiten Verbreitung etwa der N_{\min} -Methode hielt zum Beispiel bis Ende der achtziger Jahre einer Prüfung nicht stand.

Grundwassergefährdung zu befürchten. Bei tendenziell wachsender Düngerintensität ändert sich diese Situation (vgl. Bogacki 1986).

9. Der insgesamt beträchtliche Grünlandumbruch (ca. 1 Million Hektar in den letzten 20 Jahren) hatte zweifellos deutlich erhöhte Nitratauswaschungsraten zur Folge.
10. Auch der ökologische Landbau hat sich des Nitratproblems verstärkt angenommen, bagatellierte es für sich nicht mehr und sucht nach Lösungswegen.

Insgesamt sind substantielle Auswirkungen nitratbezogener Politikimplementierung in bescheidenem Ausmaß auch für die 4. Ebene zu konstatieren und dürften sich zukünftig verstärken. Dies ist auch insofern bedeutsam, als durch *policy outcomes* auf dieser präventiven emissionsbezogenen Ebene die benannten verschiedenartigen (ökologischen) Folgeprobleme hoher Nitratreinträge zugleich verringert werden.

4.8 Deutsche Nitratpolitik und ihre Determinanten

Bei der Erklärung der Strukturmuster bundesdeutscher Nitratpolitik mit Hilfe der verschiedenen Klassen von Policy-Determinanten geht es um das Verständnis der de facto rekonstruierbaren »Nitratpolitik«, da von einer intentional bewußten Nitratpolitik als *policy* allenfalls sehr begrenzt gesprochen werden kann. Die Erklärung der substantiellen Orientierung, der Programme, der Politikinstrumente, der nitratpolitischen Regulierungs- und Lösungsmuster, der Entwicklungsdynamik und Politikrationalität der deutschen Nitratpolitik durch gesellschaftsstrukturelle, Kontext-, politikstrukturelle, situationsstrukturelle, historiographische und problemstrukturelle Determinanten geschieht im folgenden durch den Vergleich vermuteter mit tatsächlich beobachteten Politikmustern. Die vorgenommenen Einschätzungen können allerdings nur Plausibilität und nicht theoretisch-empirische Stringenz beanspruchen. Es wird auch kein Versuch unternommen, das relative Gewicht der sechs verschiedenen Sets von Policy-Determinanten oder gar seine Veränderung über die Zeit zu bestimmen, da einerseits die verfügbaren Informationen und andererseits methodologische Überlegungen eine solche ambitiöse Absicht zu verfolgen nicht zulassen.

An bedeutsamen gesellschaftsstrukturellen Determinanten sind in der Bundesrepublik Deutschland vor der Wiedervereinigung zu nennen eine vielfältig segmentierte Sozialstruktur, eine vielfach auf Polarisierung angelegte politische Kultur, die zu unterschiedlichen fallspezifisch vorherrschenden Werte- und Handlungsmustern führt, ein relativ hohes Maß an

Verrechtlichung und Bürokratisierung, eine sich in den letzten Dekaden verstärkt entwickelnde, bislang nur in Maßen und sozialgruppenspezifisch ausgebildete zivile Gesellschaft, eine begrenzte Modernisierungskapazität, eine sozial variierende Auflösung tradierter Werte und Normen, ein starkes Umweltbewußtsein und eine unterschwellige Politisierung der Produktion. Dies macht die öffentliche Thematisierung des Nitratproblems zwar wahrscheinlich, aber in Zeitpunkt, Dauer und Intensität von eher kontingenten Ereignissen und Bedingungskonstellationen abhängig. Einmal politisch etabliert, ist mit seiner dauerhaften, staatlich und bürokratisch-formell geprägten Verankerung und Behandlung zu rechnen.

Wichtige Kontextdeterminanten sind eine politisch einflußreiche Agrarlobby und Agrarpolitik bei einer regional und sozial differierenden Agrarstruktur und einer nur mehr geringen volkswirtschaftlichen Bedeutung der Landwirtschaft, eine gleichfalls durch öffentlich-rechtliche Vorgaben und enge landes- und kommunalpolitische Beziehungen geprägte, verbandspolitisch zunehmend handlungsfähige Wasserwirtschaft, eine staatlich-regulativ basierte, technokratisch und konsensorientierte Umweltpolitik mit bis in die achtziger Jahre starker symbolpolitischer Ausrichtung, eine allmähliche Ökologisierung von Wirtschaftsbereichen, die wachsende Politikrelevanz von Umweltverbänden und eine gerade entstehende Agrarumweltpolitik mit dominantem Stellenwert des Nitratproblems. Von daher sind zunächst primär technokratisch geprägte, wasserbezogene und später vermehrt gegen die Abwehr einer im Politikspiel ihre dominante Stellung verlierenden Landwirtschaft durchgesetzte agrarbezogene nitratpolitische Lösungsstrategien bei heftigen politischen Auseinandersetzungen zwischen Land- und Wasserwirtschaft zu erwarten.

Politikstrukturelle Determinanten sind zu sehen in der föderalistischen Struktur des politischen Systems, einer relativ geschlossenen Politikformulierung der in den jeweiligen rechtlich verankerten Politikarenen zugelassenen Akteure mit parallellaufenden, wenig entscheidungsrelevanten öffentlichen Diskussionen, restringierten, häufig parteipolitisch geprägten Ressourcen- und Implementationskapazitäten der politischen Administration, einer stark reaktiven, macht- und interessengeprägten Politikgestaltung, einer begrenzten, jedoch zunehmenden Permeabilität des politischen Prozesses mit rechtlich eingegrenzten und abgesicherten Partizipationschancen der Bevölkerung, und einem vergleichsweise hohen Grad an Kontinuität, Formalisierung und Detailregelungen in der Politik. Dies läßt eine länderbestimmte, bürokratische, stark durch situativen Problem- und Interessendruck und öffentliche Debatten evozierte Nitratpolitik mit zunächst wenig effektivem Vollzug erwarten.

Situationsstrukturelle Determinanten betreffen eine mehrschichtige Akteurkonfiguration mit sich überlagernden Konfliktlinien, die überwiegend separate politisch-administrative Behandlung unterschiedlicher Emittenten und Substanzen³¹, Kompetenzkonflikte zwischen Agrar- und Umweltministerium und zwischen Bund, Ländern und der EG, die begrenzte Eigendynamik von Nitratprogrammen und landwirtschaftlicher Produktionsmuster, eine relativ breite Nitratdiskussion, die agrarumweltpolitische Pfadfinderrolle der Nitratpolitik und die Einkommenseffekte regulativer Nitratpolitik für die Landwirtschaft. Dies legt vielfältige Bargainingprozesse, Inkrementalismus, Programmvielfalt, die vorrangige Berücksichtigung ökonomischer Interessen der Landwirtschaft und unbeachtete Folgewirkungen in der Nitratpolitik nahe.

Historiographische Determinanten betreffen die von engagierten Einzelpersonen geprägte Nitratdiskussion, -programme und Lösungsbemühungen wie die frühen wissenschaftlichen oder gesundheitspolitischen Aktivitäten von Schwille, Sattelmacher und anderen, die von Matthiesen initiierte GVO in NRW oder die von Rohmann und Sontheimer durch N_{\min} -Referenzwerte mitgeprägte SchALVO, die überregionale nitratpolitische Anstoßeffekt lokaler Nitratkontroversen und die zeitlich parallele Institutionalisierung eigenständiger Umweltministerien. Dies macht eine durchsetzungsfähigere präventiv orientierte Nitratpolitik ab Ende der achtziger Jahre auf der Grundlage entsprechender nitratbezogener Sachkompetenz, Programme und institutioneller Sicherungen wahrscheinlich.

Problemstrukturell zeichnet sich das Nitratproblem in der BRD bei weiterhin langsam steigenden Nitratwerten des Grundwassers durch regional unterschiedliche substantielle Kombinationen von Agrarstruktur, Bodenverhältnissen und Wasserversorgung aus, die im allgemeinen seine zumindest mittelfristige Lösung durch entsprechende, den örtlichen Verhältnissen angepaßte Vorgehensweisen erlauben. Dies läßt regional und lokal variierende, unterschiedlich tief greifende und mit der Zeit zunehmend präventiv angelegte Lösungsmaßnahmen vermuten.

Diese »politiklogische« Ableitung der zu erwartenden Nitratpolitik trifft zum einen recht gut die tatsächlich zu beobachtende. Zum anderen läßt sie einen relativ großen Spielraum für unterschiedliche konkrete Nitratprogramme, was aus der Vielfältigkeit und Mehrdeutigkeit der skizzierten Politikdeterminanten resultiert. Insofern ist eine eindeutige deutsche Nitratpolitik nicht zu erwarten, deren kennzeichnende Merkmale nochmals wie folgt zusammenzufassen sind:

31 Zum Beispiel Landwirtschaft, Kommunen, Industrieanlagen oder Nitrat, Ammoniak, Phosphat, Sulfat.

1. In der Sache entwickelte sie sich über zwei Jahrzehnte von einer vor allem korrektiven gesundheits- und wasserpolitischen Basis aus mit einer Fokussierung auf den Trinkwasserpfad zu einer zunehmend präventiv orientierten, landwirtschaftsbezogenen Nitratpolitik mit generelleren (agrar)umweltpolitischen Zielsetzungen, ohne jedoch bislang den Kern der Agrarpolitik in Frage zu stellen.
2. Ihre Kosten tragen mittelfristig besonders die Wasserwirtschaft respektive die Wasserverbraucher, aber auch zu wesentlichen Teilen die Landwirtschaft und die öffentlichen (Länder-)Haushalte.
3. Instrumentell zeichnete sich die Nitratpolitik der achtziger Jahre durch einen zunehmenden Mix aus Regulation, *moral suasion*, finanzielle Zuschüsse und Ausgleichszahlungen, staatlichen Eigenleistungen und Maßnahmen auf Metaebene wie Korporatisierung und Verschiebung aus, wobei gegenüber der Wasserwirtschaft regulative und gegenüber der Landwirtschaft persuasive Maßnahmen dominierten.
4. Insofern es sich bei der analytisch rekonstruierten Nitratpolitik um ein bis Ende der achtziger Jahre heterogenes und intentional wenig koordiniertes Paket von in verschiedenen Arenen angesiedelten politischen Programmen handelt, läßt sich auch keine vorherrschende Politikrationalität ausmachen.
5. Einer Phase der Problemerkennung und -analyse in den siebziger und achtziger Jahren folgte eine der Programmformulierung in den achtziger Jahren, während die Implementationsphase überwiegend Ende der achtziger Jahre begonnen hat. Demgemäß waren *policy impacts* und *outcomes* in der Vergangenheit erst begrenzt auszumachen.
6. Dabei spielte sich die Nitratpolitik in der Praxis phasenweise ebenso stark auf lokaler Ebene in den betroffenen Gemeinden wie auf Landes- und Bundesebene ab.
7. Politikstil und -profil der Nitratpolitik stimmen im wesentlichen mit den typischerweise in der BRD vorherrschenden überein. Entsprechend der starken Verrechtlichung und Formalisierung war die politische Verbindlichkeit des Nitratgrenzwertes der EG-Trinkwasser-Richtlinie hoch.
8. Bei der Herausbildung einer Agrarumweltpolitik im Laufe der achtziger Jahre kam den Politikspielen um Nitrat besonders in der BRD eine entscheidende Rolle zu.

Die weiterführende Politikanalyse findet sich in Conrad (1990a, 1991a) und in den späteren vergleichenden Buchkapiteln, wo auch die entsprechende Literatur zur Substantiierung der vorgelegten Einschätzungen und Zuschreibungen zitiert ist.

5. Dänemark¹

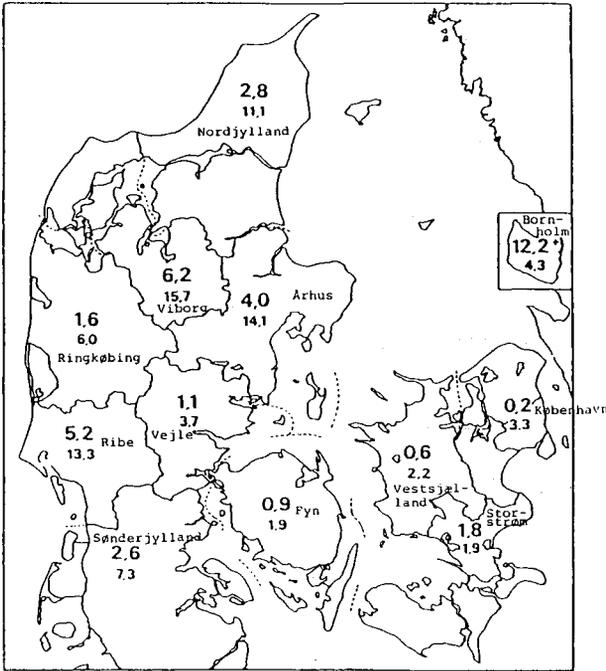
5.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

In Dänemark überschritt ca. 2 % des Trinkwassers in der öffentlichen Trinkwasserversorgung Anfang der achtziger Jahre den EG-Standard für Nitrat von 50 mg/l, wobei dieser Anteil bei kleineren Wasserwerken höher liegt (vgl. Abbildung 5.1). Vereinzelt wurden in den siebziger Jahren auch hohe Nitratkonzentrationen in der öffentlichen Wasserversorgung bekannt wie 100 mg/l 1979 in Aalborg. Landesweit ist der Anteil an Grenzwertüberschreitungen durch primär wasserwirtschaftliche Maßnahmen: Aufgabe von nitratbelasteten Aquiferen und Erschließung neuer, meist tieferliegender Aquifere in den achtziger Jahren deutlich zurückgegangen. Allerdings stieg der durchschnittliche Nitratgehalt des Grundwassers infolge regionaler Zunahmen von 1950 bis Anfang der achtziger Jahre von etwa 4 mg/l auf rund 13 mg/l. Die Trinkwasserversorgung Dänemarks stammt fast ausschließlich aus dem Grundwasser. Neben den kommunalen oder genossenschaftlichen WVUs fördern noch viele Einwohner auf dem Land ihr Trinkwasser aus eigenen Privatbrunnen (ca. 10 % Trinkwasseranteil). Bei diesen Brunnen ist von ca. 33 % Grenzwertüberschreitungen auszugehen (National Agency of Environmental Protection 1984). In den letzten Jahren verlangen die zuständigen Behörden in diesen Fällen vermehrt den Anschluß an die öffentliche Trinkwasserversorgung, um die Einhaltung des Nitratstandards durchzusetzen.

Die Landwirtschaft ist die Hauptquelle der N-Emissionen in Dänemark. Auch wenn der Anstieg der Agrarproduktion, von der zwei Drittel exportiert werden, im internationalen Vergleich weniger ausgeprägt war, so haben doch der Anstieg im N-Düngerverbrauch bis ca. 1980 auf rund 130 kg N/ha, die verstärkte Gülleausbringung mit durchschnittlich 70 kg N/ha, regionale Spezialisierung in der Tierproduktion mit vermehrter Schweine- und verringerter Rinderhaltung sowie einer Konzentration der Milchviehhaltung auf den vorwiegend sandigen Böden West-Jütlands und veränderte Landnutzungsformen zuungunsten von Grünlandwirtschaft eindeutig zur Verschärfung des Nitratproblems beigetragen. Im übrigen haben sich auf der Basis immenser agrartechnischer Fortschritte wie in anderen Ländern die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe und Arbeitskräfte in den letzten 20 Jahren etwa halbiert. Dabei ist der Agrarsektor in

1 Die Ausführungen dieses Kapitels fußen insbesondere auf Dubgaard 1991.

Abbildung 5.1: Regionale Anteile nitratbelasteten Trinkwassers in Dänemark



2,0 % Wasser aus öffentlichen Wasserwerken mit mehr als 50 mg Nitrat pro Liter
 5,6 % der öffentlichen Wasserwerke mit mehr als 50 mg Nitrat pro Liter
 + statistisch nicht signifikant

Quelle: Dubgaard 1991: 11

Dänemark noch für ca. 10 % aller Arbeitsplätze und ca. 20 % des Gesamtexports verantwortlich.

Bei landesweit insgesamt nicht allzu differenten Bodenstrukturen und hydrogeologischen Bedingungen tragen Gülle mehr im Westen und mineralischer N-Dünger mehr im Osten Dänemarks zum Nitratatrag ins Grundwasser bei. Eine regionale Häufung (lokal) erhöhter Nitratwerte im Trinkwasser läßt sich allenfalls begrenzt in Nordwest-Dänemark beobachten und ist in erster Linie den dortigen hydrogeologischen Bedingungen

wie fehlende nach oben abschirmende Tonschichten und nicht spezifischen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen geschuldet (vgl. Abbildung 5.1). Insgesamt stellt das Nitratproblem in Dänemark somit ein bislang eher marginales, aber relativ ubiquitäres Problem dar.

Im historischen Verlauf stellen bisher nicht einige wenige Grenzwertüberschreitungen des Trinkwasser-Nitratgehalts als vielmehr der allmähliche, mehr oder weniger flächendeckende Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser ein längerfristiges Problem dar. Bis 1980 lag der Nitratstandard in Dänemark in Anlehnung an die WHO-Empfehlungen bei 80 mg/l. Seine Reduktion auf 50 mg/l 1980 in der dänischen Trinkwasserverordnung traf zeitlich zufällig mit der verabschiedeten EG-Trinkwasser-Richtlinie zusammen. Die entsprechende rechtliche Implementation geschah bis 1983. So war Dänemark der einzige Mitgliedsstaat, der die EG-Trinkwasser-Richtlinie fristgemäß in nationale Gesetzgebung umsetzte und implementierte.

5.2 Ökologisierung und Problemdefinition

Umweltprobleme wurden in Dänemark wie in anderen westeuropäischen Staaten mit Beginn der siebziger Jahre zum öffentlichen und politischen Thema. In dieser Zeit wurde das erste eigenständige Umweltministerium der Welt 1971 eingerichtet und 1974 eine ganze Reihe von Umweltgesetzen verabschiedet (Dalberg-Larsen 1991). Die Gesetzgebung betraf jedoch vor allem industrielle und urbane Umweltprobleme, während die Landwirtschaft zunächst so gut wie nicht in Umweltregulierungen einbezogen wurde, da sie nicht als umweltgefährdend wahrgenommen wurde. Generell wurden die Umweltgesetze kontinuierlich angepaßt und verschärft. Die dänische Umweltpolitik entwickelte sich bis zu Beginn der achtziger Jahre in einer Atmosphäre weitgehenden korporatistischen Konsensus von Entscheidungsträgern, Verwaltungsbehörden und Wirtschaftsorganisationen. In den achtziger Jahren löste sich dieser umweltpolitische Konsens jedoch zunehmend auf aus mehreren Gründen: Zum einen wurde die begrenzte Wirksamkeit dieser korporatistischen umweltpolitischen Arrangements immer deutlicher und diese infolgedessen insbesondere von den erstarkenden Umweltverbänden² als unzulänglich

2 So hat die Mitgliedszahl der 1911 gegründeten Naturschutz-Vereinigung, des größten dänischen Umweltverbandes, von 75 000 in 1975 auf 273 000 in 1988 zugenommen, wobei sie sich von einer eher traditionellen, auf Landschaftsästhetik orientierten Naturschutzgruppierung etwa Anfang der achtziger Jahre in eine politisch agile Umweltschutzgruppe wandelte.

in Frage gestellt; zum zweiten spielte im Zuge der umweltpolitischen Profilierungsbemühungen der dänischen politischen Parteien in den achtziger Jahren die sogenannte »grüne Mehrheit« eine wichtige Rolle, bestehend aus der parlamentarischen (vor allem sozialdemokratischen) Opposition und der kleinen sozialliberalen Partei, die einerseits die bürgerlichen Minderheitsregierung parlamentarisch abstützte, sich andererseits aber umweltpolitisch deutlich von ihr abhob. Diese »grüne Mehrheit« setzte auf parlamentarischer Ebene eine Reihe von umweltpolitisch »progressiven« Maßnahmen gegen die (restliche) Regierung durch und löste damit den umweltpolitischen Konsens auf; zum dritten evozierten diese verschärften umweltpolitischen Programme den massiven Widerstand betroffener Wirtschaftsgruppen, gerade auch der Bauernverbände, so daß deren (korporatistische) Mitarbeit, auf der die bisherigen »weicheren« umweltpolitischen Regulierungen bauten, nun nicht mehr unterstellt werden konnte.

Im Zuge der allgemeinen Umweltdiskussion drangen Umweltprobleme der Landwirtschaft insbesondere über vermehrtes Fischsterben in dänischen Gewässern ins Umweltbewußtsein der Öffentlichkeit. Bei der durchaus ebenfalls existierenden Diskussion des Naturschutzes in Dänemark hingegen muß man sich vor Augen halten, daß der Begriff Natur hier sehr schwer zu definieren ist. Große, unkultivierte, zusammenhängende Landstriche existieren in diesem Land schon seit Jahrhunderten nicht mehr (Zeddies et al. 1990). Die in den achtziger Jahren verabschiedeten naturschutzrelevanten Regulierungsmaßnahmen sind dabei durchaus von substantiellem Ausmaß wie die Beschränkung von Entwässerungsmaßnahmen, Entwaldungsverbote und andere.

Während von einer dänischen Agrarumweltpolitik in den siebziger Jahren nicht gesprochen werden kann, wurde die Landwirtschaft insbesondere aufgrund der relativ eigenständigen umweltpolitischen Aktivitäten des dänischen Umweltbundesamtes (Miljostyrelsen) mit einer Reihe von Auflagen und Vorgaben im Rahmen des 1985 vom Parlament beschlossenen NPO-Aktionsplans³ konfrontiert, die im 1987 vom Umweltministerium vorgelegt und von der »grünen Mehrheit« unterstützten »Aktionsplan gegen die Verunreinigung der dänischen Gewässer mit Nährstoffen« mit nunmehr konkreten spezifischen Zielvorgaben noch verschärft wurden. Diese umweltpolitischen Aktionspläne betrafen nicht nur die Landwirtschaft, sondern auch die Industrie und die Kommunen. Mit dem 1988 neu gewählten Minderheitskabinett unter Einbeziehung der sozialliberalen Partei verschwand die »grüne Mehrheit« im Parlament. Bauernverbände (und Agrarministerium), die von der öffentlichen Debatte

3 *nitrogen, phosphate, organic matter*

und Politisierung von Umweltproblemen der Landwirtschaft zunächst auf eher kaltem Fuß erwischt worden waren, verfolgten nunmehr eine relativ konsequente Strategie von Protestkampagnen gegen die vorgesehenen verschärften Umweltauflagen und der Vereinnahmung agrarumweltpolitischer Zuständigkeiten. Entsprechend legte das Landwirtschaftsministerium als verantwortliche Behörde im April 1991 einen politisch »weiche- ren« und auf die Kooperation der Landwirte setzenden Aktionsplan für dauerhafte landwirtschaftliche Entwicklung vor (Ministry of Agriculture 1991).

Die politische Wahrnehmung und die öffentlich kontroverse Diskussion des Nitratproblems datiert in Dänemark erst auf Anfang der achtziger Jahre. Das Nitratproblem wurde anfangs primär hinsichtlich der Trinkwasserbelastung, dann jedoch stets auch im Kontext anderer Emissions- und Eutrophierungsprobleme wie Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, Stickstoff-Eutrophierung der innerdänischen Ostsee und (urbane) Phosphatbelastungen der Gewässer gesehen und politisch diskutiert. In den siebziger Jahren führten vereinzelt auftretende hohe lokale Nitratgehalte im Trinkwasser zu keiner öffentlichen Diskussion. Allenfalls wenige wissenschaftliche »Außenseiter« oder »Wasserwerker« erörterten die Nitratproblematik in den sechziger und siebziger Jahren. Anfang der achtziger Jahre wurden auch erhöhte Nitratgehalte im Gemüse thematisiert, jedoch nicht zu einem Thema der öffentlichen Diskussion. Wurde das Nitratproblem in der öffentlichen politischen Diskussion, angestoßen durch analoge Debatten im Ausland, bis 1985 vor allem als Belastung des Trink- und damit Grundwassers definiert, so verschob sich der Fokus der dänischen Nitratdebatte seit 1986 stark auf die bereits in den siebziger Jahren thematisierte Eutrophierung vor allem maritimer Gewässer, wobei öffentlich breit diskutierte Fälle von Fischsterben hier eine auslösende Funktion hatten. Dies mag damit zusammenhängen, daß die dänischen Küsten- und Seegewässer für die volkswirtschaftlich bedeutsame Fischerei- und Tourismusindustrie eine wesentliche Ressource darstellen. Parallel zu den eingeleiteten agrarumweltpolitischen Maßnahmen betraf die dänische Nitratdebatte in der Folgezeit erforderliche Maßnahmen der Landwirtschaft wie den Bau von Güllespeichern, die Vermeidung von unregelmäßigen Abflüssen aus Silos etc., die Umsetzung von Düngeplänen, verstärkten Winterfruchtanbau, gipfelnd in der Zielsetzung des Aktionsplanes von 1987, den Nitrat- ausstrag bis 1990 um 50 % zu reduzieren. Die Absicht der »grünen Mehrheit«, eine Stickstoffsteuer - zur Finanzierung der Beihilfen zum Bau von Güllespeichern - einzuführen, führte zu heftigen Protesten der Agrarverbände und -behörden. Umgekehrt waren die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen der WVUs, wie das Bohren tieferer Brunnen, kaum Gegen-

stand der Nitratdiskussion. Parallel dazu war die Begrenzung und Regulierung der im internationalen Vergleich hohen Ammoniakemissionen je Hektar der Landwirtschaft Thema der wissenschaftlichen und administrativen Diskussion. Politisch wesentlich ist die Verknüpfung von Zielen der starken Verringerung des landwirtschaftlichen Nitrataustrags mit solchen der Verringerung von Nitrat- als auch vor allem Phosphataustrag in kommunalen Kläranlagen und auch in der betroffenen Industrie, die Nichtthematisierung der agrarpolitischen Rahmenbedingungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen und der Verzicht auf Ausgleichszahlungen für die agrarumweltpolitischen Auflagen abgesehen von den Investitionsbeihilfen für die Erhöhung der Güllelagerkapazität.

Im Ergebnis erleichterten die Ökologisierungstendenzen in der dänischen Gesellschaft und die kontextuelle umweltpolitische Einbettung nitratpolitischer Maßnahmen die politisch wirksame Anerkennung des Nitratproblems als umweltpolitisch relevante Agenda. Die betroffenen landwirtschaftlichen Akteure bestritten bis Mitte der achtziger Jahre zunächst ihre zentrale ursächliche Rolle und stellten die Kritiker als linke Romantiker oder Unwissende dar. Sie änderten ihre Einstellung jedoch mit der Zeit und wirkten auch konstruktiv im Prozeß der Umsetzung agrarumweltpolitischer Regulierungen mit. Dabei insistierten sie allerdings auf eine Begrenzung der ursächlichen Rolle der Landwirtschaft auf unangemessene Praktiken der Viehhaltung und der Gülleausbringung, während die mineralische Stickstoffdüngung ökologisch nicht negativ zu beurteilen sei. Auf der Kostenseite gelang ihnen die Durchsetzung von Investitionsbeihilfen beim Bau von Güllespeichern und die Abwehr einer Stickstoffsteuer.

Im Unterschied zur deutschen Nitratdiskussion hat sich die dänische Nitratdebatte nicht primär auf die Schiene Stickstoffdüngung-Trinkwasser-Gesundheit konzentriert. Sie erstreckte sich eher auf andere Bereiche wie Eutrophierung und Ammoniakemissionen. Komplexere ökologische Folgewirkungen wie synergistische Effekte, Problemverlagerungen und der globale Stickstoffkreislauf wurden jedoch ebenso kaum thematisiert. Grundsätzlich läßt sich die Entwicklung der dänischen Nitratdebatte durchaus strukturanalog zur deutschen entlang der folgenden Dimensionen resümieren:

- von grundsätzlichen Fragen nach Ursache-Wirkungszusammenhängen zu speziellen (standortspezifischen) Detailanalysen und Differenzierungen,
- von Nitrat auswaschung und -wasserbelastung zu komplexeren und allgemeineren Folgeproblemen landwirtschaftlicher Stickstoffeinträge,
- von der Problemanalyse zur Problembehandlung,

- von der wissenschaftlichen Fachdebatte zur öffentlichen Diskussion
- und vom Reden zum Handeln, somit die Ebene des reinen Debattierens und Analysierens transzendierend.

5.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Das Nitratproblem spielte in der dänischen Agrar-, Umwelt- und Gesundheitspolitik bis in die achtziger Jahre praktisch keine Rolle. Ehe sich die landwirtschaftlichen Akteure um etwa 1985 mit den Umweltauflagen des NPO-Aktionsplanes konfrontiert sahen, herrschte in der Umweltpolitik ein informeller korporativer Politikstil vor, wobei das Parlament die ausgehandelten Politikprogramme lediglich mehr oder minder konsensuell ratifizierte.

Wesentliche in nitratrelevanten Politikspielen involvierte Akteure waren das Umwelt- und das Landwirtschaftsministerium, das Umweltbundesamt, die Landwirtschaft und die politischen Parteien sowie außerdem die Kommunen, die Wasserwirtschaft, Besitzer von Privatbrunnen, die Energieversorgung, die Transportindustrie, die Naturschutzverbände und die landwirtschaftliche Beratung.⁴ Die EG-Kommission und die EG-Trinkwasser-Richtlinie spielten keine große Rolle, da Dänemark als einziger EG-Staat den NO_3 -Standard von 50 mg/l eher beiläufig rechtzeitig übernahm und implementierte, nachdem bis 1980 der Grenzwert 80 mg/l betragen hatte. Das Umweltbundesamt entpuppte sich als für dänische Verhältnisse relativ eigenständiger administrativer Akteur, der zusammen mit den an politischer Bedeutung gewinnenden Umweltverbänden die umweltpolitische Diskussion vorantrieb und entsprechende wissenschaftliche Untersuchungen über die Verbreitung verschiedener Schadstoffe einschließlich Nitrat erstellte. 1981 erwähnte das Umweltministerium erstmals die Nitrat- und Phosphatbelastung der Gewässer, jedoch ohne Konsequenzen in der entsprechenden parlamentarischen Debatte über die Novellierung des Umweltschutzgesetzes. Die Wasserversorgungsunternehmen konnten durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen des neue (tiefere) Brunnen Bohrens und der Wassermischung die Einhaltung des Nitratgrenzwertes weitgehend relativ problemlos gewährleisten und gegebenenfalls daraus resultierende Mehrkosten an die Wasserverbraucher weitergeben und spielten von daher in der Nitratpolitik keine wesentliche Rolle. Wassertechnische Strategien der Nitratentfernung wurden in Dänemark

⁴ Das Gesundheitsministerium und die Agroindustrie spielten in der dänischen Nitratdiskussion und -politik keine wesentliche Rolle.

hingegen nicht verfolgt. Außerdem bildete sich Ende der achtziger Jahre eine Gruppe der Privatbrunnenbesitzer, die gegen den meist mit beträchtlichen Kosten verbundenen Zwangsanschluß an die öffentliche Wasserversorgung opponierte, der bei Grenzwertüberschreitungen zunehmend von den zuständigen Behörden angeordnet wurde. Diese Gruppe spielte jedoch keine relevante Rolle in der dänischen Nitratpolitik. Die Nitratpolitik betraf vor allem im Rahmen des NPO-Aktionsplanes und anschließenden Aktionsplans gegen die Verunreinigung der dänischen Gewässer mit Nährstoffen die Reduzierung des Nitrataustrags und dabei - unter anderem auch aus symbolpolitischen Gründen - nicht nur die Landwirtschaft, sondern auch die kommunalen Kläranlagen und die Industrie. Von daher wurde zwar die Landwirtschaft als Hauptverursacher der Nitrateinträge angesehen, jedoch nicht ihr allein Auflagen vorgeschrieben. Darüber hinaus betrafen weitere Maßnahmen der Aktionspläne insbesondere Phosphatmissionen, die zu mehr als 70 % den kommunalen Abwässern zugeschrieben wurden (vgl. Ministry of the Environment 1987). Auf der Basis des bis Mitte der achtziger Jahre anhaltenden korporatistischen Konsensus in der dänischen Umweltpolitik gewann das Nitratproblem im Politikspiel der Akteure jedoch erst einen Stellenwert, als seine umweltpolitische Behandlung substantielle Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Akteure zu haben drohte. Von daher führten die bezeichneten symbolpolitischen Verknüpfungen mit anderen umweltpolitischen *issues* zu keinen signifikanten inhaltlichen Verkoppelungen in den entscheidenden politischen Aushandlungsprozessen. Entsprechend reduzierte sich die Zahl der maßgeblichen Akteure. Vier Muster bestimmten dabei seit 1985 im wesentlichen die Politikspiele um Nitrat:

1. die Rivalität zwischen Umwelt- und Landwirtschaftsministerium um die Formulierung von und die Zuständigkeit für agrarumweltpolitische Programme mit entsprechenden Auseinandersetzungen um die »Demarkationslinien« zwischen beiden Ministerien (zum Beispiel persuasive versus regulative Politik),
2. die Festsetzung von Fristen, staatlichen Zuschüssen und prozeduralen Regeln in bezug auf den Bau von Güllespeichern,
3. der Druck der »grünen Mehrheit« zugunsten einer Reduzierung des Nitrataustrags um 50 % und alternativ der Einführung einer N-Steuer mit einem entsprechenden Stellenwert der Parteipolitik von 1985 bis 1989,
4. die Wiedergewinnung von politischer Initiative und Zuständigkeit für die Agrarumweltpolitik seitens der landwirtschaftlichen Akteure. So war das Agrarministerium für die Erstellung des Aktionsplanes für eine dauerhafte Landwirtschaft verantwortlich, erhielten die landwirt-

schaftlichen Beratungsdienste die Vollzugskontrolle des Baus der gesetzlich vorgeschriebenen Güllespeicher und wurde die vorgesehene N-Steuer vom Parlament nicht verabschiedet.

Insbesondere die im Aktionsplan von 1987 vorgesehene Einführung einer N-Steuer im Falle unzureichenden Rückgangs des Mineräldüngerverbrauchs führte zu massiven Protesten der Agrarverbände, wobei sie hier auch das Wettbewerbsargument auf EG-Ebene mobilisieren konnten.

Dänische Nitratpolitik fand im wesentlichen in zwei getrennten Politikarenen statt: der Wasserpolitik und der Agrarpolitik. Dabei nimmt die umweltpolitische Eingriffskompetenz von der grenzwertbewehrten Gesundheitspolitik zur Agrarpolitik hin ab, obgleich die verfügbaren regulativen Politikinstrumente durchaus beachtlich bleiben. Wie die Entwicklung der dänischen Nitratpolitik zeigt, ist deren strikter Einsatz im vorherrschenden politischen Klima jedoch noch kaum möglich. Politische Durchsetzbarkeit und ökologische Wirksamkeit verhalten sich eher gegenläufig.

Politikspiele um Nitrat haben primär in der sich herausbildenden agrarumweltpolitischen Arena stattgefunden und dadurch diesen Evolutionsprozeß unterstützt. Der Kern der Agrarpolitik wurde bislang durch die Nitratpolitik nicht tangiert, wobei die anfallenden (möglichen) Kostenbelastungen der Landwirtschaft allerdings ein beachtliches Ausmaß annehmen könnten (Güllespeicher für 9 Monate, N-Steuer). Die in Deutschland sich durchsetzenden Ausgleichszahlungen zugunsten der Landwirtschaft spielen in Dänemark bislang keine Rolle; es gibt allerdings auch keine Wasserschutzgebiete abgesehen von der Schutzzone I entsprechenden Schutzvorkehrungen. Das Verursacherprinzip wurde noch nicht allzu sehr aufgeweicht.

Ein vermehrter Informationsaustausch zwischen und entsprechende Lernprozesse bei den beteiligten Akteuren, insbesondere der Landwirtschaft, fanden durchaus statt. Das Instrument umweltverträglicher Bewirtschaftungsvereinbarungen (*management agreements*) spielt in Dänemark außer in wenigen Umweltzonen (*environmentally sensitive areas*) keine Rolle.

Die nitratpolitischen Prozesse blieben nicht auf der Ebene bloßer Symbolpolitik stehen; Nitratdebatte und nitratpolitisches Handeln bedingen sich seit Ende der achtziger Jahre wechselseitig.

Kennzeichnend für die dänischen Nitratpolitik ist eine vergleichsweise eher späte politische Wahrnehmung, eine relativ rasche und weitgehende Politikformulierung und der Einfluß äußerer medienwirksamer Ereignisse wie das Fischsterben 1986. Die relativ rasche Politikumsetzung anstelle eines länger anhaltenden »Schwarzer-Peter-Spiels« wird verständlich vor

der spezifischen parteipolitischen Konstellation mit einer »grünen Mehrheit« der Opposition im Parlament auf der Basis einer zuvor dominierenden konsensuellen korporatistischen Umweltpolitik und einer umweltbewußten Öffentlichkeit.

5.4 Politische Programme

An nitratrelevanten Politikprogrammen und -maßnahmen sind - gemäß der in Kapitel 4.5 vorgenommenen Differenzierung - auf der Wasserseite zum einen der Nitratgrenzwert in der dänischen Trinkwasserverordnung und die diesbezüglichen auf konkrete Wasserversorgungsanlagen bezogenen Maßnahmen der Wasserversorgungsunternehmen und -behörden zu nennen, zum anderen der Einbau von (denitrifizierenden) biologischen Verfahren in den kommunalen Kläranlagen und der Einsatz verbesserter Technologien in der Industrie. Letztere Vorgaben im Aktionsplan von 1987 sollen zu einer Reduzierung des Nitrataustrags um 1 000 Tonnen bzw. 3 000 Tonnen bis 1993 beitragen, was in Relation zu 30 000 Tonnen sowie zu 290 000 Tonnen insgesamt in 1983 zu sehen ist (Miljøstyrelsen 1984).

Bezogen auf die Landwirtschaft sieht der Aktionsplan von 1987 vor:

- optimale Ausnutzung des organischen Düngers aus der tierischen Produktion durch größere Lagerkapazitäten (9 Monate gegenüber 6 Monaten im NPO-Aktionsplan von 1985)
- Verbot der Gülleausbringung auf gefrorenen Böden sowie auf nicht weiter bestellten, abgeernteten Feldern bis zum 1. November
- Begrenzung der Gülleausbringung auf etwa 2 DE/ha
- Verhinderung des Nitrataustrags durch Leckagen oder Futtermieten
- Gebot der Gülleearbeitung innerhalb von 12 Stunden zur Verringerung von Ammoniakemissionen
- verbesserte Nutzung von Handelsdünger durch verbesserte Ausbringungstechnik und einen obligatorischen Düngerplan für alle Landwirte
- Vorschrift, daß jeder Landwirt einen festgelegten Anteil seiner Fläche mit überwinterten Pflanzen (zum Beispiel Wintergetreide, Wintergras, Gras) bestellen muß
- erweiterte Umweltvorschriften bei der Genehmigung großer Viehhaltungseinheiten.

Mittelbar wirksame Vorgaben des Aktionsplanes von 1987 betreffen strukturelle Maßnahmen wie die Ausweisung von Naturschutzgebieten, Flächenstilllegung, düngerfreie Zonen entlang von Wasserläufen, Aufforstung, ökologische Bewirtschaftung etc. Außerdem ist seit 1990 zur Ver-

ringerung der Luftverschmutzung, des Nitrataustrags und zum Biotopschutz das Strohverbrennen verboten.

Nicht umgesetzt wurde wie erwähnt die geplante Stickstoffsteuer; keine Rolle spielen Düngerquoten, Wasserschutzgebiete und Trinkwasseraufbereitung (Denitrifizierung).

Während der auf 50 mg/l herabgesetzte Nitratwert seit 1980 gilt und seit 1983 administrativ umgesetzt wird, wurden die agrarbezogenen Politikprogramme im wesentlichen im Umweltministerium und ihm zuzurechnenden Institutionen entwickelt und in den entsprechenden Aktionsplänen 1985 und 1987 verabschiedet, wobei letzterer weiter ging und konkrete Ziele für die angestrebte Reduzierung des Nitrataustrags um 50 % bis 1990 spezifizierte - neben um 80 % reduzierte Phosphatmissionen -, einschließlich der Ermächtigung kommunaler Behörden, illegale punktförmige Emissionsquellen stillzulegen.

Die verwandten Politikinstrumente sind primär regulativer und unterstützend persuasiver Natur, insbesondere landwirtschaftliche Umweltberatung, während ökonomische Instrumente im wesentlichen nur subsidiär eingesetzt werden. Die Hauptkosten verursacht der Bau von Güllespeichern (insgesamt ca. 800 Millionen DM), der in verschiedenen Formen (EG-Strukturverordnung, nationaler Umweltzuschuß, steuerliche Sofortabschreibung) mit ca. 30 % staatlich bezuschußt werden kann. Staatliche Beihilfen gibt es außerdem für den organischen Landbau und Flächenstilllegungen sowie für Auflagen in Naturschutzgebieten. Schließlich haben staatliche Stellen von 1972 bis 1987 im Rahmen eines entsprechenden Regierungsprogramms etwa 450 Gebiete mit einer Gesamtfläche von 11 000 Hektar als Naturschutzplanungsgebiete aufgekauft (Zeddies et al. 1990).

Das Ziel einer 50 %igen Reduzierung des Nitrataustrags bis 1990 ist als sehr ehrgeizig zu bezeichnen und wurde auch nicht wie geplant erreicht. Insgesamt wurden die substantiellen nitratpolitischen Zielvorstellungen innerhalb eines kurzen Zeitraums von nur wenigen Jahren erheblich ausgeweitet. Die einzelnen Komponenten der Nitratpolitik werden zwar umweltpolitisch in einem Zusammenhang gesehen, interferieren in der Praxis jedoch kaum miteinander. Wasserwirtschaftliche, abwasserklärende, landwirtschaftliche und industrielle Maßnahmen werden überwiegend parallel zueinander verfolgt. Staatlich vorgegebene und regulierte »Nitratprogramme« dominieren eindeutig, auch wenn letztlich die entsprechenden substantiellen Umsetzungsmaßnahmen überwiegend von nichtstaatlichen Akteuren wie Landwirten oder Wasserversorgungsunternehmen zu realisieren sind. Insgesamt zeichnet sich die Formulierung nitratbezogener Politikprogramme durch zunehmende Differenziertheit,

wachsende Präventionsorientierung und vermehrte Eigenregulierung seitens der Agrarbehörden und Landwirtschaft aus.

5.5 Regulierung und Vollzug

Mit Ausnahme des Trinkwasserstandards von 50 mg/l ist die dänische Nitratpolitik jungen Datums. Deshalb ist eine umfassende Evaluation ihres Vollzugs noch verfrüht. Dennoch können die entsprechenden Politikprogramme mit einigen Erfolgsmeldungen aufwarten. Insgesamt sind Erfolge im wesentlichen dort zu verzeichnen, wo die Vollzugskontrolle einfach ist. Allerdings gelang es den landwirtschaftlichen Akteuren mit dem Kompetenzgewinn in der Agrarumweltpolitik, einige der strikten und zeitlich terminierten Auflagen aufzuweichen, zum Beispiel bei den Anforderungen im Bau von Güllespeichern. Die Landwirte hielten 1990 die Standards bezüglich der Abdichtung von Güllebehältern und Futtermieten ein. Inzwischen dürften 75 % über die verlangte Güllespeicherkapazität verfügen. Auch die Vorschriften für Schutzstreifen entlang von Gewässern dürften weitgehend eingehalten werden ebenso wie die Gülleausbringungsverbote auf gefrorenen Böden. Die vorgeschriebene Bestellung von mindestens 65 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche eines Betriebes mit überwinternden Pflanzen wird kaum kontrolliert. Insofern jedoch entgegen den ursprünglichen Vorstellungen auch Wintergetreide neben Grünland und Leguminosen zugelassen wurde, deckte sich diese Auflage mit dem aus ökonomischen Gründen ohnehin vermehrten Anbau von Wintergetreide. Die Einhaltung der ordnungsgemäßen und auf etwa 2 DE/ha begrenzten Gülleausbringung ist kaum kontrollierbar. Die vorgeschriebenen jährlichen Düngerpläne führten bisher nicht zu dem intendierten verminderten Mineraldüngerverbrauch. Insgesamt ergibt sich also ein gemischtes Bild hinsichtlich der Implementation nitratbezogener Politikprogramme. Interessant ist in diesem Zusammenhang auch festzuhalten, daß eine gewisse Zahl von Landwirten durchaus behördlich kontrolliert, verfolgt und mit Bußgeldern belegt wurden.

Auf der Seite der kommunalen Abwasserreinigung und Trinkwasserversorgung, allerdings nur eingeschränkt bei Privatbrunnen, sind zwar weitgehender, aber keineswegs vollständiger Vollzug der entsprechenden Standards zu vermelden, wie die weiterhin noch zu beobachtenden Grenzwertüberschreitungen beim Nitratgehalt des Trinkwassers illustrieren. Es wird allgemein erwartet, daß die bis 1995 umzusetzenden Standards der (biologischen) Abwasserreinigung von den Gemeinden und der Industrie auch eingehalten werden.

Der Regulierungsstil der dänischen Nitratpolitik kann als primär korporativ bezeichnet werden in Übereinstimmung mit dem in der Vergangenheit vorherrschenden Muster in der Umweltpolitik. Das Regulierungsmuster ist im Hinblick auf Sachbereiche, Effektivität, Effizienz, Ursachenbezogenheit, rechtliche und administrative Praktikabilität und politische Durchsetzbarkeit als variierend und flexibel einzustufen.

5.6 Policy impacts and outcomes

Policy impacts der dänischen Nitratpolitik lassen sich begrenzt ausmachen, wie im vorigen Abschnitt angedeutet. Die Landwirte adaptieren sich primär an die leichter kontrollierbaren Umweltauflagen, während die unveränderte Verbrauch an mineralischem Stickstoffdünger geringen Einfluß der obligatorischen Düngerpläne indiziert.⁵ Die öffentliche Wasserversorgung bemüht sich um die Einhaltung des Nitratstandards, während private Brunnenbesitzer sich aus Kostengründen gegen entsprechende Anschlußverfügungen zur Wehr zu setzen versuchen. Die Kommunen sind dabei, biologische Verfahren der Abwasserklärung einzufügen, soweit noch nicht vorhanden.

Hinsichtlich der *policy outcomes* läßt sich zunächst in den achtziger Jahren eine abnehmende Belastung des Trinkwassers mit überhöhten Nitratwerten konstatieren. Der Erfolg der dieser Entwicklung zugrunde liegenden wasserwirtschaftlichen Strategie des Bohrens neuer tieferer Brunnen basiert allerdings auf der relativen Undurchlässigkeit dieser Aquifer-Deckschichten; denn insgesamt läßt sich bislang vielfach ein langsamer Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser beobachten (National Agency of Environmental Protection 1984), auch wenn dieser noch nicht als durchgängig statistisch signifikant nachzuweisen ist (Gosk et al. 1990).

Es gibt auch Anzeichen für sich allmählich verringernde Nitrateinträge in der Landwirtschaft (Ministry of the Environment 1990), ohne daß diese Einschätzung jedoch bereits hinreichend abgesichert ist. Auf jedem Fall wurde das ehrgeizige Ziel einer 50 %igen Reduktion des Nitrateintrags innerhalb weniger Jahre nicht erreicht. Andererseits ist kaum mehr ein durch agrarstrukturellen Wandel bedingter Nitratanstieg etwa infolge regionalen Gülleanfalls zu erwarten.

5 Der vermehrte Anbau von Wintergetreide erlaubt allerdings höhere Düngergaben bei eher geringerer Nitratwaschung.

Während der Nitrateintrag in Fließgewässer infolge der ausgewiesenen Uferandstreifen gesunken sein dürfte⁶, kann mit einer signifikant verminderten Nitratbelastung maritimer Gewässer noch nicht gerechnet werden, da sich ein solcher Veränderungsprozeß über Jahre hinzieht.

Zumindest ein beachtlicher Teil dieser (positiven) Entwicklungstendenzen ist unter anderem der dänischen Nitratpolitik als *policy outcome* zuzuschreiben. Insbesondere mittelfristig kann mit einer weiteren Verringerung der Nitrateinträge in Dänemark gerechnet werden.

5.7 Dänische Nitratpolitik und ihre Determinanten

Bei der Erklärung der Strukturmuster dänischer Nitratpolitik mit Hilfe der verschiedenen Klassen von Policy-Determinanten geht es wiederum um das Verständnis der de facto rekonstruierbaren »Nitratpolitik«, da von einer intentional bewußten Nitratpolitik als *policy* auch in Dänemark nur sehr begrenzt gesprochen werden kann.

An relevanten gesellschaftsstrukturellen Determinanten der Nitratpolitik sind in Dänemark insbesondere ein relativ starkes Umweltbewußtsein, eine wohlausgebildete zivile Gesellschaft, ein deutlicher Bürokratisierungsgrad, die andauernde Signifikanz etablierter formeller Politikroutinen und eine langsam steigende Politisierung der Produktion, die in der Legitimität substantieller öffentlich-staatlicher Vorgaben für die industrielle Produktion zum Ausdruck kommt, anzuführen. Dies läßt die politikrelevante Thematisierung des Nitratproblems und eine substantiell relevante Nitratpolitik innerhalb primär bürokratischer Routinen erwarten.

Als Kontextdeterminanten sind hervorzuheben eine politisch einflußreiche Agrarpolitik, eine partiell durchsetzungsfähige Umweltpolitik, der beträchtliche volkswirtschaftliche Stellenwert des Agrarsektors, die in den letzten Dekaden entstandene regionale Agrarstruktur, die vorherrschenden, durch vergangene Entscheidungen verankerten wasserwirtschaftlichen Strategien der WVUs, der beachtliche Anteil an Privatbrunnen, die langsam an Bedeutung gewinnende Ökologisierung von Politikbereichen und die wachsende politikrelevante Wahrnehmung des Nitratproblems. Dies läßt eine Verankerung der Nitratpolitik im Landwirtschaftsministerium erwarten, soweit sie die Landwirtschaft betrifft, eine relativ geräuschlose, nicht politisierte Behandlung eventueller Nitratprobleme seitens der

6 Allerdings resultieren etwa 65 % der Nitratbelastung der Fließgewässer aus Grundwasserzufuhren (Auerswald et al. 1989).

Wasserwirtschaft und gegebenenfalls Sondermaßnahmen in bezug auf Privatbrunnen.

Politikstrukturell läßt sich Dänemark kennzeichnen durch Korporatismus, vorhandene administrative Organisations- und Ressourcenkapazitäten, vielfache Detailregulierungen, eine relativ eindeutige, aber flexible Arenenstruktur, eine gewisse Permeabilität des politischen Prozesses, begrenzte Partizipationschancen der Bevölkerung sowie unterschiedliche Konflikt(lösungs)muster in der Politik. Dies macht eine korporatistische Nitratpolitik mit relativ ausgeprägter politischer Programmformulierung und starker administrativer Durchregulierung sowie das Auftreten von unerwarteten Konflikten und Konfliktlösungen wahrscheinlich.

Situationsstrukturelle Determinanten kommen in der Existenz von agrarumweltpolitischen Programmen, der begrenzten Eigendynamik von Nitratprogrammen und landwirtschaftlicher Produktionsmuster, der politischen Verkopplung von Nitrat- und Phosphatmissionen, einer Akteurkonfiguration mit wenigen Haupt-, jedoch einer Reihe von Nebenakteuren, der Landwirtschaft als Hauptbetroffener und Hauptadressat der Nitratpolitik und der »Rückgewinnung« von nitratpolitischen Entscheidungskompetenzen seitens der landwirtschaftlichen Akteure zum Ausdruck. Dies läßt ausgeprägte Bargainingprozesse, Inkrementalismus, kooperative Einbindung von Landwirtschaft und Agrarpolitik und eine klare inhaltliche Ausrichtung der Nitratpolitik in bezug auf die Landwirtschaft vermuten.

An historiographischen Determinanten sind zu nennen das dänische Umweltbundesamt als signifikanter eigenständiger Akteur im Politikspiel, das Phänomen der »grünen Mehrheit« im Parlament und eine parteipolitisch geprägte Rationalität der Umweltpolitik. Dies erlaubt, in situativer Abhängigkeit von dieser Konstellation, phasenweise eine »starke« Nitratpolitik.

Problemstrukturell zeichnet sich das Nitratproblem in Dänemark dadurch aus, daß es weder geographisch, noch bezogen auf die Muster der Agrarproduktion und der Trinkwasserversorgung als lokal oder national gravierend, jedoch als relativ durchgängig und verschiedene Bereiche betreffend einzustufen ist. Diese Problemkonstellation läßt vergleichsweise beliebige nitratpolitische Reaktionsformen zu.

Diese »politiklogische« Ableitung der zu erwartenden Nitratpolitik stimmt recht gut mit der tatsächlich zu beobachtenden, in den vorherigen Abschnitten beschriebenen überein. Zusammenfassend läßt sich die dänische Nitratpolitik dabei durch folgende Merkmale kennzeichnen:

1. In der Sache zielt sie auf Prävention - aber nicht auf Metaprävention, die den Kern der Agrarpolitik betreffen würde - und verfolgt ebenso korrektive Maßnahmen.
2. Sie vermag primär den Landwirten einen Großteil ihrer Kosten aufzuerlegen.
3. Sie setzt auf regulative Politik, ergänzt durch *moral suasion*. Politische Maßnahmen auf Metaebene wie Korporatisierung werden angestrebt, und der Einsatz ökonomischer Instrumente ist durchaus möglich. Politikverzicht dominierte in den siebziger Jahren, spielte jedoch keine Rolle in den achtziger Jahren.
4. Sie verfügt über politische Handlungsfähigkeit.
5. Sie artikulierte relativ eindeutige Politikziele.
6. Politikprogramme werden in stark unterschiedlichem Ausmaß umgesetzt.
7. Die zugrunde liegende Politikrationalität läßt sich am besten als eine Mischung aus Effektivitäts-, Legitimations- und Bestandsrationalität beschreiben.
8. Die dänische Nitratpolitik weist eine begrenzte Entwicklungsdynamik auf.
9. *Policy impacts* und *outcomes* sind feststellbar, jedoch nur eingegrenzt vorhersehbar.

6. Niederlande¹

6.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

In den Niederlanden hat die Nitratkonzentration im Grundwasser in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich zugenommen und stellt inzwischen durchaus eine mittelfristige Gefahr für die Trinkwasserversorgung dar. Mitte der achtziger Jahre wies nur knapp 1 % des zu gut zwei Dritteln aus Grundwasser gewonnenen Trinkwassers Nitratkonzentrationen von über 50 mg/l auf (DVGW 1987), das von noch etwa 60 meist kommunalen WVUs geliefert wird², wobei dieser niedrige Wert allerdings bereits aufwendige wasserwirtschaftliche Maßnahmen reflektiert. Das Nitratproblem ist im wesentlichen auf die südöstlichen Landesteile konzentriert, wo Intensivtierhaltung mit hohen Gülleüberschüssen, durchlässige sandige Böden mit geringer natürlicher Denitrifikation und günstige Voraussetzungen der Grundwassernutzung in pleistozänen Sandschichten zusammentreffen.³ Die Verfünffachung mineralischer N-Düngeranwendung seit 1950 auf durchschnittlich ca. 250 kg/ha Mitte der achtziger Jahre wirkte im Vergleich dazu für das Auftreten hoher Nitratkonzentrationen im Grundwasser bislang keine große Rolle (vgl. Abbildung 6.1 und 6.2). Generell ist eine deutliche Korrelation zwischen wachsender Intensität und (regionaler) Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion, speziell der Tierproduktion, einerseits, und steigenden Nitratkonzentrationen, andererseits, in den Niederlanden beobachtbar. In der Zeitdimension läßt sich eine Verschärfung des Nitratproblems seit Anfang der achtziger Jahre konstatieren, verbunden mit dem Wissen, daß seine Lösung selbst bei signifikanten Veränderungen in der Tierproduktion Jahrzehnte in Anspruch nehmen wird.

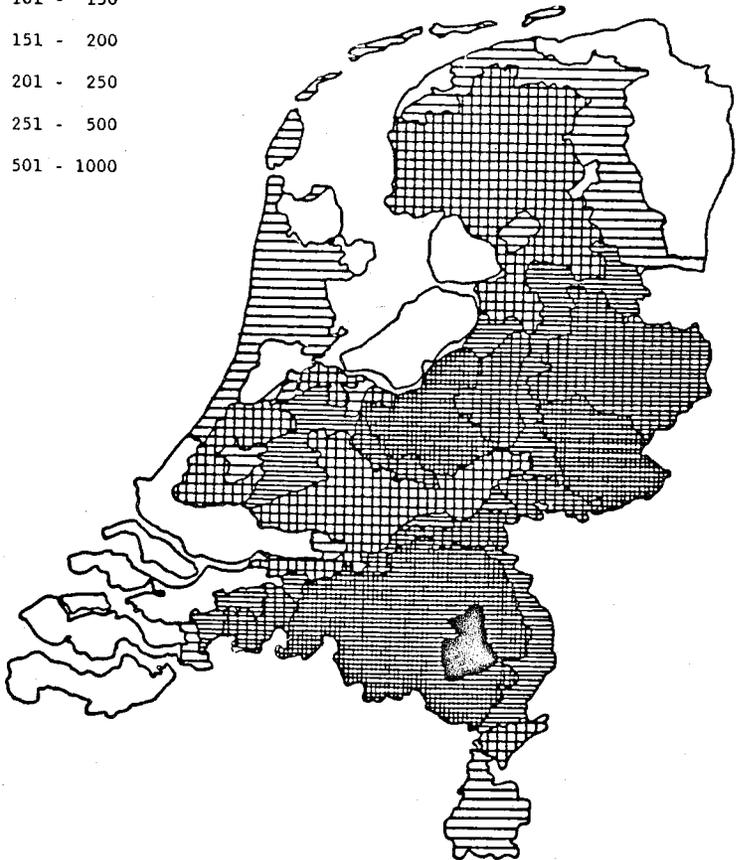
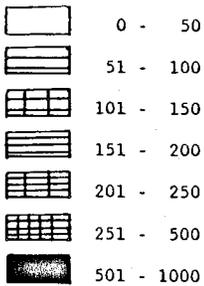
1 Die Ausführungen dieses Kapitels basieren insbesondere auf van der Kley/Bennett 1988, Conrad 1990b, 1991a.

2 Zur deutlichen Umgestaltung der Wasserversorgung in den Niederlanden in den letzten Dekaden vgl. Achttnenribbe 1990.

3 Es ist in diesem Zusammenhang interessant festzuhalten, daß im belgischen Flandern mit ebenfalls hohen Viehbestandsdichten und vorherrschend sandigen Böden gut die Hälfte der Trinkwasserquellen überhöhte Nitratwerte aufweisen (Frankfurter Rundschau vom 29.8.1989), dort in der Vergangenheit jedoch kaum eine öffentliche Diskussion stattfand, eine Güllepolitik nicht existierte und die EG-Kommission eines der ersten Verfahren wegen Nichteinhaltung der EG-Trinkwasser-Richtlinie gegen Belgien einleitete.

Abbildung 6.1: N-Anfall in den tierischen Exkrementen in den Niederlanden 1982

kg N/ha



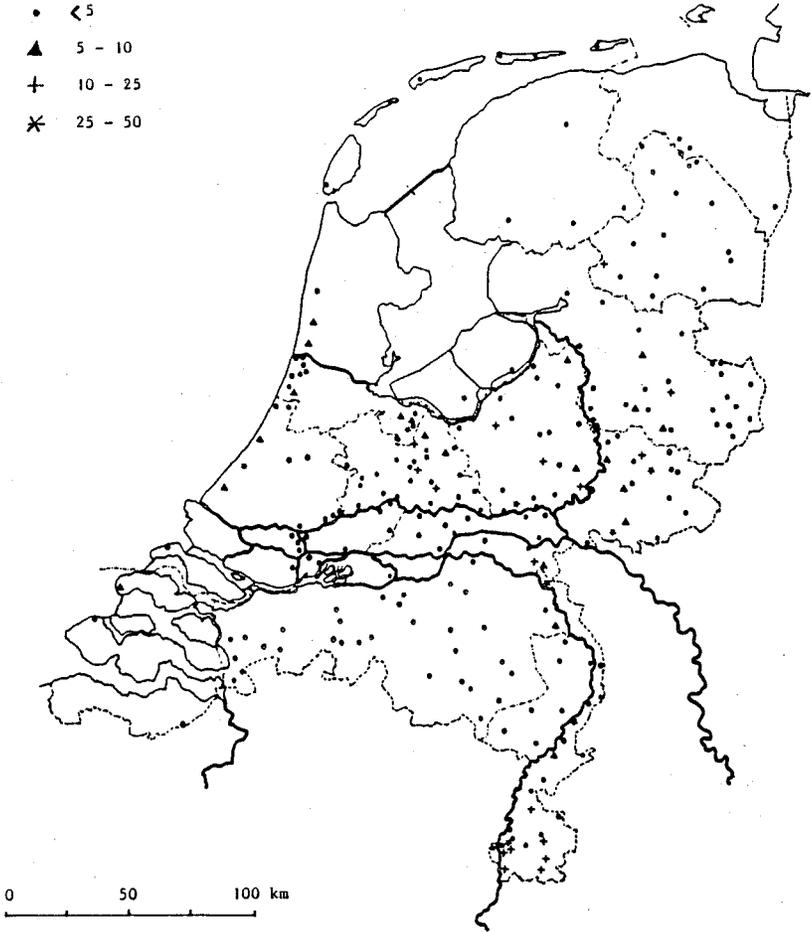
0 50 100 km

Quelle: Kleinmeulman 1989: 126

Abbildung 6.2: Regionale Verteilung der Nitratgehalte bei der Trinkwassergewinnung aus Grundwasser in den Niederlanden 1983

mg NO₃/l

- < 5
- ▲ 5 - 10
- + 10 - 25
- * 25 - 50



Quelle: KIWA 1984: 25

Probleme des landwirtschaftlichen Stickstoffeintrags spielen in den Niederlanden nicht nur als Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers, sondern auch als Nitratbelastung von Gemüse und als Ammoniumproblem qua Ammoniakemissionen und qua hoher Ammoniumgehalte des Untergrunds in der fachlichen und politischen Diskussion eine Rolle. Dabei ist das Nitratproblem, das Anfang der siebziger Jahre von Umweltgruppen öffentlich thematisiert wurde und bei dem der Aspekt der möglichen Gesundheitsgefährdung vor anders gelagerten ökologischen Fragestellungen im Vordergrund stand, nur eines in einer Palette öffentlicher issues der seit den achtziger Jahren auch aufgrund räumlich-struktureller Konfliktlagen voll entflammten niederländischen Agrar-Umwelt-Diskussion.

Die Landwirtschaft spielt in den Niederlanden weiterhin eine bedeutende Rolle in der Volkswirtschaft, auch wenn ihr Anteil am Bruttosozialprodukt von 10,5 % 1960 auf 4,2 % 1985 gesunken ist. Die Niederlande sind nach den USA neben Frankreich, Australien und Brasilien einer der größten Netto-Exporteure bei Agrarprodukten, die 25 % des Gesamtexports ausmachen. Die Hauptveränderungen der Agrarstruktur betrafen zunehmende Spezialisierung, abnehmende Zahl der überwiegend landwirtschaftlichen Familienbetriebe und wachsende Bedeutung der Agrar- und Nahrungsmittelindustrie (Bennett 1987). Das hohe Produktionsniveau mit einem Selbstversorgungsgrad von über 300 % bei Schweinefleisch, Geflügel und Butter erfordert enorme Mengen an Viehfutter, das zu großen Teilen importiert wird, und führt auch zur Produktion von 90 Millionen Tonnen Mist (1985), der nicht vollständig als organischer Dünger verwendbar ist und massive Umweltbelastungen durch Schwermetalle, Ammoniakemissionen und Nitrat- und Phosphatausträge mit sich bringt. Von daher ist eine Lösung des Nitratproblems längerfristig nur durch tiefgreifende Änderungen in der Agrarproduktion oder durch enorme Investitionen für Güllespeicherung, -transport und -export bzw. für Denitrifizierungsanlagen in der Wasserversorgung möglich.

Angesichts der zentralen Rolle, die Wasser in den Niederlanden spielt (Trinkwasser, Transportmedium, Wasserregulierung, Landgewinnung und -schutz), und der dominanten Stellung der Landwirtschaft sind Konflikte zwischen Landwirtschaft und Umwelt strukturell prädeterminiert und kam die Intensität und politische Dauerhaftigkeit der niederländischen Agrar-Umwelt-Debatte nicht überraschend.

6.2 Ökologisierung und Problemdefinition

Umweltbewußtsein und Umweltbewegungen spielten in den Niederlanden seit den siebziger Jahren eine vergleichsweise starke Rolle. In den siebziger Jahren wurde eine Reihe von Umweltgesetzen verabschiedet, die die Landwirtschaft jedoch zunächst wie in anderen Ländern kaum betrafen. Trotz heftiger ökologischer Debatten und Konfliktkonstellationen entwickelte sich die Umweltpolitik immer noch im Rahmen der für die Niederlande typischen korporativen Konsensorientierung. Ein wesentliches Medium der Konfliktbildung und -regulierung war die Raumordnungspolitik. Bei der Nutzung des ländlichen Raums überlagerten sich zunehmend Nutzungsansprüche intensiver Landwirtschaft, der urbanen und verkehrsinfrastrukturellen Expansion, des verbesserten Natur- und Umweltschutzes und von Freizeit und Erholung in einem dichtbesiedelten Land. Die entsprechenden (agrарbezogenen) Planungsdokumente der Regierung (Beziehungen zwischen Landwirtschaft und Natur- und Landschaftsschutz 1975, Ländlicher Raum 1977, Strukturmodell des Natur- und Landschaftsschutzes 1981, Strukturmodell für Erholungsräume 1981, Naturschutzprogramm 1989, Agrarstrukturbericht 1989) machten relativ ausformulierte politische Ziel- und Implementationsvorstellungen deutlich, die eine vergleichsweise umfassende Strategie des Umweltschutzes, substantielle Prioritäten und prozedurale Vorgehensweisen beinhalten (vgl. Hanf 1989). So läuft die Naturschutzpolitik auf eine auf planerischer Steuerung basierende Segregationsstrategie hinaus, die jedoch pragmatisch mit lokalen Integrationskonzepten verknüpft wird (MLV 1989). Seitens der Agrarverbände⁴ wurde die Interessenbeeinträchtigung durch striktere Vorgaben und Kontrollen der Landesplanung und Flurbereinigung, langwierige Planungskonflikte und Landkauf für Naturschutzzwecke rechtzeitig wahrgenommen und in Grenzen zu halten versucht. Die Kombination aus hohem Umweltbewußtsein der Öffentlichkeit, dem als gravierend wahrgenommenen Ausmaß von Umweltproblemen der Landwirtschaft und dem als Konfliktverhältnis perzipierten Verhältnis zwischen Landwirtschaft und Umwelt führte in den Niederlanden relativ frühzeitig zur Entwicklung agrarumweltpolitischer Programme. Deren Konkretisierung und Implementation benötigt(e) infolge der starken wirtschaftlichen und politischen Stellung der Landwirtschaft und der Konsensorientierung niederländischer Politik hingegen Dekaden. So vergingen zwischen der ersten parlamenta-

4 In den Niederlanden ist der Landwirtschaftsverband (Landbouwschap) die agrarpolitisch zentrale öffentlich-rechtlich verfaßte Institution von Landwirtschaft und Gartenbau, der die drei Bauernverbände und zwei Gewerkschaftsverbände der Landarbeiter und in der Nahrungsmittelindustrie Beschäftigten repräsentiert.

rischen Vorlage des Bodenschutzgesetzes und seiner Verabschiedung 15 Jahre.

Bis in die siebziger Jahre wurde das Nitratproblem wie in der BRD nur in kleinen Expertenzirkeln erörtert, was allerdings auch - in Anlehnung an die WHO-Richtlinien - 1968 zur Festlegung eines Trinkwasserstandards von 100 mg/l führte. Es war der Dachverband niederländischer Umweltgruppen, die Stiftung Natur und Umwelt (Stichting Natuur en Milieu), der dann die Verbindung zwischen intensiver Viehhaltung und Phosphat- und Nitratbelastung von Grund- und Trinkwasser öffentlich anprangerte, jedoch anfangs der siebziger Jahre ohne weitergehende Resonanz. Erst in den achtziger Jahren wurde das Nitratproblem ein wichtiges Thema in der öffentlichen, sich in den Medien deutlich niederschlagenden Agrar-Umwelt-Diskussion vor dem Hintergrund der EG-Trinkwasser-Richtlinie, der Schließung einiger Wassergewinnungsanlagen angesichts steigender Nitratwerte, der Krise der EG-Agrarpolitik und des politischen Interesses an einer umweltverträglichen Landwirtschaft und einer Lösung der Gülleüberschußprobleme.

Die Hauptakteure in der Nitratdiskussion waren und sind die Wasserwirtschaft, die Landwirtschaft, Umweltverbände, das Landwirtschaftsministerium (MLV) und ein seit Anfang der siebziger Jahre als relativ eigenständiges Teilministerium⁵ existierendes »Umweltministerium«, einerseits, und die Gemüseproduzenten, Verbraucherverbände, MLV und Gesundheitsministerium in der relativ separaten Debatte um Nitratgehalte in Gemüsen, andererseits.

Der nationale Verband der niederländischen WVUs (VEWIN) realisierte Ausmaß und Relevanz des Nitratproblems in etwa erst mit Verabschiedung der EG-Trinkwasser-Richtlinie 1980 und arbeitete trotz teils gleich gelagerter Interessen kaum mit den Umweltverbänden zusammen. Er sah die Lösung des Nitratproblems primär als staatliche und weniger als Aufgabe der Wasserwirtschaft an, auch wenn diese in der Praxis wasserwirtschaftliche Maßnahmen und diesbezügliche Nitratforschung durchführte. Der Landwirtschaftsverband akzeptierte in den achtziger Jahren die Notwendigkeit der Begrenzung des Gülleproblems und diesbezüglicher Kontrollmaßnahmen, auch wenn konkrete agrarumweltpolitische Maßnahmen auf heftigen Protest seitens der Landwirte stießen und die Forderung nach Ausgleichszahlungen immer massiver vorgetragen wurde.

Das Landwirtschaftsministerium verfolgte gegenüber dem Umweltministerium in der Agrarumweltpolitik unter anderem eine Umarmungs-

5 Seit Anfang der achtziger Jahre Teil des Ministeriums für Wohnungsbau, Regionalplanung und Umwelt, davor des Ministeriums für Gesundheit und Umwelt

und Vereinnahmungsstrategie, die qua eigener Initiativen und Aktivitäten auf seine Vorrangigkeit in der Definitions- und Programmkompetenz auch in der Nitratpolitik hinausliefen.

In der Debatte um Nitrathöchstmengen im Gemüse ging es vor allem um die toxikologische Notwendigkeit und die wirtschaftliche Vertretbarkeit von Standards und deren anvisierter Absenkung.

In der Sache konzentrierte sich die niederländische Nitratdiskussion zum einen auf die Gesundheitsrisiken erhöhter Nitrataufnahme durch Trinkwasser und Gemüse, wobei die offizielle Position bei kontroverser Sachdiskussion die sichere Seite eines Nitratstandards von 50 mg/l für Trinkwasser bevorzugte und die 1980 vom Amt für Volksgesundheit empfohlene Einführung von Nitrathöchstmengen in Salat und Gemüse akzeptierte, zum anderen auf die für das Nitratproblem hauptverantwortlichen Gülleeinträge seitens der Landwirtschaft. Seit den achtziger Jahren ging es vermehrt um Lösungsstrategien bezüglich des Nitratproblems, wie Güllebanken, Phosphatabgabe, Bewirtschaftungsvereinbarungen etc. Im Zuge von deren administrativer Umsetzung verlor das Nitratthema in den letzten Jahren wie in der BRD seine Vorrangigkeit in der Agrar-Umwelt-Diskussion.

Die Nitratdiskussion fand in den Niederlanden insbesondere innerhalb folgender institutioneller Kontexte statt: in agrarwissenschaftlichen, staatlichen und wasserwirtschaftlichen Forschungsinstitutionen wie der Universität Wageningen oder KIWA, innerhalb von und im Interaktionsprozeß von Agrarbehörden und -verbänden, Umweltbehörden und -verbänden und der Wasserwirtschaft, in den (öffentlichen) Medien und lokal unter den relevanten Akteuren in den betroffenen Regionen⁶, dazu im Falle der gemüsebezogenen Nitratdebatte in Gesundheitsbehörden und Verbraucherverbänden. Parteipolitisch war sie hingegen ohne Bedeutung. In einem kleinen Land wie den Niederlanden, in dem sich die wesentlichen Akteure wechselseitig persönlich kennen, spielte unabhängig von dieser Lokalisierung der Nitratdebatte die informelle Diskussion jenseits aller institutionellen Grenzen eine wesentliche Rolle. Demgemäß war auch die Unterscheidung von nationaler und regionaler Ebene nitratpolitisch nicht von großer Bedeutung.

In ihrer Anlage zeichnete sich die niederländische Nitratdebatte dadurch aus, daß sie einerseits relativ klar strukturiert, in Spezialdebatten aufgeteilt und insofern eingegrenzt war und andererseits wesentliche ökologische Fragestellungen umfaßte. So handelte es sich primär um Nitrat-

⁶ So befaßten sich in den letzten Jahren von Gülleüberschüssen betroffene Gemeinden in der Region Nord-Brabant verstärkt mit möglichen eigenen Lösungsbeiträgen angesichts der Beeinträchtigung von Naherholung und Fremdenverkehr.

auswaschungen ins Grundwasser in den südöstlichen Landesteilen mit intensiver Güllewirtschaft, so wurden parallel zur Nitratauswaschung Ammoniak- und Phosphatmissionen erörtert, so wurde das Für und Wider der Einführung von Nitratgrenzwerten für verschiedene Gemüsesorten diskutiert, und so standen Lösungsstrategien, die an der ursächlichen Rolle der Landwirtschaft ansetzen, im Vordergrund der Diskussion. Nitratbedingte synergistische Effekte und auch die Eutrophierung von Böden und Gewässern waren weniger Diskussionsthema. In sozioökonomischer Hinsicht wurden in den achtziger Jahren verstärkt Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungseinschränkungen, jedoch nur begrenzt die agrarpolitischen Rahmenbedingungen der Gülleüberschußproduktion diskutiert. Insgesamt läßt sich wie in den meisten Vergleichsländern eine Entwicklung der Nitratdebatte von grundsätzlichen Fragen zu differenzierten (standortspezifischen) Analysen, von gesundheitlichen Risiken zu landwirtschaftlichen Ursachen, von der wissenschaftlichen Fachdebatte zur öffentlichen politischen Diskussion und von der Problemanalyse zur Politikentscheidung hin konstatieren.

Im Ergebnis trugen die Ökologisierungstendenzen in der niederländischen Gesellschaft zur politisch wirksamen Anerkennung des Nitratproblems in den achtziger Jahren bei, nachdem diese in den siebziger Jahren hierfür noch unzureichend waren. Bei kontroverser Interessenlage der maßgeblichen Akteure zeichnete sich die gesellschaftliche Definition des Nitratproblems im Gefolge eines langjährigen Diskussionsprozesses doch durch relativen Konsens aus.

6.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Das Nitratproblem spielte in der niederländischen Agrar-, Umwelt- und Gesundheitspolitik bis in die achtziger Jahre praktisch keine Rolle. Die Stiftung Natur und Umwelt prangerte den übermäßigen Nitratreintrag der Landwirtschaft ins Grundwasser anfangs der siebziger Jahre an, stieß jedoch auf keine sonderliche politische Resonanz. Im Sinne einer praktisch unkontroversen technisch-administrativen Maßnahme, um potentiellen gesundheitlichen Bedenken Genüge zu tun, sorgte die Gesundheitsadministration 1968 in Anlehnung an die WHO-Empfehlungen für die Festlegung eines Trinkwasserstandards von 100 mg/l. Erst in den achtziger Jahren erlangte das Nitratproblem vor dem Hintergrund der EG-Trinkwasser-Richtlinie, steigender Nitratwerte und öffentlicher Agrar-Umwelt-Diskussion politische Bedeutung. Aufgrund seiner vorherrschenden Wahrnehmung als eines der Gesundheitsgefährdung durch Trinkwasserbelas-

stung standen sich zum einen Landwirtschaft, insbesondere die Intensivhaltung, und Wasserwirtschaft als Kontrahenten gegenüber; zum anderen waren dies parallel hierzu Landwirtschaft, insbesondere die Gemüseproduzenten, und Verbraucherverbände, was in der Verabschiedung von Nitratgrenzwerten von 3 500 mg/kg im Sommer und 4 500 mg/kg im Winter für Salate und Spinat 1985 zum Ausdruck kam. Hinsichtlich der Einbettung der Nitratpolitik in generelle agrarumweltpolitische Maßnahmen, insbesondere zur Bewältigung des Gülleproblems auf der Basis einer Begrenzung der primär bodenschutzrelevanten Phosphateinträge, standen sich vor allem Landwirtschaft und Umweltverbände sowie eine umweltbewußte Öffentlichkeit gegenüber. Schließlich waren neben den inhaltlichen Schwerpunktsetzungen die Frage der Kostenträgerschaft und einer auf freiwillige Bewirtschaftungsvereinbarungen setzenden persuasiven Nitratpolitik zentral für den politischen Prozeß.

Die wesentlichen in nitratrelevanten Politikspielen involvierten Akteure waren das Landwirtschafts- und das Umwelt- bzw. in der Gemüse-Nitratdebatte, das Gesundheitsministerium, die Wasserwirtschaft, die Landwirtschaft, die Umweltverbände bzw. - in bezug auf die Gemüsestandards - die Verbraucherverbände, die Regionalverwaltungen und regionalen Wasserbehörden und die mit dem Nitratproblem befaßten (akademischen) Forschungsinstitute. Ebenso wie die politischen Parteien spielte die EG-Kommission - im Gegensatz zum Bereich des Naturschutzes - keine große Rolle, da es bezüglich des Nitratstandards zu keinen Auseinandersetzungen hinsichtlich der Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie kam. Umgekehrt spielten die EG-Richtlinie und die Krise der EG-Agrarpolitik zweifellos eine wesentliche Rolle im Sinne von Kontext- und situativen Politikdeterminanten.

Nachdem die Wasserwirtschaft durch die EG-Richtlinie von 1980, die entsprechende Trinkwasserverordnung von 1984 (Stb 220/1984) und die öffentliche Diskussion gezwungen war, sich mit dem Nitratproblem auseinanderzusetzen, verfolgte sie eine Mehrfachstrategie der Forcierung der Nitratdebatte, der korrektiven technischen Problembehandlung durch wasserwirtschaftliche und forschungsbezogene Maßnahmen, der Zuschreibung gewässerschutz- und agrarumweltpolitischer Verantwortung an die staatlichen Organe und des Widerstandes gegen die Übernahme von Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten. In den letzten Jahren kaufen die WVUs vermehrt Land um Wassergewinnungsanlagen auf, um es dann, bei Vorliegen entsprechender regionaler Regelungen und Entwicklungspläne an Landwirte mit Bewirtschaftungsaufgaben zu verpachten. Die Landwirtschaft widersetzte sich so lange wie möglich staatlichen Umweltauflagen, plädierte für freiwillige individuelle umweltbezogene Vereinba-

rungen auf der Basis von Kompensationszahlungen im Rahmen von *management agreements*, arbeitete auf die nur allmähliche Verschärfung von Umweltauflagen und die Institutionalisierung von Ausgleichszahlungen und staatlichen Stützungsprogrammen hin und unterlief zunächst erste weitergehende agrarumweltpolitisch motivierte Auflagen wie das Verbot des Baus und der Erweiterung von Anlagen der Schweine- und Geflügelhaltung im entsprechenden Interimsgesetz von 1984. Da aufgrund der inzwischen weitgehend anerkannten Signifikanz des Gülleproblems politisches Handeln allgemein als notwendig perzipiert wurde, war die Agrarlobby nicht mehr in der Lage, substantielle Auflagen zu verhindern, was die Begrenzung ihres dominanten Einflusses in der Agrarumweltpolitik indiziert. Der Nahrungsmittelhandel war und ist besonders im Bereich der Produktqualitätsstandards und -kontrolle maßgeblich involviert, wobei die Gemüseproduzenten in jüngster Zeit verstärkt eine Strategie der Selbstkontrolle der Grenzwerteinhalten durch ein Verkaufsverbot von Salaten und Gemüsen mit vor der Ernte festgestellten überhöhten Nitratgehalten analog zur Schweiz anstreben. Die Umwelt- und Verbraucherverbände verfolgten vor allem eine Politik der Öffentlichkeitsinformation und -mobilisierung durch medienwirksame Anprangerung von Umweltproblemen der Landwirtschaft und von diesbezüglichem Politikversagen sowie der Interessenbeeinflussung auf kommunaler und umweltpolitischer Ebene.

Die staatlichen Behörden setzten auf eine Mischung von regulativer, persuasiver und ökonomischer Politik, indem sie in der Gewässerschutz- und der sich entwickelnden Agrarumweltpolitik rechtsverbindliche Vorgaben (Trinkwasserverordnung, Interimsgesetz, Bodenschutzgesetz, Düngemittelgesetz) etablierten, Verfahren und Mittel für Betriebsvereinbarungen (*management agreements*) zur Verfügung stellten und beträchtliche Gelder für Güllelagerung, -verarbeitung und -handel bereitstellte. Das Landwirtschaftsministerium verfolgte dabei eine Umarmungs- und Vereinnahmungsstrategie gegenüber dem um Kompetenzen konkurrierenden Umweltministerium, erkannte Anfang der achtziger Jahre die Notwendigkeit restriktiver agrarumweltpolitischer Maßnahmen und arbeitete auf deren graduell-kontinuierliche Einführung und die Rechtsverbindlichkeit von Ausgleichszahlungen für Einkommensverluste der Landwirte hin. Dabei kam dem auch für die Landwirtschaft unerwarteten Interimsgesetz⁷

⁷ Das Interimsgesetz wurde 1984 unter größter Geheimhaltung beraten, um zu vermeiden, daß Tierhalter ihre Ausgangsposition durch rasche rechtzeitige Aufstockung ihrer Bestände verbesserten, was jedoch nur sehr eingegrenzt erfolgreich war. Umgekehrt führte diese für niederländische Verhältnisse untypische Vorgehensweise zu einem Glaubwürdigkeitsverlust des Landwirtschaftsministeriums bei den Landwirten.

über den Ausbaustopp in der Schweine- und Geflügelhaltung primär symbolpolitische Bedeutung zu. Es war vor allem der zunehmende (umwelt-)politische Druck mit der Möglichkeit deutlich restriktiverer Regulierungen, der das Landwirtschaftsministerium zwang, Umweltgesichtspunkte vermehrt in seinen agrarpolitischen Aktivitäten zu berücksichtigen. Das Umweltministerium kämpfte für die verstärkte substantielle Etablierung und Berücksichtigung von Umweltstandards und diesbezügliche eigene Kompetenzen. Das Gesundheitsministerium beschränkte sich im wesentlichen auf die rechtliche Etablierung und Absicherung der Nitratgrenzwerte im Trinkwasser und Gemüse. Die regionalen (Provinz-)Behörden waren Ende der achtziger Jahre vorwiegend mit der Operationalisierung und Umsetzung der insbesondere im Bodenschutzgesetz und im Düngemittelgesetz von 1987 fixierten Politikentscheidungen wie der Ausarbeitung von Bodenschutzplänen oder der Erhebung der Phosphatabgabe befaßt, was vor dem Hintergrund relativ konsensueller Politikgestaltung kaum mehr mit politischen Konflikten verbunden war. Dies verhinderte aber nicht ein strategisches Vorgehen mancher Landwirte, Gülle in Waldgebieten auszubringen, um so die Mengenbeschränkungen zu umgehen.

Insgesamt war das Ergebnis des Politikspiels um Nitrat typisch für die niederländische politische Kultur. Ein langwieriger konsensorientierter Diskussions- und Bargainingprozeß, der durchaus mit Lernprozessen unter den beteiligten Akteuren einherging, endete in einem Kompromiß, in dem alle Interessengruppen Konzessionen machten. Für die Nitratgehalte in Gemüse wurden Höchstmengen verordnet, die allmählich auf 2 500 mg/kg gesenkt werden sollten. Die Gülleausbringung wurde begrenzt, aber weit weniger strikt und rasch als ursprünglich beabsichtigt mit generösen Anpassungsfristen für die Landwirte. Ausgleichszahlungen blieben auf spezielle Schutzgebiete beschränkt. Bislang handelt es sich um eine politisch signifikante Problemwahrnehmung und -definition, jedoch noch in keiner Weise um eine Problemlösung, die in der Zukunft des nächsten Jahrzehnts erwartet wird.

Folgende Muster bestimmten dabei in den achtziger Jahren insbesondere die Politikspiele um Nitrat:

1. die Konsens- und Kompromißorientierung der Nitratpolitik trotz starker Interessengegensätze
2. die Rivalität zwischen Umwelt- und Landwirtschaftsministerium um agrarumweltpolitische Kompetenzen und Programmformulierung
3. die Fixierung politischer Kompromisse in staatlichen Regulierungen und Verantwortlichkeiten
4. die Langfristorientierung der Nitratpolitik mit wachsender Bedeutung präventiver Elemente

5. die relativ klare Definition und agrarumweltpolitische Einbettung des Nitratproblems
6. die vorläufig politisch wenig kontroverse Implementation nitratpolitischer Entscheidungen.

Niederländische Nitratpolitik fand in mehreren, partiell getrennten Politikerebenen statt: der Wasserpolitik, der Agrarpolitik und der produktbezogenen Gesundheitspolitik (Nitratgrenzwerte im Gemüse). Dabei nimmt die umweltpolitische Eingriffskompetenz von der grenzwertbewehrten Gesundheitspolitik zur Agrarpolitik hin ab und die Intensität politischer Auseinandersetzungen zu. Entsprechend verhalten sich politische Durchsetzbarkeit und ökologische Wirksamkeit wie in den anderen Vergleichsländern eher gegenläufig. Demgemäß haben Politikspiele um Nitrat vor allem in der sich herausbildenden agrarumweltpolitischen Arena stattgefunden, in der die Spielregeln und Machtverhältnisse zwangsläufig noch nicht abgeklärt waren. Der Kern der Agrarpolitik wurde bislang durch die Nitratpolitik nicht tangiert, obwohl die anfallenden (möglichen) Kostenbelastungen für die Landwirtschaft, die Wasserwirtschaft und den Staat ein beachtliches Ausmaß annehmen können (Phosphatabgabe, Güllebanken und -verarbeitung, Wasseraufbereitung). Die nitratpolitischen Prozesse gehen mittelfristig in ihrer Intention eindeutig über bloße Symbolpolitik hinaus. Neben direkt wirksamen Maßnahmen wie Abgaben auf Gülleüberschüsse, dem Bau von Güllespeichern, Bewirtschaftungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten, Wassermischung und Kontrollen der Einhaltung von Nitratgrenzwerten im Gemüse spielen auch indirekte Maßnahmen wie Bewirtschaftungsvereinbarungen, der Regulierung des Aufbaus neuer Viehbestände oder der Raumordnungs- und Bodenschutzplanung eine Rolle.

Kennzeichnend für die niederländische Nitratpolitik ist die wichtige Rolle der Umweltverbände und der öffentlichen Ökologiedebatte bei deren Formierung, die kontinuierlich-allmähliche, auf gesellschaftlichen Konsens abzielende Politikformulierung mit dem Setzen auf längerfristige praktische Umsetzbarkeit und die Entwicklung einer wirklichen, agrarumweltpolitisch eingebetteten *policy*.

6.4 Politische Programme

Wie in den meisten Vergleichsländern lassen sich in den Niederlanden nitratrelevante Politikprogramme und -maßnahmen differenzieren nach wasserbezogenen und agrarbezogenen Plänen sowie nach mittelbar bedeutsamen und nach nicht realisierten Vorhaben.

Auf der Wasserseite sind der 1984 national übernommene EG-Grenzwert von 50 mg/l und die diesbezüglichen wasserwirtschaftlichen und -technischen Maßnahmen der WVUs zu seiner weitgehenden Einhaltung zu nennen.

Auf Landwirtschaftsseite sind als weiteres die 1985 - trotz gewisser Bedenken wegen möglicher Wettbewerbsverzerrungen innerhalb der EG - in einer Lebensmittelverordnung festgelegten und 1989 für Salat auf 3 000 mg/kg im Sommer herabgesetzten Grenzwerte für Kopfsalat, Endiviasalat, Spinat und - seit 1989 - für rote Beete anzuführen.

Weiterhin sehen die Bestimmungen des Bodenschutzgesetzes (Wet Bodembescherming) und des Düngemittelgesetzes (Meststoffenwet) einschließlich der auf ihnen basierenden Verordnungen wie die Gülleverordnung vor:

- Kontrolle von Qualität und Handel der Düngemittel einschließlich einer von der Mischfutterindustrie erhobenen Abgabe⁸;
- Regulierung des Aufbaus neuer Viehbestände (Hinderwet);
- Aufbau nationaler Güllebanken mit Abnahmeverpflichtung gegen Kostenerstattung;
- Verpflichtung, ein Güllebuch zu führen⁹;
- Abgaben auf Gülleüberschüsse oberhalb eines Wertes von 125 und 200 kg PO₄/ha (0,25 bzw. 0,5 Cent/kg), sofern nicht ein Abnahmevertrag oder Exportverträge vorliegen oder es sich um Absatz von getrocknetem Geflügelmist handelt;
- stufenweise Reduzierung der erlaubten Phosphatgaben von 1987 bis 2000 in vier Phasen differenziert nach Ackerland, Grünland und Maisanbau von 125 auf 70, von 250 auf 110 und von 350 auf 75 kg/ha;
- Ausbringungsverbot von tierischem Dünger außerhalb der Vegetationszeiten und auf gefrorenem oder mit Schnee bedecktem Boden;
- Pflicht zur Führung eines jährlichen Düngeplans für alle Betriebe (vgl. Zeddies et al. 1990);

8 mit dem Ziel der Verminderung der Mineralien und Schwermetalle im Mist durch Regelungen für Inhaltsstoffe im Viehfutter.

9 Die Führung der Buchhaltung und die Einhaltung der Normen wird durch den Allgemeinen Inspectie Dienst überwacht. Bei Verstößen gegen die Vorschriften drohen empfindliche Strafen.

- Pflicht der Provinzen zur Ausweisung von Bodenschutz- und innerhalb dieser von Grundwasserschutzgebieten¹⁰ bis Anfang 1990 bzw. 1989 (vgl. Kleinmeulman 1989).

Weiterhin sind zu nennen die staatlichen Investitionen in Güllebanken, -verarbeitung und -vermarktung, die Finanzierungshilfen zum Ausbau der Güllelagerkapazität, die Ausbringungsverbote für Düngemittel in einigen Provinzen in Grundwasserschutzgebieten, im allgemeinen verbunden mit - bis 1988 strittigen - Ausgleichszahlungen seitens der Regionalverwaltungen, die diese an die WVUs weiterreichen (können).

Mittelbar nitratrelevante Politikprogramme sind in immissionsrechtlichen Auflagen, der Raumordnungspolitik, den naturschutzbezogenen Bewirtschaftungsvereinbarungen und den angebotenen Flächenstilllegungsprogrammen zu sehen. Von enormer umweltpolitischer Bedeutung sind vielfach die meist konkreteren und substantielleren Regulierungen auf Provinzebene, die den Provinzregierungen beachtliche Handlungsspielräume etwa im Gewässer- und Bodenschutz einräumen. Die landwirtschaftliche Beratung hat in den letzten Jahren zwar auch Umweltgesichtspunkte aufgegriffen, jedoch spielte die Umweltberatung im allgemeinen bislang keine wesentliche Rolle.

Debattiert, aber nicht umgesetzt wurden die Verbrennung von Gülle oder deren Versenkung im Meer, da hierdurch das Umweltproblem nur in ein anderes Medium verschoben worden wäre. Die in anderen Ländern diskutierte Stickstoffsteuer war kein politisches Thema. Die Erhebung der Gülle-Phosphatabgabe erfüllt dabei auch eine teilweise funktional äquivalente Aufgabe.

Die Entscheidungen über fast alle aufgezählten Maßnahmen fielen in den achtziger Jahren. Die nitratrelevanten Politikprogramme wurden vor allem im Prozeß politisch-administrativer Ausarbeitung und Abstimmung von Landwirtschafts-, Umwelt- und teilweise Gesundheitsministerium entwickelt, womit typischerweise deren Abschwächung zugunsten landwirtschaftlicher Interessen einherging.

Die verwandten Politikinstrumente weisen eindeutig einen Mischcharakter auf mit persuasiven, regulativen, ökonomischen Elementen, Eigenleistung und Maßnahmenverzicht. Dabei wird *moral suasion* zwar von seiten der Agrarlobby und symbolpolitisch immer noch ein hoher, in der nitratpolitischen Praxis jedoch zunehmend ein geringer Stellenwert eingeräumt. Die Hauptkosten verursacht der Bau von Güllespeichern und

10 Diese entsprechen in etwa den bisherigen Wasserschutz- und Wassergewinnungsgebieten. Die Abgrenzung von Wassergewinnungsgebieten orientiert sich am Verbleib des Grundwassers von 60 Tagen bis zu einem Jahr, diejenige von Wasserschutzgebieten bis etwa 25 Jahre.

-banken (gegen 2 Milliarden DM bis Ende der achtziger Jahre), die im wesentlichen von der Landwirtschaft und vom Staat getragen werden. So dann dürften die Aufwendungen der WVUs für wasserwirtschaftliche und möglicherweise wassertechnische Maßnahmen sowie für Ausgleichszahlungen in Wassergewinnungsgebieten mittelfristig beträchtliche Größenordnungen erreichen.

Insgesamt dominieren staatlich vorgegebene und regulierte »Nitratprogramme« eindeutig, auch wenn die entsprechenden substantiellen Maßnahmen der Umsetzung überwiegend von nichtstaatlichen Akteuren der Landwirtschaft und der Wasserversorgung zu realisieren sind. Die Formulierung nitratbezogener Politikprogramme zeichnete sich aus durch Ausrichtung auf Konsens, Differenzierung, wachsende Präventionsorientierung und eine starke Stellung der Agrarbehörden und der Landwirtschaft.

6.5 Regulierung und Vollzug¹¹

Insofern die nitratpolitischen Entscheidungen noch jüngeren Datums und teilweise längerfristig angelegt sind und deren politisch-administrative Umsetzung auch Sache der Provinzen ist, zum Beispiel die Erstellung entsprechender Grundwasserschutzpläne, ist eine Evaluation ihrer Implementation noch nicht möglich. Vorläufige Abschätzungen ergeben folgendes:

1. Durch entsprechende wasserwirtschaftliche Maßnahmen halten die WVUs den Nitratgrenzwert bislang weitgehend ein. Allerdings wird damit gerechnet, daß rund ein Viertel der Trinkwassergewinnungsanlagen im kommenden Jahrzehnt von hohen Nitratwerten betroffen sein wird. Verschiedene wassertechnische Verfahren der Nitratelimination wurden entwickelt und erprobt, aber bislang, auch wegen der hohen Kosten, nicht großtechnisch eingesetzt.
2. Die Einhaltung der Nitratgrenzwerte in Salaten und Gemüse wird stichprobenartig überprüft. Im Gegensatz zu den Kontrollen im Sommer wurde in den Winter-Stichproben eine häufige (10 bis 30 %) Überschreitung der Höchstmengen festgestellt mit eher steigender Tendenz. Insofern die Überschreitungen sich jedoch im allgemeinen in Grenzen hielten (ca. 5 000 mg/kg NO₃), verhängten die zuständigen Gesundheitsbehörden nur in Ausnahmefällen Bußgelder, da die

11 Gerade bei den folgenden Ausführungen ist in Rechnung zu stellen, daß sich die zugrunde liegenden empirischen Erhebungen nur bis etwa Ende 1987 erstreckten.

se infolge möglicher Meßungenauigkeiten in einem Rechtsstreit einer gerichtlichen Überprüfung nicht ohne weiteres standhielten. Während die Verbraucherverbände die Nichterfüllung der 1985 proklamierten allmählichen Herabsetzung der Gemüsestandards auf 2 500 mg/kg öffentlich einzufordern versuchen¹², streben die Gemüseproduzenten eine bessere Selbstkontrolle vor der Ernte an, die den Verkauf von nitratbelasteten Salaten und Gemüsen rechtzeitig zu vermeiden und damit die diesbezüglichen Kontroversen abzubauen erlaubt, nachdem bei der bisherigen Stichprobenpraxis Grenzwertverletzungen nur ex post festgestellt werden konnten und deshalb ohne Auswirkungen auf den Verkauf blieben.

3. Die Vollzugskontrolle der Einhaltung der in der ersten Phase noch vergleichsweise milden Güllenormen und des erforderlichen Gülletransports, die auf formaler Ebene auf der Grundlage eines computerisierten Informations- und Überwachungssystems weitgehend unterstellt werden kann, ergab in den ersten Jahren beachtliche Güllerverluste, d. h. rekonstruierbare illegale Gülleausbringung von Landwirten, zum Beispiel in Waldgebieten. Mit Beginn der neunziger Jahre verringerte sich dieses Vollzugsdefizit. Das sagt jedoch noch nichts über die umweltverträgliche Verteilung der Gülle in landwirtschaftlichen Betrieben aus.
4. Die praktische Umsetzung von Gülletransport, -speicherung und -verwertung auf nationaler Ebene mit Hilfe von staatlichen Güllebanken und Güllerverarbeitungsanlagen funktionierte Ende der achtziger Jahre mehr schlecht als recht, was unter anderem mit Unterschieden und Interessengegensätzen in der sozioökonomischen Lage der Landwirte im Norden und im Süden der Niederlande zu tun hat.
5. Die Erstellung von Grundwasserschutzplänen und die Ausweisung von Wasserschutzgebieten war 1989 regional unterschiedlich weit fortgeschritten mit unterschiedlich restriktiven Bewirtschaftungsaufgaben, die sich hinsichtlich der Mengenbegrenzungen an den landesweiten Zielvorstellungen für das Jahr 2000 in der Güllerverordnung orientieren.¹³

12 Ab 1992 ist für Kopfsalat im Sommer ein Nitratgrenzwert von 2 500 mg/kg vorgesehen, aber im lichtärmeren Wintergemüseanbau ist er unter wirtschaftlich noch vertretbaren Bedingungen nicht einzuhalten und wird vom MLV daher auch nicht weiter angestrebt.

13 Die Unterschiede zwischen den Provinzen rühren unter anderem von den jeweiligen Konfliktlagen und politischen Kräfteverhältnissen zwischen örtlicher Landwirtschaft und Wasserwirtschaft her (vgl Kleinmeulman 1989).

6. Die vorgeschriebenen jährlichen Düngerpläne führten bisher nicht zu einer Verringerung im Gülleanfall und Mineraldüngerverbrauch.
7. Die Einhaltung der zeitlichen und örtlichen Ausbringungsverbote für Gülle kann aufgrund der niederländischen Sozialkultur weitgehend angenommen werden, ohne daß hierfür quantitative Daten vorlagen.
8. Der Bau von Güllespeichern schritt voran, war aber Ende der achtziger Jahre bei weitem noch nicht abgeschlossen.
9. Die Umweltauflagen in der Durchführungsverordnung des Gesetzes zur Verhinderung schädlicher Umwelteinwirkungen verursacht durch Tierhaltungsbetriebe (Hinderwet) und die Bestrebungen zur Begrenzung der weiteren Expansion der Intensivtierhaltung kamen allenfalls im Anfangsstadium zum Tragen.
10. Die Realisierung von ökologisch ausgerichteten Bewirtschaftungsvereinbarungen war im Hinblick auf das angestrebte Flächenziel von 100 000 Hektar bislang aufgrund der Freiwilligkeit der Vereinbarungen und auch aufgrund von Finanzierungsproblemen nur eingeschränkt erfolgreich.
11. Eine ökologische Reorientierung der niederländischen Agrarpolitik ist bis jetzt nicht oder allenfalls in Ansätzen erkennbar.

Bei einer gewissen Tradition der Niederlande im Hinblick auf Implementations- und Vollzugsdefizite der Umweltpolitik zeichnet sich insgesamt ein Bild einer allmählich zunehmenden Implementation nitratpolitischer Programme ab mit einem Regulierungsstil, der als korporativ-staatsbetont bezeichnet werden kann in Übereinstimmung mit dem der niederländischen Umweltpolitik. Das Regulierungsmuster ist im Hinblick auf Sachbereiche, Effektivität, Ressourcenausstattung, Ursachenbezogenheit, rechtliche und administrative Praktikabilität und politische Durchsetzbarkeit als variierend und flexibel einzuordnen, während im Hinblick auf Effizienz, Terminierung, Wirkungsverzögerung und ökologische Wirksamkeit Bedenken angebracht erscheinen.

6.6 Policy impacts and outcomes

Auf einen knappen Nenner gebracht, gibt es durchaus *policy impacts*, jedoch nur begrenzt *policy outcomes* der niederländischen Nitratpolitik. Die Wasserwirtschaft orientiert sich in ihrem Vorgehen an den staatlichen Standards und Vorgaben, so daß der Nitratgehalt des Trinkwassers trotz steigender Konzentrationen im Grundwasser zumeist unterhalb von 50 mg/l geblieben ist, ohne jedoch gesunken zu sein. Allerdings ist von einem weiteren Anstieg der Grundwasserbelastung auszugehen, so daß es

sich hier lediglich auf korrekativer Ebene um einen realen *policy outcome* handelt. Die Nitratstandards für Gemüse haben vermutlich zu einer Verringerung der Fälle extrem hoher Nitratgehalte beigetragen, während geringere Überschreitungen der Höchstmengen nach den vorliegenden Stichproben eher zu- als abnahmen. Allerdings ist hier eine Zurechnung auf staatliche Politik weniger eindeutig möglich, weil Nahrungsmittelindustrie und -handel aufgrund einer Verbrauchernachfrage mit wachsender kritischer Beurteilung der Produktqualität von Nahrungsmitteln (Batterieier, Hormonfleisch) und unter entsprechendem Konkurrenzdruck eines exportorientierten Gemüsebaus möglicherweise auch selbst in dieser Richtung aktiv geworden wären, wie das Schweizer Beispiel deutlich macht.

Auf der Seite präventiver Maßnahmen sind zweifellos auch, zumindest in Ansätzen, *policy impacts* zu verzeichnen, wie der Bau von Güllespeichern, die Erfassung von und Buchführung über Güllmengen sowie der Aufbau eines diesbezüglichen Transportsystems, die Einhaltung zeitlicher und räumlicher Ausbringungsverbote und die Zunahme von Bewirtschaftungsvereinbarungen, auch wenn die Vollzugserfahrungen der ersten Jahre nach Inkrafttreten der Gesetze nicht allzu positiv waren. Unter Berücksichtigung des längerfristigen Zeithorizontes der niederländischen Nitratpolitik und der erst Ende der achtziger Jahre einsetzenden substantiellen Implementation dieser Maßnahmen kann bis zu diesem Zeitpunkt allenfalls lokal mit verringerten Nitratreinträgen seitens der Landwirtschaft gerechnet werden, wobei hier noch die Bemühungen um eine Reduzierung der Ammoniakemissionen durch direkte Gülleearbeitung kontraproduktiv zu Buche schlagen dürften. Über eine verstärkte Ausrichtung der landwirtschaftlichen Praxis gerade im Bereich der Tierproduktion zugunsten einer erhöhten Umweltverträglichkeit liegen bislang abgesehen von der Ausdehnung des insgesamt weiterhin marginalen ökologischen Landbaus keine positiven Daten vor. Im Bereich des Pflanzen- und Gartenbaus ist kaum mit wesentlich veränderten Düngegewohnheiten zu rechnen, da dieser kein bedeutsamer Adressat der Nitratpolitik war.

Im Falle einer substantiellen Implementation der niederländischen nitratrelevanten Politikprogramme kann mit einem mittelfristigen Rückgang der landwirtschaftlichen Nitratreinträge gerechnet werden.

Dies würde mit gewisser Zeitverzögerung analog zu abnehmenden Nitratgehalten im Grundwasser führen. In jedem Fall handelt es sich um einen langwierigen und kostspieligen Prozeß, der entweder einen aufwendigen Gülletransport und -umverteilung bedingt oder eine Beschränkung der regionalen Viehdichte und intensiven Tierproduktion.

6.7 Niederländische Nitratpolitik und ihre Determinanten

Analog zur Erklärung der Strukturmuster dänischer Nitratpolitik sind für die Niederlande folgende relevante Determinanten zu nennen.

Gesellschaftsstrukturell bedeutsam sind ein relativ starkes Umweltbewußtsein, bei durchaus auch pragmatisch-konzilianter Umsetzung im Einzelfall, eine wohlausgebildete zivile Gesellschaft mit politisch zentralen informellen Kanälen des Informations- und Meinungsaustausches einerseits und signifikanter formeller Bürokratisierung andererseits, eine langsam steigende Politisierung der Produktion und eine beachtliche Modernisierungskapazität der Produktionsstruktur (Katzenstein 1985). Dies macht eine politikrelevante Thematisierung des Nitratproblems, einen pragmatisch-informellen als auch bürokratisch-formellen Umgang mit mittelfristig effektiven Problemlösungen wahrscheinlich.

Als Kontextdeterminanten sind hervorzuheben ein relativ industrialisierter, volkswirtschaftlich wichtiger und exportorientierter Agrarsektor mit im internationalen Vergleich günstiger sozioökonomischer Situation der Landwirtschaft, eine politisch einflußreiche Agrarpolitik, die vorherrschenden wasserwirtschaftlichen Strategien überwiegend kommunaler WVUs vor dem Hintergrund jahrhundertealter Traditionen technisch entwickelter Wasserregulierung, strukturelle Konfliktslagen zwischen Landwirtschaft, Urbanisierung, Naherholung und Naturschutz im Kontext einer hohen Bevölkerungsdichte, eine staatlich-regulativ basierte Umweltpolitik sowie eine gesellschaftliche Perzeption des Nitratproblems als Gesundheitsrisiko und als ein wichtiger, vor allem mit regionalen Gülleüberschüssen verknüpfter Aspekt unter den Umweltproblemen der Landwirtschaft. Dies läßt eine nitratpolitische Doppelstrategie erwarten mit intensiven wasserwirtschaftlichen oder -technischen Maßnahmen einerseits und längerfristig an der Landwirtschaft substantiell ansetzenden Lösungsstrategien andererseits, die diese zwar verzögern und abmildern, jedoch nicht verhindern und alle damit verbundenen Kosten abwälzen kann.

Politikstrukturell lassen sich die Niederlande kennzeichnen durch eine im Politikprofil relativ formalisierte und kontinuierliche Politikgestaltung, einen konsensorientierten, auf die kooperativ angelegte, diskursiv-informelle Austragung konfligierender Interessen setzenden Politikstil mit einer ausgeprägten Überlappung von formalisierten Regulierungen und informellen Aushandlungsprozessen, eine relativ eindeutige, aber flexible Arenenstruktur, eine gewisse Offenheit des politischen Prozesses, begrenzte Partizipationschancen der Bevölkerung und eine fallweise variierende Organisations- und Ressourcenkapazität der politischen Administration. Dies macht eine mittelfristig durchregulierte Nitratpolitik auf der

Basis konsensorientierter informeller wie öffentlicher Debatten ohne gravierende Umbrüche wahrscheinlich.

Situationsstrukturelle Determinanten sind zu sehen in der Existenz einer Einbettung der Nitratpolitik in die Agrar-Umwelt-Diskussion und eine sich herausbildende intentionale Agrarumweltpolitik, der Fähigkeit des Agrarministeriums zur Durchsetzung seiner federführenden Rolle in dieser einschließlich auch restriktiver Maßnahmen gegenüber der Landwirtschaft, einer Akteurkonfiguration mit wenigen Hauptakteuren, vor allem in einer neu entstehenden agrarumweltpolitischen Arena mit mehreren Konfliktlinien und begrenzter Kooperationsbereitschaft der Akteure, und in der Existenz beträchtlicher Altlasten in Form einer intensiven Tierhaltung und nitratbelasteten Grundwassers. Dies läßt eine in wesentlichen, aber nicht allen Teilen agrarumweltpolitisch konzeptionell verankerte Nitratpolitik mit intensiven Bargainingprozessen und starker Berücksichtigung landwirtschaftlicher Interessen vermuten.

Historiographisch bedeutsam erscheinen einmal die nicht zum niederländischen Politikstil passende plötzliche Verabschiedung des Interimsgesetzes, die öffentlich kaum diskutierte Frage der Nitratbelastung von Gemüse und die intensive Beteiligung der Wasserwirtschaft an Nitratforschung und -diskussion etwa seit Beginn der achtziger Jahre. Dies läßt jedoch allenfalls Lernprozesse im Landwirtschaftsministerium, Irritationen zwischen ihm und seinem Klientel und eine zunehmende Rolle der Wasserwirtschaft bei nitratpolitischen Entscheidungsprozessen vermuten.

Problemstrukturell zeichnet sich das Nitratproblem in den Niederlanden durch seine agrarstrukturell und hydrogeologisch bedingte regionale Intensität aus, wobei korrektive wasserwirtschaftliche bzw. -technische Lösungen zunächst kaum vermeidbar sind, eine präventive substantielle Lösung nur mittelfristig und kostenträchtig realisierbar erscheint und signifikante Änderungen in der Struktur der Agrarproduktion (Mischfutter, Viehbestandsdichte, Gülleverarbeitung und -transport) erfordern dürfte. Daneben weist der exportorientierte Gemüseanbau im Winter relativ hohe Nitratwerte in Salaten und Gemüse auf. Diese Problemkonstellation macht zumindest mittelfristig substantielle nitratpolitische Maßnahmen wahrscheinlich.

Diese politiktheoretische Abschätzung einer vermutlichen niederländischen Nitratpolitik stimmt in vielen, wenn auch nicht allen Punkten mit der tatsächlich zu beobachtenden überein. In mancher Hinsicht kann sich ihre Richtigkeit erst in der Zukunft erweisen, wie vor allem ihrer mittelfristigen Effektivität. Zusammenfassend ist sie noch einmal durch folgende Merkmale zu kennzeichnen:

1. In der Sache zielt sie kurzfristig eher auf korrektive, langfristig dagegen vor allem auf präventive Maßnahmen, kaum hingegen auf Meta-Prävention, die den Kern der Agrarpolitik betreffen würde.
2. Konzeptionell und teils auch praktisch ist sie landwirtschaftsseite gekoppelt mit Begrenzung der Gülleüberschüsse, Reduktion der Phosphatausträge und Verringerung der Ammoniakemissionen.
3. Instrumentell zeichnet sie sich nach weitgehendem Politikverzicht in den siebziger Jahren durch einen Mix aus Regulation, *moral suasion*, finanziellen Zuschüssen und Abgaben, staatlichen Eigenleistungen und Maßnahmen auf Metaebene wie Korporatisierung und Verschiebung aus.
4. Sie setzt vor allem im Bereich der intensiven Viehwirtschaft allmählich substantielle Schutzmaßnahmen bei deutlicher Kostenbeteiligung seitens der Landwirtschaft durch.
5. Sie verfügt über begrenzte politische Handlungsfähigkeit.
6. Sie artikulierte pragmatisch flexibel klare Politikziele.
7. Die Umsetzung der Politikprogramme variiert vor allem in zeitlicher Hinsicht stark.
8. Wie die dänische läßt sich die niederländische Rationalität der Nitratpolitik als eine Mischung aus Legitimations-, Bestands- und Effektivitätsrationalität beschreiben.
9. Sie weist eine dem Modell des Politikzyklus ähnelnde kontinuierliche Entwicklungsdynamik auf.
10. *Policy impacts* lassen sich teilweise ausmachen, deren überwiegend in der Zukunft liegende *outcomes* jedoch nur begrenzt vorhersagen.

7. England¹

7.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

Etwa 2 % der britischen Bevölkerung wurde um die Mitte der achtziger Jahre mit Trinkwasser versorgt, das mehr als 50 mg/l Nitrat enthielt. Dabei konzentriert sich das Nitratproblem geographisch auf den Südosten Englands, wo intensiver Pflanzenbau, im wesentlichen Getreideanbau mit hohen mineralischen N-Düngergaben, überwiegend durchlässige Böden auf felsigem (Kalkstein-)Untergrund, geringe Niederschläge und eine zu 70 % auf Grundwasser beruhende Trinkwasserversorgung zusammentreffen.² Darüber hinaus wirkt sich die starke Verschmutzung der Oberflächengewässer in gerade diesen Gebieten mit starker Grundwassernutzung als limitierend für wasserwirtschaftliche Problemlösungen der Wasserverschneidung aus. In anderen Landesteilen erfolgt die Trinkwasserversorgung mehr aus Oberflächenwässern, die insgesamt etwa 70 % zur Trinkwasserversorgung Großbritanniens beitragen. Hier sind die Böden im allgemeinen weniger durchlässig, und die Verschmutzung durch tierische Abfälle in der bedeutsameren Tierproduktion betrifft im wesentlichen Oberflächengewässer (vgl. Abbildung 7.1). Bis 1989 waren zehn öffentliche Wasserwirtschaftsunternehmen (water authorities) in England und Wales für die Wasserver- und -entsorgung zuständig, wovon im wesentlichen drei, Severn-Trent, Anglian und Thames, von hohen Nitratkonzentrationen betroffen waren. Private Einzelwasserversorgung spielt in England kaum noch eine Rolle. Hohe Nitratwerte werden auch in einer Reihe von Oberflächengewässern beobachtet, die jedoch durch natürliche Verdünnung und Denitrifikation rascher verschwinden, wobei diese Prozesse durch Speicherung in Wasserreservoirs noch forciert werden können.

Steigende Nitratgehalte im Grund- und Trinkwasser resultierten wesentlich aus der Intensivierung der britischen Landwirtschaft samt wachsender N-Düngergaben, die nach dem britischen EG-Beitritt 1973 unter den protektionistischen EG-Agrarmarktbedingungen bis Anfang der achtziger Jahre nochmals zunahmen. Während sich die landesweiten Durchschnittswerte bei einem Anstieg von 35 kg N/ha 1965 auf 85 kg N/ha 1985 infolge der großen extensiv genutzten Bergregionen vergleichsweise be-

1 Die Ausführungen dieses Kapitels fußen insbesondere auf Aaranovitch 1988, Baldock 1988, Bruckmeier 1988b, Conrad 1990b, 1991a, Hill 1988 und Wathern 1988a, 1988b.

2 Unter anderem aus diesem Grund beschränkte sich die Fallstudie Großbritannien bewußt von Anfang an im wesentlichen auf England.

Abbildung 7.1: Nitratgefährdete Grundwasseraquifere und nitratbelastete Trinkwasserbrunnen in England



Quelle: IPEE 1989: 111

scheiden ausnehmen, erreichten sie im in East Anglia dominierenden Getreide-, Kartoffel- und besonders Rapsanbau bei beachtlichen orts- und betriebsspezifischen Variationen vielfach Werte von über 200 kg N/ha.

In Großbritannien trug die Landwirtschaft in den achtziger Jahren noch mit 1,8 % zum Bruttosozialprodukt bei mit regionalen Variationen zwischen 1 % und 7 % (Wathern/Baldock 1987). Im Vergleich zu anderen EG-Ländern ist der Selbstversorgungsgrad mit ca. 60 % relativ gering, wobei er vor dem Zweiten Weltkrieg lediglich bei etwa 30 % lag. Durch Mechanisierung, Melioration, Nutzung neuer Technologien, verstärkten Einsatz von Agrochemikalien und Spezialisierung wuchs das Produktivitätsniveau der britischen Landwirtschaft analog wie in anderen Ländern. Bei einem relativ avancierten Standes eines Großteils der britischen Landwirtschaft³ haben marktwirtschaftliche Argumente einen gewichtigeren Stellenwert in der Agrarpolitik als in den meisten anderen EG-Staaten.

Maßgeblich für die weitere Entwicklung des Nitratproblems in England ist, daß eine kurzfristige Umkehrung zunehmender Nitratgehalte in den Grundwasser-Aquiferen aufgrund der bei geringen Niederschlagsmengen langen Versickerungszeiten (ein und mehr Jahrzehnte) von Nitrat durch den felsigen Untergrund nicht möglich ist.

Das Nitratproblem wurde in England bis Mitte der achtziger Jahre im wesentlichen als ein begrenztes Gesundheitsrisiko bei der Trinkwasserversorgung infolge erhöhter Nitratbelastungen des Grund- und auch des Oberflächenwassers perzipiert, für dessen Bewältigung primär die Wasserwirtschaft zuständig sei. Es spielte in der seit Ende der siebziger Jahre durchaus ausgeprägten britischen Agrar-Umwelt-Diskussion gegenüber Fragen des Natur- und Landschaftsschutzes zunächst praktisch kaum eine Rolle und wurde erst Ende der achtziger Jahre zu einem dann allerdings relativ zentralen Thema.

7.2 Ökologisierung und Problemdefinition

Seit etwa Mitte der siebziger Jahre entwickelte sich in Großbritannien ein durchaus starkes, allerdings teils sehr selektives Umweltbewußtsein (vor allem Arten- und Biotopschutz) mit einem entsprechenden Bedeutungszuwachs besonders der historisch verankerten, bürgerlich-konservativ orientierten Naturschutzverbände wie die Royal Society for the Protection

³ Diese Aussage soll nicht darüber hinwegtäuschen, daß die Viehhaltung in den benachteiligten Berggebieten von Schottland, Wales und Nordengland nur aufgrund der Bewirtschaftungsbeiträge nach der Bergbauern-Richtlinie 75/268/EWG profitabel betrieben werden kann.

of Birds (RSPB) oder der Council for the Protection of Rural England (CPRE). Die relative Stärke der Verbände rührt auch daher, daß Problemlösungen in Großbritannien häufig weniger dem Staat und mehr Verhandlungen und Kompromissen zwischen Interessenverbänden und Betroffenen überlassen werden.

Dennoch nahmen Umweltprobleme in der öffentlichen Diskussion in England lange Zeit nicht das Gewicht ein wie in anderen nördlichen EG-Ländern und Skandinavien. Ein Umweltministerium (Department of the Environment) wurde 1971 eingerichtet. Es hatte aber gerade auch gegenüber dem Landwirtschaftsministerium (MAFF) einen häufig schwachen Stand. Es wurden in den siebziger Jahren auch eine ganze Reihe von Umweltgesetzen verabschiedet. Erst 1986 fand jedoch die Verpflichtung des MAFF zur Abwägung von Umwelt-, Erholungs- und ländlichen gegenüber landwirtschaftlichen Belangen Eingang in die Novelle des Landwirtschaftsgesetzes. Generell setzte die britische Regierung, durchaus der politischen Tradition und Kultur Großbritanniens entsprechend, stark auf ökonomische und pragmatische, soziokulturell verankerte (Selbst-)Regulierung auch im Umweltbereich (Knoepfel/Weidner 1985, Weidner 1987). Internationaler Druck und steigendes Umweltbewußtsein mit deutlichem Anstieg grüner Wählerstimmen bewirkten Ende der achtziger Jahre auch in Großbritannien eine verstärkte *politische* Beachtung und Behandlung ökologischer Problemlagen. Umweltorganisationen wurden vermehrt in formelle und informelle Konsultationsprozesse einbezogen, wobei ihr politischer Einfluß mit sinkender direkter wirtschaftlicher Bedeutung einer Thematik typischerweise wächst.⁴ Grundsätzlich bestanden etwa für die water authorities bereits seit 1974 im § 31 des Control of Pollution Act (COPA) die gesetzlichen Voraussetzungen für die Durchsetzung entsprechender Gewässerschutzmaßnahmen. Allerdings war die Landwirtschaft davon ausgenommen, sofern sie dem 1985 entsprechend kodifizierten Code of good agricultural practice (MAFF 1985) genügte. Erst die 1984 in Kraft getretene COPA-Novelle erlaubte dann rechtlich die Ausweisung von Wasserschutzgebieten. Seit Ende der achtziger Jahre läßt sich unter merkbarem EG-Einfluß ein zunehmender Trend zugunsten einer restriktiveren und stärker regulativen Umweltpolitik beobachten. Es wurden einige besonders die industrielle Umweltverschmutzung betreffende Umweltgesetze verabschiedet, womit sich für die oft personell schwach besetzten Aufsichtsbehörden vermehrte Probleme der Vollzugskontrolle ergeben.

4 So hat ihre Stimme etwa beim Schutz der Antarktis mehr Gewicht als im Falle aktueller Emissionsauflagen für die Industrie.

Wesentlich früher war die Landwirtschaft aber bereits unter das Kreuzfeuer der Kritik des Landschafts- und Naturschutzes geraten (Shoard 1980). Artenschutz, Landschaftsschutz, -bild und -zugang prägten die seit Beginn der achtziger Jahre durchaus intensive englische Agrar-Umwelt-Diskussion, die ihren Niederschlag im Wildlife and Countryside Act von 1981 mit der Einführung von Sites of Specific Scientific Interest (SSSIs) fanden, welcher der »Versöhnung« von Agrar- und Naturschutzbelangen dienen sollte. Dagegen spielten stoffbezogene Themen wie Luft- und Gewässerverschmutzung eine weit geringere Rolle in der Agrar-Umwelt-Diskussion. Landschafts- und Naturschutz haben in Großbritannien eine lange Tradition. Während der letzten 130 Jahre wurden verschiedene formelle und informelle Verfahren des Landschaftsschutzes entwickelt. Dabei wurde eine prosperierende Landwirtschaft im allgemeinen als Voraussetzung intakter ländlicher Umwelt angesehen. Erst seit den sechziger Jahren wurden die schädlichen Auswirkungen der agrarpolitisch angestrebten Intensivierung der Landwirtschaft auf alle Bereiche der ländlichen Umwelt wahrgenommen mit der Folge einer allmählichen signifikanten Neubewertung des Verhältnisses von Landwirtschaft und Umwelt. Aber erst in den achtziger Jahren gelang es den Umweltschützern, diese Problematik auf die politische Tagesordnung zu setzen. Von einer Agrarumweltpolitik kann bis Ende der achtziger Jahre in England in doppeltem Sinn keine Rede sein: Zum einen hat sich eine solche im Sinne genereller, konsistenter Politikformulierung bislang nicht entwickelt, zum anderen impliziert das Setzen auf private Selbstregulierung eher Politikverzicht als Politikgestaltung.

Der Zusammenhang von Nitrataufnahme mit wenigen berichteten Methämoglobinämiefällen war in Großbritannien seit dem Zweiten Weltkrieg bekannt. Als Problem erhöhter Nitrateinträge in die Gewässer wurde es von wenigen Experten in Regierung, water authorities und Wasserforschung diskutiert und untersucht⁵ (vgl. DOE 1986, Foster et al. 1986, Royal Commission 1979, Royal Society 1983). In ihrem Bericht über Umweltprobleme beschrieb die Royal Commission on Environmental Pollution 1979 das Nitratproblem, sah jedoch keine ernsthaften Gesundheitsprobleme bei Nitratwerten des Trinkwassers unterhalb von 100 mg/l und empfahl, gegebenenfalls Wasserverschneidung oder Denitrifizierungstechniken einzusetzen. Diese Position wurde offiziell bis gegen Ende der achtziger Jahre vertreten. Demgemäß artikulierte auch allein die britische Delegation bei der Verhandlung der EG-Trinkwasser-Richtlinie in den sieb-

5 Der British Geological Survey und das Water Research Centre verfügten Anfang der achtziger Jahre über die größten Kenntnisse und Erfahrungen in der Nitratforschung.

ziger Jahren massive Bedenken gegen die Herabsetzung des Nitratgrenzwertes auf 50 mg/l (Kromarek 1986).

Erst mit der Verabschiedung der EG-Trinkwasser-Richtlinie, der Veröffentlichung von den Zusammenhang zwischen Stickstoffdüngung und Nitratbelastung thematisierenden Kommissionsberichten und der vorübergehenden Schließung von zehn Grundwasserbrunnen infolge zu hoher Nitratwerte in 1983 gewann das Nitratproblem einen gewissen politischen Stellenwert. Dies implizierte in den achtziger Jahren seine verstärkte Diskussion unter den relevanten Akteuren wie Bauernverband, Düngemittelindustrie, Agrar- und Umweltbehörden, Wasserwirtschaftsunternehmen, Umweltschutzgruppen, Forschungsinstituten und auch mehrfach im Parlament. Bis etwa 1985 herrschte ein relativer Konsens, daß Nitratwerte unterhalb von 100 mg/l als gesundheitlich nicht problematisch einzustufen seien, daß insbesondere die intensive Mineraldüngung generell schon eine wesentliche Ursache hoher Nitratwerte sei und daß korrektive wasserwirtschaftliche Maßnahmen im allgemeinen wirtschaftlich billiger und schon von daher vorzuziehen seien. Aber nach Ansicht der Mehrheit der Akteure waren auch die durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten und andere restriktive agrarbezogene Maßnahmen entstehenden Kosten von den water authorities zu tragen. Auch wenn Umweltgruppen, Wasserwirtschaft und Umweltministerium diese Positionen mehr und mehr in Frage stellten, erleichterte die Fokussierung der Debatte auf die Nitratbelastung des Trinkwassers und die Ausblendung von Fragen der Eutrophierung oder der Nitratgehalte von Nahrungsmitteln wie Salate zweifellos deren Aufrechterhaltung. So forderte noch 1987 der Umweltausschuß der Parlaments das Umweltministerium auf, bei der EG-Kommission um eine Überprüfung des Nitratstandards anzufragen. In der Nitratdebatte wurden dabei im wesentlichen drei Positionen vertreten: Überschätzung des Nitratproblems, Lösung im Rahmen des COPA mit Hilfe von Wasserschutzgebieten, präventive Lösung etwa durch eine Besteuerung oder Quotierung des Stickstoffdüngers.⁶

Nach 1985 bestimmten die Pläne, die Wasserwirtschaft zu privatisieren, Auseinandersetzungen mit der EG-Kommission um die Interpretation der Trinkwasser-Richtlinie und die vor allem britische Kritik an der EG-Agrarmarktpolitik samt ihrer Überschußproduktion maßgeblich die weitere Entwicklung der Nitratdebatte, da diese politischen Themen signifikant mit dem Ausmaß und der Art des Umgangs mit dem Nitratproblem

⁶ Letztere Position wurde aufgrund parallel laufender Interessen auch von Proponenten einer verstärkt marktwirtschaftlichen Agrarpolitik vertreten. Der englische Bauernverband diskutierte die Idee einer Quotierung des Stickstoffdüngers engagiert, verwarf sie aber schließlich.

zusammenhängen. Bezogen auf die Landwirtschaft konzentrierte sich die Debatte auf Fragen der freiwilligen versus obligatorischen Mitwirkung der Landwirte an umweltbezogenen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Schutzgebieten und der Notwendigkeit von Ausgleichszahlungen. Die vermehrten politischen Auseinandersetzungen intensivierten die Nitratdiskussion in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre.

Die englische Nitratdiskussion betraf im wesentlichen die regionale Nitratbelastung des Grundwassers durch intensive Minereraldüngung, erforderliche wasserwirtschaftliche oder -technische Maßnahmen und mögliche Gesundheitsrisiken, während andere Aspekte des Nitratproblems außer in akademischen Kreisen kaum erörtert wurden. Politikrelevante Kontextbedingungen wie die Kontroversen mit der EG-Kommission um die Interpretation der EG- Trinkwasser-Richtlinie oder die Privatisierung der Wasserversorgung beeinflussten die konkrete Debattenstruktur und -entwicklung maßgeblich.

Zusammenfassend läßt sich die Entwicklung der englischen Nitratdebatte wie folgt resümieren:

1. In den siebziger Jahren fand die Nitratdiskussion im wesentlichen nur in wissenschaftlichen Zirkeln statt.
2. In den achtziger Jahren hatten die Umweltverbände einen maßgeblichen Anteil daran, das Nitratthema auf die politische Tagesordnung zu bringen.
3. Die langsam, aber kontinuierlich wachsenden Ökologisierungstendenzen in der britischen Gesellschaft stellen zwar eine die Nitratdiskussion fördernde Rahmenbedingung dar, spielten aber für ihre konkrete Entwicklung keine wesentliche Rolle.
4. Sich ändernde politische Kontextbedingungen beeinflussten Struktur und Inhalte der Nitratdebatte hingegen maßgeblich.
5. Die öffentliche Nitratdiskussion konzentrierte sich auf wenige Sachthemen, während einige wissenschaftliche Berichte mit einer durchaus signifikanten Rolle in dieser Diskussion breiter angelegt waren.
6. Die Nitratdebatte hatte allenfalls Ende der achtziger Jahre einen bedeutsamen Stellenwert in der britischen Agrar-Umwelt-Diskussion.
7. Der Übergang vom Reden zum Handeln steht auf Seiten der Landwirtschaft zumeist erst in den neunziger Jahren an.
8. Die Wasserwirtschaft und -forschung war von Beginn an wesentlich an der Nitratdiskussion beteiligt.
9. Die (absehbare) regionale Zuspitzung des Nitratproblems dürfte zur Intensivierung der Debatte beigetragen haben.
10. Einer durchaus frühzeitigen akademischen Diskussion steht eine eher relativ späte öffentliche Nitratdebatte gegenüber.

7.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Das Nitratproblem spielte in der britischen Agrar- und Umweltpolitik bis in die achtziger Jahre hinein praktisch keine Rolle. Lediglich gesundheitspolitisch wurde es in der Übernahme der WHO-Empfehlungen mit einem de facto Standard von 100 mg/l⁷ und in entsprechenden Bedenken der britischen Delegation gegen den 50 mg/l Nitratgrenzwert in der EG-Trinkwasser-Richtlinie zum Thema sowie in der Nitratforschung der Wasserwirtschaft.

In den achtziger Jahren überlagerten sich unterschiedliche nitratrelevante Interessenlagen in den Politikspielen der maßgeblichen Akteure. Dies waren im wesentlichen das Landwirtschafts- und das Umweltministerium, die water authorities, die Landwirtschaft, insbesondere die Pflanzenbauer im Südosten, die Düngemittelindustrie, Umweltschutzgruppen, insbesondere Friends of the Earth, sowie begrenzt die EG-Kommission und Umweltkomitees des Parlaments.

Deren Politikspiele resultierten vor allem aus folgenden Positionen und Interessenlagen:

Das MAFF war an der Erhaltung seiner politischen Kompetenzen und Einflußsphären sowie an der Abwehr ökologischer Auflagen respektive deren Verknüpfung mit Ausgleichszahlungen interessiert als auch an einer Verringerung der Überschußproduktion in der EG und der damit verbundenen finanziellen Belastungen Großbritanniens. Es setzte auf persuasive Politik und hatte zudem auch die Aufgabe der Privatisierung der landwirtschaftlichen Beratung (ADAS) im Rahmen der Deregulierungspolitik der Thatcher-Regierung.

Dem DOE ging es um die Ausweitung seiner umweltpolitischen Kompetenzen und die Durchsetzung ökologisch wirksamer Regulierungen und Vollzugskontrollen. Dabei akzeptierte es in seinem Bericht »Nitrate in Water« (DOE 1986) durchaus weitgehend die vorherrschende Sichtweise mit einer Relativierung der Gesundheitsrisiken, der Präferenz für wasserwirtschaftliche Maßnahmen und der Ablehnung des Verursacherprinzips als unfair gegenüber der Landwirtschaft im Fall des Nitratproblems, schlug jedoch in der Sache auch präventive Maßnahmen wie umweltverträglichere Düngung und die Ausweisung von Wasserschutzgebieten vor. Somit bestimmten Bargainingprozesse zwischen MAFF und DOE um die

7 Er war nicht formell-rechtlich festgelegt, doch wurden eine Reihe von Brunnen mit Nitratwerten von über 100 mg/l auf der Grundlage relativ allgemein gehaltener Gewässerschutzbestimmungen und der WHO-Empfehlungen (WHO 1970) stillgelegt.

Einführung präventiver landwirtschaftsbezogener Politikprogramme maßgeblich die britische »Nitratpolitik«.⁸

Des weiteren war vor allem das DOE in Kontroversen über die Interpretation und Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie involviert, die die Zulässigkeit von Grenzwertüberschreitungen gemäß Artikel 9, die operationale Festlegung der maximal zulässigen Konzentration als mehrmonatiger Durchschnittswert oder in bezug auf eine Einzelprobe, und nach langwierigen Verhandlungen 1989 die Klage der EG-Kommission über die Nichteinhaltung der Nitrat- und Bleiparameter in der Trinkwasser-Richtlinie vor dem Europäischen Gerichtshof betrafen. Dabei spielte die Umweltgruppe »Friends of the Earth« durch prozedural vorgesehene Bürgerbeschwerden über Grenzwertüberschreitungen und unzulässige Ausnahmeregelungen 1986 vermutlich eine auslösende Rolle für das konkrete Aktivwerden der EG-Kommission. 1988 zog die englische Regierung die 1985 erteilten Ausnahmegenehmigungen denn auch zurück. In diesem Konflikt ging es sachlich um die gesundheitspolitische Notwendigkeit der strikten Einhaltung des Nitratgrenzwertes und sozial um den Widerstand gegen Entscheidungskompetenzen einer supra-nationalen EG-Kommission.⁹ Schließlich war die britische Regierung um eine Abschwächung der geplanten EG-Nitrat-Richtlinie bemüht, indem sie die Kriterien für die

8 Ein typisches Beispiel für diese Auseinandersetzungen ist die substantielle Verschiebung in der Ausweisung und Notifizierung von SSSIs nach dem Wildlife and Countryside Act und von »environmentally sensitive areas« (ESAs) nach Artikel 19 Effizienzverordnung (797/85) zugunsten letzterer. Erstere unterliegen der Planung und Kontrolle durch den dem DOE angelagerten und 1990 interessanterweise in seine Landesbestandteile aufgespaltenen Nature Conservancy Council (NCC), während letztere seitens des MAFF eingerichtet und verwaltet werden. In der Sache zielen beide Arten von Schutzgebieten auf der Grundlage entsprechender Bewirtschaftungsvereinbarungen im Prinzip auf eine extensive und umweltverträgliche Landwirtschaft ab.

9 »UK Environment Minister, Mr. Chris Patten, was said to be furious about the Commission's decision ... The UK Government had originally planned bring nitrate levels below EEC margins by 1995, but during his 2-day meeting with the Environment Commissioner, Mr. Patten agreed to meet Community norms ... progressively between 1991 and 1994 ... The Commission was insisting on 1993. The Minister explained that no other Member State had prepared 'such a rigorous, comprehensive and fully funded programme' and stressed that the proceedings would not speed up UK compliance with the 1980 Directive ... 'It is difficult to see what the Commission hopes to gain from the proceedings', he said ... However, what is perhaps more questionable is not that the Commission should finally take decisive action, but why it did not do so until 1989. Coming just weeks before the controversial privatisation of the 10 English and Welsh water boards in November, the court case is clearly an embarrassment for the UK Government.« (Europe Environment [1989] 327: 10)

Ausweisung von gefährdeten Gebieten so zu beeinflussen suchte, daß diese nur geringe Flächen betreffen würden.

Die Pläne der konservativen britischen Regierung zur Privatisierung der Wasserwirtschaft führten zu einer intensiven politischen Kontroverse und bestimmten die gesamte Wasserpolitik in der zweiten Hälfte der achtziger Jahre maßgeblich mit. Aufgrund ihrer weitreichenden rechtlichen, ökonomischen¹⁰ und regulativen Implikationen kam es erst 1989 zur Privatisierung, die im wesentlichen mit einer organisatorischen Trennung in privatwirtschaftliche Wasserversorgung und für die Überwachung zuständige Wasserbehörden ähnlich wie in der Bundesrepublik verbunden war.

In der Praxis waren in den achtziger Jahren nur die wenigen betroffenen water authorities (Anglian, Severn Trent, Thames) unterhalb der Schwelle staatlicher Politik mit der technischen und organisatorischen Bewältigung von Grenzwertüberschreitungen auf lokaler Ebene befaßt. Nur in London spielte das Engagement lokaler Bürgerinitiativen und Kommunalpolitiker eine gewisse Rolle (Aaranovitch 1988). Die teils durchaus kostspieligen und in der Zukunft noch beträchtliche Investitionen erfordernden Maßnahmen betrafen Wasserverschneidung, Brunnenschließung, Bohrung neuer Brunnen und auch Denitrifizierungsanlagen.

Der Bauernverband (NFU) betonte vor allem Freiwilligkeit von und Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungseinschränkungen, sofern diese überhaupt als berechtigt akzeptiert wurden, setzte auf entsprechende Bewirtschaftungsvereinbarungen (*management agreements*) und widersetzte sich der Ausweisung von Wasserschutzgebieten. Im Kontext der agrarpolitischen Debatte um die Verringerung der Überschußproduktion erörterte die Landwirtschaft auch das Modell einer Stickstoffkontingentierung, verwarf es dann jedoch.

Die Düngemittelindustrie, d. h. im wesentlichen ICI, war aufgrund von Kritik an massiven Düngemittelimporten, der entscheidenden Rolle der Mineraldüngung für das Nitratproblem in England sowie aufgrund ihrer Düngungsberatung durchaus an der nitratpolitischen Diskussion beteiligt und bemühte sich, ihre den Umweltverbänden entgegengesetzte Position durch entsprechende Öffentlichkeitsarbeit zu vermitteln (ICI 1986). An den im engeren Sinne nitratpolitischen Entscheidungsprozessen war sie eher nur konsultativ und als bedeutsame Hintergrundfigur im typisch informellen Politikprozeß in geschlossenen Zirkeln beteiligt.

Das Parlament nahm sich in parlamentarischen Anfragen und Berichten zwar auch des Nitratproblems an und suchte dabei sein umweltpoliti-

10 Aufgrund des infolge der erwarteten niedrigen Profitabilität geringen nationalen Kaufinteresses verkaufte die britische Regierung manche der alten water authorities zu Teilen auch billig an ausländische WVUs.

sches Engagement zum Ausdruck zu bringen, wobei einzelne Abgeordnete eine wichtige Rolle spielten, war aber ansonsten an der politischen Entscheidungsfindung nicht maßgeblich beteiligt.

Konnte abgesehen von der COPA-Novelle und dem Code of good agricultural practice von einer substantiellen Nitratpolitik, die über technisch-administrative Bemühungen zur Einhaltung des Nitratstandards hinausgingen, nicht die Rede sein, fielen Ende der achtziger Jahre einige politisch bedeutsame Entscheidungen. Die Landwirtschaft setzte ihren Anspruch auf Ausgleichszahlungen grundsätzlich durch. Umgekehrt sind Bewirtschaftungsauflagen nunmehr möglich, aber auf der Basis langwieriger, die Interessen der Landwirte maßgeblich berücksichtigender Verfahren. Nachdem die Bemühungen um die Ausweisung von Wasserschutzgebieten nicht erfolgreich waren, beschloß das MAFF 1990 immerhin aufgrund der sehr viel umfangreicheren Vorschläge der neu geschaffenen National River Authority (100 NSAs) die Einrichtung von 10 »nitrate sensitive areas« (NSAs) mit gestaffelten Ausgleichszahlungen von 55 bis 85 Pfund/ha (marginale Auflagen) oder 200 bis 380 Pfund/ha (Umwandlung in Grünland) für Landwirte, die - auf freiwilliger Basis - Bewirtschaftungsbeschränkungen akzeptieren, sowie von weiteren 9 NSAs mit intensiven nitratbezogenen Beratungskampagnen und Begleitforschung. Diese Vorgehensweise ist typisch für den britischen Politikstil, der auf freiwillige Vereinbarungen in Verbindung mit wachsendem sozialen Druck auf die Landwirte setzt, solche »freiwilligen« Vereinbarungen trotz wenig attraktiver Ausgleichszahlungen abzuschließen.

Zusammengefaßt zeichneten sich die Politikspiele um Nitrat durch folgende Merkmale aus:

1. Sie stuften das Nitratproblem als gesundheits- und umweltpolitisch eher marginal ein und gaben korrektiven wasserwirtschaftlichen Problemlösungen lange Zeit nicht nur de facto, sondern auch in der politischen Zielsetzung den Vorrang.
2. Zentrale Akteure waren MAFF, DOE, NFU, Wasserwirtschaft sowie, weniger bedeutsam, Umweltverbände, ICI, EG-Kommission.
3. Es ging im wesentlichen um Auseinandersetzungen um angemessene Problemdefinitionen und -lösungen, kaum um die substantielle Durchführung von Politikprogrammen.
4. Aus der britischen Präferenz für private Selbstregulierung und informelle Politikgestaltung in geschlossenen Kreisen ergeben sich die entsprechenden Regeln der Politikspiele, wobei von einer Nitratpolitik noch weniger als in anderen Ländern gesprochen werden kann.
5. Die Politikspiele fanden in unterschiedlichen Bereichen mit verschiedenen Akteuren und Konfliktlagen statt: EG-Kommission versus briti-

sche Regierung, Agrar- versus Umweltministerium, Umweltverbände versus Regierung und Landwirtschaft, Privatisierung versus Erhaltung der water authorities.

6. Aufgrund solcher Rahmenbedingungen erhielt das Nitratproblem erst Ende der achtziger Jahre einen wichtigen Stellenwert in der agrarumweltpolitischen Arena.
7. Diskussion und Maßnahmen in bezug auf Nitrat hatten überwiegend technisch-administrativen oder grundsätzlichen, aber kaum parteipolitischen Charakter.
8. Staatliche Politik war durchaus wesentlich für den gesellschaftlichen Umgang mit dem Nitratproblem. Eine auf Konsens, (freiwilliges) soziales Lernen und Selbstregulierung setzende Agrarumweltpolitik benötigt allerdings langen Atem und günstige soziokulturelle und gesellschaftspolitische Rahmenbedingungen, will sie nicht von vornherein als Politikverzicht und bloße Symbolpolitik eingestuft werden.
9. Äußerer politischer und ökonomischer¹¹ Druck bewirkte verstärkte Bemühungen der britischen Regierung um über persuasive, auf freiwillige Vereinbarungen setzende Politik hinausgehende regulative, auch finanziell zu Buche schlagende nitratpolitische Maßnahmen.

7.4 Politische Programme

Nitratrelevante Politikprogramme und -maßnahmen beschränkten sich in England bis Ende der achtziger Jahre auf wenige Elemente, wenn man die mögliche Vielzahl lokaler, mittelbar bedeutsamer, eigenregulativer Schritte außer acht läßt. Dies korrespondiert mit der Kennzeichnung von Nitratpolitik als *non-policy* (Nichtpolitik) und Vertrauen auf (informelle) Selbstregulierung der Betroffenen.

Aufzuführen bleiben dann:

- der Control of Pollution Act von 1974 und seine Novellierung 1985, die die Ausweisung von Wasserschutzgebieten wesentlich erleichterte,
- der politisch verbindliche, aber gesetzlich erst in der diesbezüglichen Verordnung zum Wassergesetz von 1989¹² eindeutig verankerte Nitratgrenzwert von zunächst 100 und dann 50 mg/l,
- die Festsetzung 1985 und Rücknahme 1988 von 50 Ausnahmegenehmigungen nach Artikel 9 der EG-Trinkwasser-Richtlinie,

11 Privatisierung der Wasserversorgung.

12 Dieses Wassergesetz war im Rahmen der Privatisierung der Wasserversorgung notwendig.

- die staatliche Förderung der Entwicklung von Denitrifizierungsverfahren,
- die Verabschiedung des Code of good agricultural practice,
- die Festlegung von einigen NSAs auf der Basis des Wassergesetzes von 1989,
- die politische Unterstützung einer vermehrten Umweltberatung der Landwirtschaft innerhalb eines 1987 privatisierten Beratungswesens.

Als mittelbar bedeutsame Politikprogramme sind zu erwähnen die forcierten Aufforstungsprogramme, die Flächenstillegungsprogramme, die Ausweisung von Naturschutzgebieten, die politische und finanzielle Förderung freiwilliger Bewirtschaftungsvereinbarungen (*management agreements*) mit Umweltauflagen, vor allem in SSSIs und ESAs, und die umweltpolitisch bedeutsame Novellierung des Landwirtschaftsgesetzes 1986. Nach jahrelangen heftigen (öffentlichen) Debatten soll die Strohverbrennung ab 1993 verboten werden.

Erörtert, aber politisch negativ beschieden wurden die reale Ausweisung von Wasserschutzgebieten, Stickstoffsteuer und -kontingentierung sowie nitratbezogene Verordnungen auf COPA-Basis. Kein politisches Thema waren auf Mist und Gülle bezogene Nitratprogramme¹³, Düngungsvorschriften, Nitratgrenzwerte für Gemüse, Ammoniakemissionen, Bestandsobergrenzen in der Tierhaltung, Betreiberpflichten und Maßnahmen in bezug auf synergistische Effekte der Nitratverschmutzung. Wiederum kommt hierin die britische Aversion gegenüber stark verrechtlichter regulativer Politik zum Ausdruck. Analog fanden Aktivitäten zugunsten des biologischen Landbaus keine politische Unterstützung.

Die verwandten Politikinstrumente waren primär Maßnahmen persuasiver Natur oder auf Metaebene (Anregung zur Selbstregulierung) sowie Maßnahmenverzicht. Die Anwendung rechtlicher Instrumente betraf vor allem die Wasserwirtschaft¹⁴, die die anfallenden Kosten (bis 1990 um 1 Milliarde DM) jedoch als öffentlich-rechtliche water authorities bis 1989 weitgehend selbst zu tragen hatte bzw. auf den Wasserverbraucher überwälzte. Auf staatlicher Seite wurden vor allem Gelder für Bewirtschaftungsvereinbarungen zur Verfügung gestellt, während die staatlichen Ausgaben in bezug auf das Nitratproblem sonst wenig ins Gewicht fielen. Die

13 Sehr wohl waren dies Fragen verringerter Leckagen durch undichte Silos und Mieten in Oberflächengewässer, etwa in Wales (vgl. Wathern 1988a).

14 Grundsätzlich sind die im COPA vorgesehenen rechtlichen Ermächtigungen recht weitgehender Natur, aber diese stehen bezüglich der Landwirtschaft vor dem Hintergrund damit verknüpfter Beweislasten und Kostenrisiken eben eindeutig nur auf dem Papier.

von der EG geförderten Flächenstillungsprogramme fanden in England neben der BRD und Italien von Beginn an beträchtliche Resonanz.

Insgesamt läßt sich bis mindestens 1985 eine englische Nitratpolitik auch analytisch kaum rekonstruieren, insofern sich diese stark als bewußte *non-policy* (Nichtpolitik) und Regulierungsverzicht verstand. Erst in den letzten Jahren macht eine analytische Rekonstruktion der englischen Nitratpolitik auch empirisch Sinn. Die substantiellen nitratpolitischen Zielvorstellungen zeichneten sich lange Zeit vor allem durch Geringschätzung des Nitratproblems und Status-quo-Orientierung aus. Primär ging es der Nitratpolitik um Problemabklärung und eigenverantwortliche Selbstregulierung von Wasserwirtschaft und Landwirtschaft, wobei das Schwergewicht auf wasserwirtschaftlichen Maßnahmen lag. Sofern der Nitratpolitik eine Langfristorientierung unterstellt werden kann, zeichnet sie sich in begrenztem Ausmaß durchaus durch gesellschaftspolitisch vertretbare Konsistenz, Stringenz und potentielle Wirksamkeit aus.

7.5 Regulierung und Vollzug

Insofern wenige substantielle nitratpolitische Programme verabschiedet wurden, kann sich auch die Frage nach deren Implementation kaum stellen. Aufzuführen sind im wesentlichen folgende Punkte:

1. Die betroffenen water authorities unternahmen notwendige technische, organisatorische und auch Investitionen erfordernde Schritte zur Einhaltung des jeweiligen Nitratgrenzwertes, wobei dies auf der Grundlage eines entsprechenden Selbstverständnisses des Zusammenspiels von wasserwirtschaftlicher Aufgabenstellung und Überwachungsfunktion innerhalb der water authorities weitgehend eigenverantwortlich ohne weitere signifikante staatliche Kontrollen geschah. Dies betrifft die Trinkwassergewinnung sowohl aus Grundwasser als auch aus Oberflächengewässern, bei denen durch entsprechend ausgedehnte Speicherung in den als Wasserreservoir dienenden Stauseen natürlichen Denitrifikationsprozessen implizit ausreichend Raum gegeben wird. Allerdings war mit einem Referenzwert von 100 mg/l auch noch in den achtziger Jahren nach Verabschiedung der EG-Trinkwasser-Richtlinie durch Interpretationsspielräume und Ausnahmegenehmigungen eine beträchtliche Flexibilität im Umgang mit dem 50 mg/l Nitratgrenzwert gegeben, während einige Brunnen mit Nitratwerten oberhalb 100 mg/l geschlossen wurden.
2. Die vielfach diskutierte Ausweisung von Wasserschutzgebieten kam nicht zustande. Statt dessen wurden dann 1990 einige wenige »nitrate

sensitive areas« (NSAs) ausgewiesen, deren nicht nur formale Festsetzung allerdings auf der freiwilligen Zustimmung der betroffenen Landwirte zu Bewirtschaftungsauflagen gegen Ausgleichszahlungen beruht.

3. Bewirtschaftungsvereinbarungen mit Auflagen gegen Entschädigungszahlungen in SSSIs und ESAs wurden in größerer Zahl abgeschlossen. Über deren Effekt auf eine verringerte Nitratauswaschung liegen jedoch kaum verlässliche Daten vor.
4. Für die praktische Umsetzung des Code of good agricultural practice und von Umweltberatung gibt es zwar einige positive Hinweise, jedoch keine systematischen empirischen Erhebungen. Inzwischen sind sehr viel inhaltsreichere den Gewässerschutz und die Luftreinhaltung betreffende Bewirtschaftungsregeln in Vorbereitung, deren Einhaltung verbindlicher werden soll.
5. Die mit Beginn der neunziger Jahre zum Tragen kommenden Flächenstilllegungsprogramme finden gerade in den besonders intensiv genutzten Getreideanbauflächen mit erhöhten Nitratauswaschungsraten kaum Resonanz.
6. Analoges gilt für die begonnenen Aufforstungsmaßnahmen.

Zusammenfassend kann vor dem Hintergrund kurzfristig wenig anspruchsvoller Politikprogramme deren relativ weitgehender Vollzug angenommen werden. Der Regulierungsstil der Nitratpolitik Ende der achtziger Jahre kann als informell und eigenregulativ bezeichnet werden mit vielfach weichen, im Einzelfall interpretationsfähigen Rahmenvorgaben. Das Regulierungsmuster ist hinsichtlich administrativer Praktikabilität und politischer Durchsetzbarkeit positiv einzustufen, jedoch im Hinblick auf Umfang, Ressourcenausstattung, Effizienz, Terminierung, Wirkungsverzögerung eher negativ, während seine Effektivität und ökologische Wirksamkeit sich allenfalls langfristig als zufriedenstellend erweisen könnten.

7.6 Policy impacts and outcomes

Entsprechend den vorangegangenen Ausführungen sind die *policy impacts* der englischen Nitratpolitik eher indirekter Natur, indem diese persuasiv und prozedural die weitgehende Eigenlösung der betroffenen gesellschaftlichen Akteure zu fördern versucht.

Aus dem Mineräldüngerverbrauch der Landwirte, aus den primär eigenverantwortlichen Aktivitäten der water authorities und aus den fehlgeschlagenen Bemühungen um die Ausweisung von Wasserschutzgebieten lassen sich zumindest bislang kaum signifikante *policy impacts* ableiten.

Eher sind die Effekte der britischen Agrar- und Umweltpolitik als zwiespältig einzustufen mit gewissen Bemühungen zur Förderung umweltbewußter Land- und Wasserwirtschaft einerseits und mit der Verlangsamung und Begrenzung umweltpolitischer Vorgaben andererseits, wobei sie wiederum nur als ein Element in einem allmählichen und dabei unregelmäßigen gesamtgesellschaftlichen Ökologierungsprozeß zu sehen sind. Am ehesten sind dem bestehenden Nitratgrenzwert *impacts* für vermehrte wasserwirtschaftliche Anstrengungen um die erfolgreiche Bewältigung des Problems steigender Grundwasser-Nitratgehalte zuzurechnen, wobei die britische Regierung ihn jedoch als überzogenen Grenzwert einer EG-Trinkwasser-Richtlinie lange Zeit abzuschwächen versuchte.

Sachlich lassen sich aus relativ unverändertem Mineraldüngerverbrauch, steigenden Nitratkonzentrationen in den Grundwasser-Aquiferen Südostenglands und keineswegs sinkenden Nitratgehalten des Trinkwassers in den betroffenen Gebieten keine Rückschlüsse auf relevante *policy outcomes* ziehen. Mittel- und längerfristig ist jedoch nicht auszuschließen, daß die englische Nitratpolitik auch einen Beitrag zur Verringerung des Nitratproblems im Vergleich zu einem völligen Politikverzicht in dieser Richtung leisten wird. Ihr Anteil an den gesamten Aktivitäten zu einer Beherrschung des Nitratproblems läßt sich aber nicht quantitativ ausdrücken, weil sie ja gerade auf nitratpolitische Maßnahmen auf Metaebene zwecks verbesserter Selbstregulierung abzielt und insofern primär Teillelement eines komplexen Politikprozesses auf gesamtgesellschaftlicher Ebene ist.

7.7 Englische Nitratpolitik und ihre Determinanten

Bei einer auch analytisch nur schwer rekonstruierbaren, in Bewußtsein und Intention der Akteure nicht existierenden englischen »Nitratpolitik« ist allenfalls mit einer eingeschränkten eineindeutigen Erklärung ihrer vielfältigen Facetten durch zweifellos benennbare Sets von Politikdeterminanten im Rahmen des in dieser Arbeit zugrunde gelegten mehrschichtigen Interpretationsrasters zu rechnen.

Auf der Ebene gesellschaftsstruktureller Determinanten zeichnet sich England (respektive Großbritannien) aus durch eine über Jahrhunderte entwickelte typisch »britische« politische Kultur mit bipolar geprägten Mischungen aus zentralisierter Entscheidungsfällung in grundsätzlichen Fragen und pragmatisch-dezentraler Politikgestaltung und -umsetzung im

Konkreten, aus wenig fixierter¹⁵, auf informellen *gentlemen's agreements* beruhender Politikformulierung und -programmatisierung und relativ unnachgiebigem, prinzipiengeprägtem Verhandlungsstil geschlossener Establishments, aus soziokulturellen Kontinuitäten und Diskontinuitäten, aus Reichtum und Armut, aus privatkapitalistisch und klassenbewußt geformter und segmentierter Wirtschafts- und Gesellschaftsstruktur und pragmatisch-angelsächsischem, *issue*-spezifischem, häufig effektivem Konfliktmanagement, aus traditional verankertem, konservativem Bürgertum und modernen schlagkräftigen Gruppierungen wie Yuppies, Green Peace oder Antiatombewegung. Es besteht eine wohlverankerte zivile Gesellschaft, die jedoch äußerlich oft wenig sichtbar und vielfach sozialgruppen- und klassenspezifisch aufgefächert ist. Weiterhin charakteristisch sind regionale Eigenständigkeit und Stadt-Land-Gegensätze, zwiespältige Modernisierungskapazitäten und traditional eingegerbter Wertewandel. Eine Politisierung der Produktion existiert nur in Ansätzen, ist allerdings innerhalb der geschlossenen Entscheidungszirkel der jeweils beteiligten Akteure inhärent gegeben. Das Umweltbewußtsein hat in den letzten Dekaden zwar signifikant zugenommen, ist jedoch selektiv und noch wenig handlungsleitend. All dies macht einen fallspezifischen, pragmatischen Umgang mit dem Nitratproblem wahrscheinlich, wobei sein Stellenwert und seine Politisierung offen bleiben.

An relevanten Kontextdeterminanten sind zu nennen eine vergleichsweise marktwirtschaftlich ausgerichtete Landwirtschaft, eine regional strukturierte, in ihren Handlungs- und Kontrollkompetenzen aktionsfähige Wasserwirtschaft, deren Bedarf an in jüngster Zeit in Angriff genommenen (Erneuerungs-)Investitionen vor allem im Bereich der Abwasserreinigung, aber auch der Wasserverteilung immens ist (vgl. U. Scheele 1991) und deren Privatisierung und Aufteilung ihrer Funktionen eine maßgebliche Rolle in der Wasserpolitik der achtziger Jahre spielten, eine auf Intensivierung und Produktivitätszuwachs setzende Agrarpolitik, eine Segregation bevorzugende Naturschutzpolitik, eine auf wirtschaftliche Entwicklung bauende Regionalpolitik, eine wenig durchsetzungsfähige, aber via Pragmatismus und Selbstregulation relativ effektive Umweltpolitik und gut organisierte, öffentlichkeitsrelevante Umweltverbände. Von daher sind nitratpolitisch primär korrektive wasserwirtschaftliche und eventuell -technische Problemlösungsstrategien seitens der water authorities zu erwarten.

Politikstrukturell fallen ein durch Wettbewerb, Konflikt, Kooperation und Konsens geprägter Politikstil, ein wenig offenes und kaum partizipati-

15 Nicht von ungefähr existiert keine geschriebene britische Verfassung.

ves, atmosphärisch auch wenig belastetes Muster der Politikformulierung und ein im Hinblick auf Formalisierung, Kontinuität, Programmierungstiefe und Politikintegration wenig ausgeprägtes Politikprofil ins Gewicht. Weiterhin sind eine im konkreten flexible Politikgestaltung, die Tendenz zu technisch-pragmatischen Problemlösungen vor Ort und eine stark von der Konfiguration der politischen Macht- und Interessenlagen abhängige Organisations- und Ressourcenkapazität der politischen Administration zu erwähnen. Dies läßt an die örtlichen und sachlichen Gegebenheiten flexibel sich anpassende »Nitratpolitiken« vermuten, die sich nicht zu einem substantiellen, Kontinuität und Zusammenhalt versprechenden Politikkonzept zusammenfügen dürften.

Situationsstrukturell sind die im Landschafts- und Naturschutz verankerte, wachsende öffentliche Kritik an intensiver Landwirtschaft, die soziokulturell, rechtlich und in der Praxis verankerte Vetomacht von Landwirtschaft und Agrarministerium gegenüber ökologischen Auflagen, die unterschiedlichen nitratpolitischen Konfliktkonstellationen mit verschiedenartigen, wenige Teilnehmer umfassenden Akteurkonfigurationen, der Ende der achtziger Jahre zunehmende politische Entscheidungsdruck, der vorher fehlte, ein eher geringes nitratpolitisches Problembewußtsein und die Fokussierung des Nitratproblems auf die Grund- und Trinkwasserbelastung zu nennen. Dies macht eine verstärkte Politisierung des Nitratproblems Ende der achtziger Jahre mit darauf folgenden, auch die Landwirtschaft betreffenden, deren Interessen jedoch wesentlich berücksichtigenden Politikentscheidungen wahrscheinlich.

Historiographisch bedeutsam erscheinen die für das Eingreifen der EG-Kommission mitverantwortlichen Proteste von Friends of the Earth über den Weg individueller Beschwerden, der Deregulierungs- und Privatisierungsfetischismus der Thatcher-Regierung und partiell »chaotische« Politikentwicklungen aufgrund der Parallelität ganz unterschiedlicher nitratrelevanter Politikprozesse und der personal- und umweltpolitischen Positionswechsel von Regierungsmitgliedern. Dies macht neben vermehrten Konflikten mit der EG-Kommission eher zufällige Politikprozesse um Nitrat (zum Beispiel die Substitution von Wasserschutzgebieten durch nitratsensitive Gebiete), wenn auch im Rahmen einer allgemeinen Ökologisierungstendenz, wahrscheinlich.

Problemstrukturell zeichnet sich das Nitratproblem in England durch sein weitgehend regional und auf Mineraldüngung im Pflanzenbau begrenztes Schnittmuster aus. Seine Lösungen erfordern entweder auf präventiver Ebene viel Zeit und veränderte gewinnmindernde Bewirtschaftungsweisen in der Landwirtschaft oder kostenintensive korrektive Maßnahmen seitens der Wasserwirtschaft. Diese Problemkonstellation zeich-

net sich möglicherweise durch eine eingeengte Problemwahrnehmung aus und läßt mittelfristig substantielle nitratpolitische Maßnahmen erwarten, ohne damit deren soziale Promotoren und Träger festzulegen.

Nicht unvermutet grenzt diese politiktheoretische Abschätzung die Handlungsmöglichkeiten englischer Nitratpolitik zwar ein, läßt ihr aber auf konkreter Ebene relativ große Aktionsspielräume offen. Zusammenfassend sei sie nochmals durch folgende Merkmale gekennzeichnet:

1. Englische Nitratpolitik war lange Zeit Nichtpolitik im doppelten Sinn der Geringschätzung und sachlichen Begrenzung des Nitratproblems und der Präferenz für private Selbstregulierung.
2. Unter diesen Prämissen zeichnete sich diese eher auf Bestandsrationalität abhebende Nitratpolitik jedoch durch relativ rechtzeitige Problemwahrnehmung und Konsistenz aus.
3. Politische Auseinandersetzungen um Kompetenzen, Privatisierung, Agrarmarktpolitik und regulative Agrarumweltpolitik erzeugten ab etwa 1985 politischen Handlungsdruck und veränderten das bis dahin vorherrschende, konsensgeprägte Politikmuster, wobei die mit diesen Kontroversen verknüpften strategischen Interessen der beteiligten Akteure die Entwicklung der Nitratpolitik maßgeblich bestimmten.
4. Dies führte zu wachsendem Druck in Richtung auf über bloße wasserbezogene Lösungsmaßnahmen hinausgehende präventive agrarbezogene Politikprogramme.
5. Dominant blieb jedoch der britische Politikstil, der auf *moral suasion* und soziales Lernen der (landwirtschaftlichen) Akteure mit Hilfe von politisch gestützten Modellen der Selbstregulierung setzt.
6. Bislang hat die Wasserwirtschaft bzw. der Wasserverbraucher den größten Teil der nitratbedingten Kosten getragen.
7. Von einem Vollzug einer bislang vor allem durch Prozesse der Problemwahrnehmung und -definition sowie der Wahl der Problemlösung geprägten Nitratpolitik kann verständlicherweise noch kaum gesprochen werden.
8. *Policy impacts* der allenfalls analytisch rekonstruierbaren englischen Nitratpolitik sind primär vermittelter Natur und *policy outcomes* noch nicht auszumachen.

8. Frankreich¹

8.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

In den achtziger Jahren erhielten zwischen 2 % und 4 % der französischen Bevölkerung Trinkwasser mit Nitratgehalten über 50 mg/l, konzentriert auf wenige Distrikte (départements) im wesentlichen in der Bretagne, der Nord-Picardie, dem Pariser Becken, dem Elsaß, der Haute Garonne, Poitou-Charentes und im Cher- und Indretal, Loirenebenflüssen. Die Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers variiert regional beträchtlich. Die Landwirtschaft ist die Hauptquelle der Nitrateinträge, wobei sich die durchschnittlichen N-Düngergaben im internationalen Vergleich trotz deutlichen Anstiegs auf ca. 70 kg/ha eher gering ausnehmen, sie jedoch regional unter Berücksichtigung mineralischer und organischer Düngung Werte von über 200 kg/ha erreichen. Die landwirtschaftlichen Ursachen für hohe Nitratwerte unterscheiden sich regional deutlich: Gülleüberschüsse in der Bretagne, Getreide- und Weinbau im Einzugsgebiet von Loire und Garonne, Weinbau im südlichen Elsaß, intensiver Pflanzenbau in der Nord-Picardie mit hohen Mineraldüngergaben und eine Kombination agrarischer Faktoren im Pariser Becken. In allen Fällen handelt es sich jedoch um Gebiete intensiver moderner Landwirtschaft, die in Frankreich noch längst nicht in allen Regionen dominiert. Generell werden im letzten Jahrzehnt steigende Nitratkonzentrationen im Grundwasser in vielen Gebieten Frankreichs beobachtet, und in jüngster Zeit sind hier die Prognosen für eine Überschreitung des Nitratstandards von 50 mg/l in vielen Trinkwassergewinnungsanlagen auf drastische Größenordnungen angestiegen wie 20 % der Gesamtbevölkerung (EG-Kommission 1988b) oder wie vermutlich gar 50 % der in Weingebieten liegenden elsässischen Brunnen. Die Bodenverhältnisse und Aquifertiefen unterscheiden sich in den vom Nitratproblem betroffenen Regionen. Besonders akut ist die Nitratbelastung der Grundwasseraquifere in der Bretagne, wo das Trinkwasser allerdings überwiegend aus Oberflächengewässern stammt.

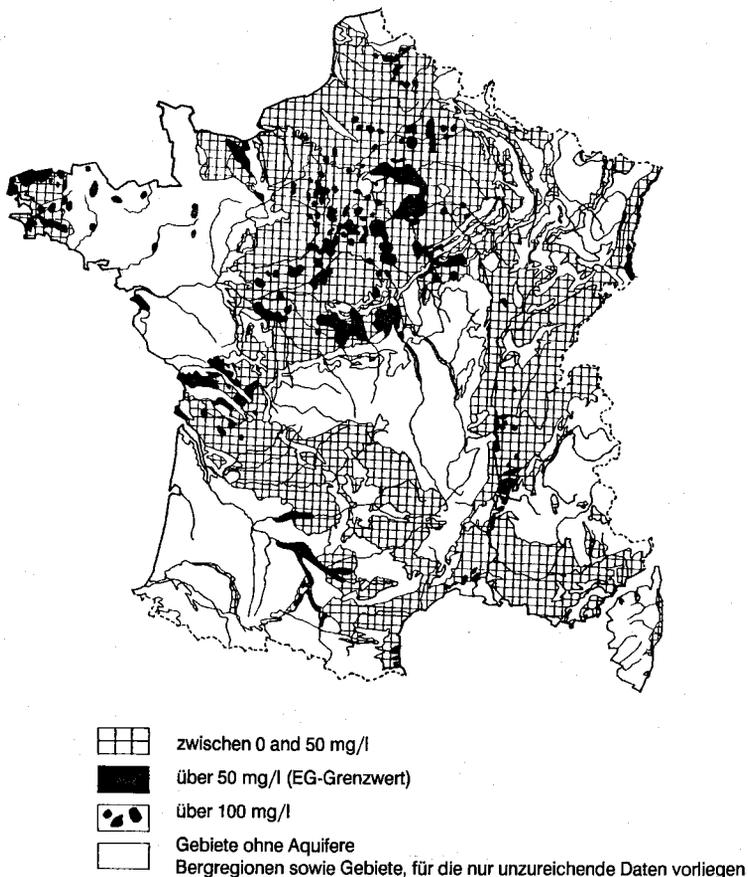
Etwa 70 % des Trinkwassers werden aus Grundwasser gewonnen mit beträchtlichen regionalen Schwankungen. 70 % der Trinkwasserversorgung liegt in der Hand von drei großen WVUs. Daneben bestehen Tausende teils kommunaler, teils privater WVUs. Auch die Trinkwassergewinnung durch Privatbrunnen von Einzelhaushalten spielt im ländlichen

1 Die Ausführungen dieses Kapitels basieren wesentlich auf Conrad 1991a, Larrue/Knoepfel 1988, Larrue 1990, Ministry of Agriculture et al. 1988.

Raum häufig noch eine beachtliche Rolle. Über die Nitratbelastung dieser Privatbrunnen liegen nur begrenzt Daten vor, wobei diese insbesondere in der Bretagne vielfach hoch ist.

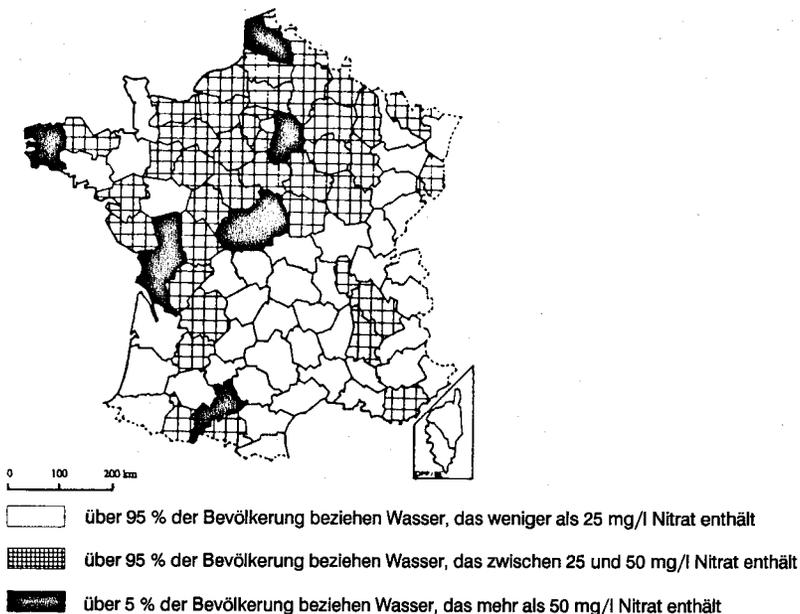
Insgesamt stellt sich das Nitratproblem in Frankreich als ein lokales bzw. regionales in einigen landwirtschaftlichen Intensivgebieten dar mit der Tendenz zu überregionaler Signifikanz im Falle unveränderter Bedingungen der französischen Agrarproduktion (vgl. Abbildungen 8.1 und 8.2).

Abbildung 8.1: Regionale Verteilung der Nitratgehalte im Grundwasser in Frankreich (1981 - 1986)



Quelle: Ministry of Agriculture et al. 1988: 23

Abbildung 8.2: *Departmentale Verteilung der Nitratgehalte im Trinkwasser in Frankreich (1979, 1980 und 1981)*



Quelle: Ministry of Agriculture et al. 1988: 25

Wie alle EG-Länder erlebte Frankreich nach dem Zweiten Weltkrieg einen ausgeprägten Wandel seiner Agrarstruktur mit Intensivierung, regionaler Spezialisierung, größeren und weniger landwirtschaftlichen Betrieben und Auslagerung von Produktionsstufen in vor- und nachgelagerte Agro- und Nahrungsmittelindustrie. In Frankreich ist die Landwirtschaft jedoch immer noch für einen beträchtlichen Teil der Arbeitsplätze (19 % 1960, 7 % 1985) und des Bruttosozialprodukts (14,4 % 1960, 3,8 % 1985) verantwortlich. Außerdem variieren Agrarproduktion und -struktur stark von Region zu Region. Landwirtschaftliche Einkommen und Betriebsgrößen differieren massiv. Flurbereinigung und Drainage haben nach wie vor einen hohen Stellenwert, wobei man von einem Nachholbedarf im Vergleich zu anderen EG-Ländern ausgeht. Die Agrarpolitik war immer auch Teil der Wirtschafts-, Außenhandels- und Regionalpolitik, der es parallel um Einkommenssicherung, Erhaltung von Familienbetrieben, Verhinderung der Entvölkerung ländlicher Gebiete, Modernisierung, verbessertes

Marketing und Agrarexport ging. Frankreich ist mittlerweile zweitgrößter Agrarexporteur der Welt.

Das Nitratproblem wurde in Frankreich in den siebziger Jahren in Fachkreisen als ein gesundheitliches der Trinkwasserversorgung wahrgenommen, spielte jedoch erst seit etwa Mitte der achtziger Jahre eine gewisse politische Rolle. Seit Beginn der neunziger Jahre gewinnt es öffentliche Brisanz in der sich überwiegend nur langsam entwickelnden französischen Agrar-Umwelt-Diskussion.

8.2 Ökologisierung und Problemdefinition

Im Vergleich mit anderen entwickelten Industrieländern Europas war das Umweltbewußtsein in Frankreich auch in den achtziger Jahren noch relativ schwach entwickelt, wobei jedoch starke regionale und thematische Unterschiede bestehen. Das Umweltministerium wurde 1971 eingerichtet, und in der folgenden Dekade wurden wie in anderen Ländern etliche Umweltgesetze verabschiedet, deren rechtliche Möglichkeiten grundsätzlich oft weitreichender Natur sind, deren praktische Implementation jedoch meist selektiv geschah. Gerade in bezug auf die Landwirtschaft wiesen Umsetzung und Vollzug entsprechender Umweltgesetze gravierende Schwächen auf², da die (regionalen) Implementationsinstanzen entweder oft wenig interessiert waren oder nicht die nötigen Mittel und Machtressourcen besaßen, da die Gesetzgebung de facto vor allem symbolpolitische Funktion hatte und ihre Umsetzung politisch nicht wirklich intendiert war und da selbst bei formeller Umsetzung auf lokaler Ebene kein Akteur an einer effektiven Vollzugskontrolle interessiert war.³ In der praktischen Umweltpolitik dominiert ein - der französischen Verwaltungstradition entsprechender - stark planungsorientierter Ansatz. Von Ausnahmen abgesehen waren und sind die Umwelt- und Naturschutzorganisationen in Frankreich schwach und ihr Einfluß auf die Politikgestaltung gering.⁴

2 Das Gesetz 621 vom 11.7.1975 war das erste, das sich auf Umweltschutz in der Landwirtschaft bezog, indem es die Notwendigkeit der Erhaltung natürlicher Gleichgewichte betonte.

3 Der Set an Umweltschutzvorschriften für die Zulassung von Stallgebäuden (Gesetz vom 19.7.1976) ist beispielsweise »not intended to hinder the expansion and development of farms: it aims to prevent rather than restrict . . . and as a straightforward code of good behaviour it hides behind procedural niceties« (DocTer 1987: 9)

4 In spezifischen Fällen konnten Mobilisierungsgrad und Politisierungseffekt allerdings sehr hoch sein (vgl. den antinuklearen Protest in der Bretagne oder das Beispiel des Militärflugplatzes in Larzac).

Landwirtschaft und Umwelt waren dabei für diese Organisationen kein vorrangiges Thema. Seit ca. Mitte der achtziger Jahre gewannen Umweltthemen ein größeres politisches Gewicht, wobei diesbezügliche Auseinandersetzungen im Zuge der administrativen Dezentralisierung und Stärkung der Regionen mehr und intensiver wurden.

Traditionell wurde durchweg ein Harmonieverhältnis von Landwirtschaft und Umwelt unterstellt. Die soziokulturelle und lokale Verankerung von Landwirtschaft (und Jagd⁵) ist sehr stark, wobei es mehrere politisch bedeutsame Bauernverbände - mit dem FNSEA als Dachverband - gibt. Wenn regional doch Konflikte zwischen Landwirtschaft und Umwelt offenbar wurden und öffentliche Aufmerksamkeit fanden, so wurden in der Regel nicht die »traditionellen« Landwirte, sondern eher die nationale Administration und ihre »produktivistische« Entwicklungsphilosophie als Verursacher identifiziert. So stehen sich in der agrarpolitischen Arena vor allem zwei Schulen gegenüber: »Produktivisten«, die auf ökonomische Effizienz und Produktivitätssteigerung setzen, einerseits, und »Ruralisten«, die stärker die sozialen, regionalen und kulturellen Aspekte der Landwirtschaft betonen, andererseits, wobei sich letztere bislang kaum der Umweltthematik annahmen und vorzugsweise »antikapitalistisch« argumentierten. Umweltaspekte hatten mindestens bis in die siebziger Jahre allenfalls über das Problem der »Desertifikation«, der Entvölkerung ländlicher Räume durch Abwanderung und Funktionsverlust einen Stellenwert in der Agrarpolitik. Das Umweltministerium hatte gegenüber dem Landwirtschaftsministerium einen schwachen Stand und verfügte nicht wie dieses über die gerade auf Department-Ebene implementationsrelevanten nachgeordneten Behörden.

»Although its task is to fight against pollution and against damage caused predominantly by agricultural activities, the very fact that the department was created recently (and was moreover silent from 1978 to 1981) and that it has such limited powers, prevents it from effectively competing with the Ministry of Agriculture: the competence and authority of the Ministry of Agriculture in the field of agricultural problems is enshrined in the Vth Republic. And indeed, with agencies concerned with the preservation of vegetation, research and statistical surveys, making the best use of water and agricultural development, and economic production, as well as an agency for the protection and organization of forest activity and territory, the Ministry of Agriculture has at its disposal a complete and specialized network linked to important external services, and also controls the Forestry Commission.« (DocTer 1987: 7 f.)

Seit Umweltprobleme der Landwirtschaft seit etwa 1985 verstärkte (öffentliche) Aufmerksamkeit fanden, widmete sich auch das Landwirt-

5 Man denke etwa an die massiven Konflikte um die alljährlichen Vogeljagdperioden aufgrund der Proteste von sowohl Vogelschützern als auch Jägern.

schaftsministerium diesen vermehrt und nahm sie zunehmend ernster. Dabei setzte das politisch-administrative System auf Kooperation und Koordination der beteiligten Akteure und soziales Lernen der Landwirte, also vor allem langfristige persuasive Politik, und betonte die notwendige wirtschaftliche Vertretbarkeit jedweder Maßnahmen für die Landwirtschaft. Inwieweit die erklärte präventive Orientierung der sich in den letzten Jahren in Ansätzen herausbildenden Agrarumweltpolitik nicht nur symbolpolitisch proklamiert, sondern auch substantiell umgesetzt wird, werden bestenfalls die neunziger Jahre zeigen. Der Kern der Agrarpolitik selbst steht jedenfalls bislang in diesem politischen Prozeß noch außerhalb jeder Diskussion und kann zudem der Verantwortung der EG-Kommission zugeschrieben werden. Das Nitratproblem hat in diesem Prozeß die Rolle eines thematischen Brennpunkts für die Agrar-Umwelt-Diskussion inne, was zugleich seine diesbezügliche Einbettung und geringe Separierung bewirkt.

Insgesamt befand sich die französische Agrarumweltpolitik um 1990 noch überwiegend in der Phase der Problemwahrnehmung und Entscheidungsvorbereitung.

Das Nitratproblem wurde in Frankreich in den siebziger Jahren als solches wahrgenommen, interessanterweise auf der Grundlage eines Berichts über die Qualität von Oberflächengewässern von 1976, der die Bedeutung von Nitrat und Phosphat für deren Eutrophierung und ihre vermutliche agrarische Herkunft hervorhob. Es war dann aber primär die EG-Trinkwasser-Richtlinie von 1980, die die politische Beschäftigung mit dem Nitratproblem erzwang. Aufgrund des Drucks der Wassergebietsämter (Agences de Bassin), die zu insgesamt sechs nach 1964 im Gefolge des Wassergesetzes geschaffen worden waren, setzten das Umwelt- und Agrarministerium vor dem Hintergrund jenes Berichts und der zu erwartenden Richtlinie gemeinsam eine gemischte Arbeitsgruppe über die Mechanismen und Bekämpfungsmöglichkeiten der Verschmutzung von Oberflächen- und Grundwässern ein, ein erster Höhepunkt der französischen Nitratdiskussion. Der 1980 veröffentlichter Bericht dieser Arbeitsgruppe (Ministry of Agriculture/Ministry of the Environment 1980) konstatierte erstmals offiziell die Verantwortung der Landwirtschaft für die Gewässerverschmutzung und die Notwendigkeit der Problembehandlung. Aufgrund seiner Empfehlungen wurde 1984 wiederum vom Agrar- und Umweltministerium eine ständige Arbeitsgruppe CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates) samt einem parallelen administrativen Sekretariat MEN (Mission Eau-Nitrates) eingesetzt, die sich aus Repräsentanten relevanter Interessengruppen (unter anderem Agrarwissenschaft, Landwirtschaft, Düngemittel-

industrie, Verbraucherverbände, Wasser- und Forstbehörde, Agrar-, Umwelt- und Gesundheitsministerium) zusammensetzt und die Aufgabe der korporativen und koordinierten Ausarbeitung von Programmen und Strategien zur Lösung des Nitratproblems hat. Diese ständige Arbeitsgruppe begriff ihre Aufgabe als eine technisch-administrative und klammerte politische sowie wissenschaftlich kontroverse Fragestellungen wie zum Beispiel agrarumweltpolitische Regulierungen oder die Kanzerogenität von Nitrat aus.

Die französische Nitratdiskussion zeichnete sich denn auch entsprechend durch ihren bis Ende der achtziger Jahre primär wissenschaftlich-technischen Charakter aus, in der weniger offiziell konzidierte gesundheitliche Risiken wie Methämoglobinämie und Atemkrankheiten in der Tierhaltung⁶ als die wissenschaftliche Analyse und die technischen Vorgehensweisen zur Lösung des Nitratproblems im Vordergrund standen. Von daher ging es etwa um die Eutrophierung von Oberflächengewässern, Nitratgehalte im Trinkwasser, landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen und die Hydrogeologie des Nitrattransports. Interessanterweise ging es auch vorwiegend um landwirtschaftsbezogene und wenig um wasserwirtschaftliche und -technische Maßnahmen. Zudem sah sich die Verwaltung genötigt, den Nitratgrenzwert der EG-Trinkwasser-Richtlinie einzuhalten und nicht dessen Berechtigung in Frage zu stellen. Fragen der Ammoniakemission, der Nitratbelastung von Salat und Gemüse oder synergistischer Umwelteffekte fanden außer in kleinen akademischen Kreisen keine nennenswerte Aufmerksamkeit.

Ging es seit Ende der siebziger Jahre vor allem um Problemanalyse und Informationsvermittlung, einschließlich der gesellschaftlichen Anerkennung der ursächlichen Rolle der Landwirtschaft, stehen seit Ende der achtziger Jahre die angemessene Auswahl der agrarbezogenen Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung im Vordergrund der Diskussion. Kontrovers sind insbesondere die Vorstellungen des Umweltministeriums zur Erhebung einer Stickstoffabgabe, die vom Landwirtschaftsministerium vehement abgelehnt wird, und die auf EG-Ebene verhandelte Nitrat-Richtlinie mit einer Begrenzung der Viehdichte auf 2 GVE/ha. Seit es in den letzten Jahren nicht nur um die Analyse und Diskussion des Nitratproblems, sondern auch um die Festlegung und Umsetzung möglicher, für die Landwirtschaft restriktiver Maßnahmen geht, kann auch von einer

6 Das französische Gesundheitsamt (Conseil d'Hygiène Publique de France) betonte 1985 ähnlich der britischen Royal Commission öffentlich die fehlende Evidenz und das allenfalls vernachlässigbare Krebsrisiko der aktuellen Nitratgehalte im Trinkwasser. Auch auf Seiten der Wissenschaft war die Beteiligung an der Krebsdiskussion in Frankreich - im Gegensatz zu Deutschland, den USA oder Japan gering.

öffentlichen Nitratdiskussion in Frankreich gesprochen werden, während sie zuvor im wesentlichen auf die involvierten Wissenschaftler und die betroffenen Behörden und Verbände beschränkt blieb. Diese wurde auch durch die den Schwellenwert öffentlicher Aufmerksamkeit und Diskussion allmählich überschreitende Ökologisierung des gesellschaftlichen Diskurses und von Politikbereichen sowie durch die sich ausbreitende, unter anderem sich gerade auf Nitrat konzentrierende Agrar-Umwelt-Diskussion forciert.

So läßt sich die Entwicklung der französischen Nitratdiskussion resümieren entlang der folgenden Dimensionen:

- von grundsätzlichen Fragen wie der ursächlichen Rolle der Landwirtschaft zu speziellen (standortspezifischen) Detailanalysen und Differenzierungen,
- von der Problemanalyse zur Problembehandlung,
- von der wissenschaftlichen Fachdebatte zur öffentlichen und politischen, allerdings technokratisch geprägten Diskussion,
- und in den letzten Jahren auch vom Reden zum Handeln.

8.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Wie der Darstellung der französischen Nitratdebatte zu entnehmen ist, spielte das Nitratproblem in den siebziger Jahren in der Agrar-, Umwelt- und auch in der Gesundheitspolitik praktisch keine Rolle. In den diesbezüglichen frühen Diskussionen und Arbeitsgruppen ging es den beteiligten Akteuren sicherlich auch um die Sicherung von Einflußsphären, aber der wissenschaftlich-technische Diskussionsstil und Professionshintergrund sprechen gegen die Relevanz von nitratbezogenen Politikinteressen. Politikrelevant waren zum einen die Verhandlungen um die EG-Trinkwasser-Richtlinie, zum anderen das Engagement der mit hohen Nitratwerten direkter konfrontierten Wassergebietsämtern, die zwar Finanzierungsmittel, aber keine administrativen Vollzugskompetenzen besitzen und von daher nitratbezogene Maßnahmen, insbesondere gegenüber und mit der Landwirtschaft nur initiieren und anregen, jedoch ohne die Mitwirkung der maßgeblichen regionalen und lokalen Akteure nicht durchsetzen können. Das Gesundheitsministerium führte um 1980 eine generelle Erhebung über den Nitratgehalt des Trinkwassers durch, die nicht nur der Datenerfassung, sondern auch der Erarbeitung von Gesundheitsschutzmaßnahmen dienen sollte, die seinerzeit vorwiegend in der öffentlichen Warnung der Bevölkerung und örtlichen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen beim Auftreten überhöhter Nitratwerte des Trinkwassers bestanden.

Die wesentlichen in nitratrelevanten Politikspielen in den achtziger Jahren involvierten Akteure waren das Landwirtschafts-, das Umwelt- und das Gesundheitsministerium, CORPEN und MEN, die Präfekturen betroffener Departements, die Wassergebietsämter, die Landwirtschaftskammern und die Bauernverbände der Landwirtschaft, die Wasserwirtschaft, die Düngemittelindustrie, die Agrarforschung, die landwirtschaftliche Beratung, betroffene Gemeindeverwaltungen sowie begrenzt das EG-Umweltdirektorat. Als zentrale Akteure sind dabei das Agrar-, das Umweltministerium, Wassergebietsämter, Präfekturen, Bauernverbände und landwirtschaftliche Beratung einzustufen.

Die nitratrelevanten Politikspiele betrafen im wesentlichen folgende Prozesse:

Das Gesundheitsministerium gab in Reaktion auf die verabschiedete EG-Trinkwasser-Richtlinie zwischen 1981 und 1988 mehrere (verwaltungsintern verbindliche) Runderlasse (Circulaire du Ministère) heraus, die unter anderem einen Nitratgrenzwert von 50 mg/l vorsahen, temporäre Überschreitungen bis 100 mg/l von maximal fünf Jahren gestatteten und wasserwirtschaftliche Gegenmaßnahmen im Falle exzessiver Nitratwerte empfahlen. Die Präfekturen erteilten nur 63 Ausnahmegenehmigungen, eine relativ geringe Zahl angesichts der betroffenen Trinkwassergewinnungsanlagen, die vor dem Hintergrund der geschilderten Implementationsbedingungen verständlich wird. Erst 1989 wurde - vor dem Hintergrund eines Mahnbriefts der EG-Kommission - eine entsprechende Trinkwasser-Verordnung, das Décret 89.3, erlassen, die allerdings die Frage von Ausnahmen immer noch nicht zufriedenstellend in Übereinstimmung mit der EG-Richtlinie regelt (Baldock 1989). Diese Verzögerung lag primär an langwierigen Konflikten zwischen Gesundheitsministerium einerseits und Innenministerium und Kommunen andererseits um die Übernahme der erforderlichen Kosten der Trinkwasser-Qualitätskontrolle, die erst durch den Premierminister zugunsten des ersteren entschieden werden konnten.

Das Gesetz vom 19.7.1976 zur Klassifizierung von Gebäuden und die diesbezüglichen Runderlasse von 1976, 1981, 1982 beinhalten eine Reihe von Genehmigungsvorschriften für die Errichtung von landwirtschaftlichen Gebäuden ab einer bestimmten Größe wie eine Güllelagerkapazität von 45 Tagen, technische Regelungen der Belüftung, der Abwassersammlung etc. und Mindestabstände von Wohn- und Erholungsgebieten, Wasserläufen und Seen, die als sehr landwirtschaftsfreundlich, insbesondere für die Milchviehhaltung, eingeordnet werden können. Die lokalen Vollzugsbehörden können diese Bestimmungen zudem teils den lokalen Verhältnissen entsprechend anpassen, was bei entsprechendem Druck lokaler

Interessengruppen meist zugunsten der Landwirtschaft geschah, allerdings in der Bretagne mit explizit nitratpolitischen Argumenten jüngst auch zu ihrer Verschärfung führte.

Die ähnlich gelagerten Rèlements Sanitaires Départementaux (RSD) stellen die rechtliche Basis für gesundheitspolitische Regelungen auf Departementsebene dar. Sie gestatten im Prinzip restriktivere Umweltauflagen für die landwirtschaftliche Produktion, soweit sie die Viehhaltung und Güllewirtschaft, nicht aber die Mineraldüngung betreffen. Sie wurden jedoch in der Praxis wenig angewandt. 1983 und 1984 verschärfte das Gesundheitsministerium in zwei Runderlassen die Vorgaben für die Viehhaltung und Stallbauten, die jedoch aufgrund der Dezentralisierungs- und Regionalisierungspolitik der französischen Regierung 1986 vom Staatsrat (Conseil d'Etat) für unzulässig erklärt und von den Präfekturen angesichts heftigen Widerstandes vor allem der örtlichen Landwirtschaftsorganisationen nicht umgesetzt wurden. Seitdem hält sich das Gesundheitsministerium mit der Herausgabe einer neuen Verordnung zurück.

Die Ausweisung von Wasserschutzgebieten ist nach dem Gesundheitsrecht (Code de la Santé Publique) und den auf ihm basierenden Verordnungen im Rahmen eines relativ aufwendigen öffentlichen Verfahrens möglich, wobei drei Schutzzonen mit unterschiedlich massiven Auflagen für die Landwirtschaft vorgesehen sind: keine landwirtschaftliche Nutzung direkt um die Wasserfassung; keine Silos, Düngemittellagerung in Zone II (40 bis 50 Hektar), aber Mineraldüngung erlaubt; bei Bedarf individuelle Bewirtschaftungsauflagen und Verbote in Zone III. In der Praxis besaßen noch in den achtziger Jahren nur 12 % der Trinkwassergewinnungsanlagen Wasserschutzzonen, und das Landwirtschaftsministerium, das im ländlichen Raum auch für die Wasserverteilung zuständig ist, finanzierte angesichts zunehmender Nitratbelastungen ein Programm zur Ausweisung von zumindest Schutzzone I.

Die Wasserversorgungsunternehmen bevorzugten bei überhöhten Nitratwerten die Durchführung korrektiver wasserwirtschaftlicher und inzwischen teils auch wassertechnischer Maßnahmen, die oft zugleich Beschäftigung für ihre Tochtergesellschaften in der Wasserbranche bedeuteten.

Das 1984 verabschiedete Aktionsprogramm von CORPEN zielte auf programmatische und bewußtseinsbildende Maßnahmen der Verbesserung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen (Düngepläne, Bodenproben, Begrenzung der Viehdichte, landwirtschaftliche Beratung), der Ausweisung von Wasserschutzgebieten, der Information über Nitratprobleme, der Nitratforschung und der umweltbezogenen Ausbildung. Als Tendenz kann festgehalten werden, daß die korporativistischen und konsensorientierten Aktivitäten von CORPEN und MEN zu einer Stärkung

und Bündelung wissenschaftlicher und technischer Analyse landwirtschaftsbezogener Nitratfragen, zur Kooperationsbereitschaft der maßgeblichen Akteure, zur Einbindung und Positionsveränderung der Agrarverbände, zur Bewußtseinsbildung bezüglich des Nitratproblems und zur Förderung der Umweltberatung in einer in ihrer Existenzberechtigung teils angezweifelte Landwirtschaftsberatung mit vermutlich vergleichsweise effektiverem Zugang als andere Organisationen zu den Landwirten selbst beigetragen haben.

Hinsichtlich der seit 1985 in der Diskussion befindlichen EG-Nitrat-Richtlinie (vgl. Kapitel 9), die von den Bauernverbänden heftig bekämpft wird, sahen sich Umwelt- und Agrarministerium genötigt, 1990 eine offizielle Stellungnahme abzugeben, die die Ziele der Richtlinie zwar begrüßt, sich aber nicht weiter konkret festlegt. Dabei dürften die Abwehr eines weiteren Kompetenzzuwachses der EG und die Einschätzung der politischen Nichtdurchsetzbarkeit der Richtlinie bedeutsam gewesen sein.

Am kontroversesten wird seit 1990 die vom Umweltministerium und den Wassergebietsämtern vertretene Stickstoffabgabe der Landwirte diskutiert, nachdem der vorherige Umweltminister eine Stickstoffsteuer noch 1987 explizit abgelehnt hatte. Diese politische Kontroverse indiziert zum einen die Anerkennung einer weitergehenden Bedeutsamkeit des Nitratproblems und den Willen zu substantiellen Präventionsmaßnahmen seitens der französischen Umweltpolitik, zum anderen die Perzeption des gerade von den Wassergebietsämtern problematisierten Gegensatzes zwischen operationaler Einfachheit und ökologischer Gleichbehandlung in den entsprechenden Vollzugsvorschriften (etwa Viehzahl versus reale NitratAuswaschung) und zum dritten die Abweichung der Umweltseite vom bisherigen konsensorientierten Procedere der Akteure. Wegen der massiven wirtschaftlichen Betroffenheit der Landwirte dürfte dieser Konflikt erst wieder durch ein Votum des Premierministers oder eine Entscheidung des Parlaments entschieden werden, wobei sich diese Entscheidung aufgrund des jüngsten Wechsels des Premierministers verzögert hat. Da das Umweltministerium außerdem mit einer Novellierung des Wassergesetzes mit verschärften Wasserschutzvorschriften und einem »Grünen Plan« mit der Möglichkeit, mehrere parafiskalische Abgaben zu erheben, von denen einige sich auf Stickstoff beziehen (Steuer auf Mineraldünger und nitratbezogene Besteuerung der Landwirte), befaßt ist, könnte es in diesem Rahmen noch zu einem diesbezüglichen politischen Kompromiß kommen.⁷

⁷ Das Landwirtschaftsministerium vertritt die Position, erst einmal die Wirksamkeit des neuen Regelsystems ordnungsgemäßer Landwirtschaft abzuwarten und nur bei seiner Nichtbeachtung derartige Steuern einzuführen.

Diese Aktivitäten indizieren sicherlich den Willen zu einer präventiv orientierten, substantiellen Nitratpolitik in der Zukunft, nachdem es in der Vergangenheit bestenfalls um die Entwicklung diesbezüglicher Politikprogramme ging, aber substantielle Maßnahmen wie die Ausweisung von Wasserschutzgebieten oder solche mittelbarer Natur wie die Nutzung von § 19 der Effizienzverordnung (797/85) oder des Flächenstilllegungsprogramms der EG kaum verfolgt wurden.

Vor diesem Hintergrund fehlender nationaler nitratpolitischer Programme entwickelten sich in den achtziger Jahren in einigen betroffenen Gebieten quasi-politische lokale Regulierungsmuster. Diese differierten von Ort zu Ort. Sie schlossen die Partizipation relevanter Akteure wie Kommunalverwaltung, Departement-Behörden, ein Unternehmen der Düngemittelindustrie, die landwirtschaftliche Beratung, die Landwirte und häufig als Schlüsselfigur das Wassergebietsamt ein. Ihr Funktionieren erforderte die Verfügbarkeit von Finanzierungsmitteln, das substantielle Engagement zumindest eines Akteurs und Innovationskapazität zur realen Umsetzung von konsentierten Plänen und Maßnahmen.

Mit der geplanten Einrichtung von regionalen Umweltbehörden (Directions Régionales de l'Environnement) dürfte sich diese Akteurkonstellation verändern, vermutlich einige Zeit brauchen, um sich auf die neu entstandene Situation einzustellen, und die Umweltpolitik endlich die benötigte regionale Abstützung gewinnen.

Insgesamt lassen sich die Installierung von CORPEN und MEN und die Herausbildung lokaler Selbstregulierungsmuster als Zwischenschritt auf dem Wege zu einer substantiellen französischen Nitratpolitik interpretieren, die sich in der Vergangenheit vor allem auf die Umsetzung wasserbezogener Regulierungen beschränkte.

An markanten Mustern der Politikspiele um Nitrat lassen sich zusammenfassend festhalten:

1. Sie waren bis in die achtziger Jahre wissenschaftlich-technisch geprägt bei weitgehender Ausblendung politischer und wissenschaftlicher Kontroversen. Parteipolitische Einflüsse waren allenfalls indirekter Natur im Hinblick auf agrar- oder umweltpolitische Interessenskalküle von Akteuren.
2. Die Regeln der Politikspiele waren diejenigen der jeweiligen Politikarenen, in denen sie stattfanden, primär der Agrarpolitik und der Wasserpolitik.
3. Die Akteurkonfiguration zeichnete sich durch ein vielfach informelles, teils dezentrales und flexibles Setting aus mit der Bereitschaft zur Kooperation und Anerkennung der Interessenlagen und Machtverhältnisse. Auffallend ist die relativ eindeutige Beteiligung der Dünge-

- mittelindustrie und die fehlende der WVUs, was allerdings durch die prominente Mitwirkung der Wassergebietsämter ausgeglichen wurde. Umweltverbände waren kaum beteiligt und vermochten ihre Position am ehesten in der Ende der achtziger Jahre verstärkten Medienberichterstattung zum Ausdruck zu bringen. Landwirtschaft und Agrarministerium befanden sich eindeutig in einer dominanten Position.
4. Die Einbindung politisch relevanter Akteure wurde angestrebt und zielte auf Kooperation und Konsens in der Entwicklung nitratpolitischer Programme. Die entsprechenden Arbeitsgruppen trugen zu verbessertem Informationsaustausch und sozialem Lernen bei.
 5. Bei fehlender substantieller Nitratpolitik entwickelten lokale Akteure häufig quasi-politische Muster der Selbstregulierung.
 6. In der Sache betrafen die Politikspiele nur (die signifikanten) Teilbereiche der Nitratproblematik. Der Kern der Agrarpolitik wurde in keiner Weise berührt.
 7. Der Politikstil kann als korporativ, konsensorientiert, zunächst wenig formalisiert, eher reaktiv und gradualistisch bezeichnet werden.
 8. Die insbesondere Entscheidungskompetenzen und ökonomische Interessen betreffenden Konfliktfronten verliefen nicht nur zwischen Agrar- und Umwelt- sowie partiell Gesundheitsministerium, sondern auch zwischen Zentral- und Regional-/Kommunalverwaltung.
 9. Eine Nitratpolitik bildete sich im Interaktionsprozeß der Akteure nur langsam heraus. Sie stützte sich primär auf »weiche« persuasive Politikprogramme, scheint aber zunehmend »härtere« präventive Maßnahmen durchsetzen zu können. Dabei spielt der aufgrund der angesprochenen Informations- und Lernprozesse wahrgenommene Problemdruck und das damit verbundene Bewußtsein der Notwendigkeit restriktiver Eingriffe in die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen eine wichtige Rolle. Vor diesem Hintergrund kann man sie als längerfristig angelegt und in eine evolvierende Agrarumweltpolitik eingebettet ansehen.
 10. Die geringe Politikrelevanz von Ausgleichszahlungen und die ernsthafte Diskussion einer Stickstoffabgabe sind zwar vor dem Hintergrund relativ weniger größerer Wasserschutzgebiete, fehlender umweltbezogener Bewirtschaftungsvereinbarungen und vielfältigen anderweitigen Stützungsmaßnahmen der Landwirtschaft in ihrer Bedeutsamkeit zu relativieren, aber dennoch im internationalen Vergleich signifikant.
 11. Bei eher geringem verhaltensrelevantem Umweltbewußtsein, wohl etablierten landwirtschaftlichen, aber bislang fehlenden umweltpolitischen Vollzugsinstitutionen auf der für die Implementation entschei-

denden Ebene der Départements ist das Setzen auf konsensuelle und graduelle Politikentwicklung und auf Symbolpolitik nicht verwunderlich. Hier mag es in den neunziger Jahren mit der Schaffung regionaler Umweltbehörden zu signifikanten Änderungen sowohl auf der Ebene von nitratrelevanten *politics* als auch *policies* kommen.

8.4 Politische Programme

Pragmatisch lassen sich die nitratrelevanten Politikprogramme wiederum unterscheiden nach wasserbezogenen, agrarbezogenen und mittelbar bedeutsamen Vorhaben.

Die wasserbezogenen Regelungen resultieren im wesentlichen aus dem Wassergesetz und dem Gesundheitsgesetz mit den darauf basierenden Verordnungen und Erlassen. Vor dem Décret 89.3 mit der rechtsverbindlichen Festlegung eines Nitratgrenzwertes von 50 mg/l regelten die erwähnten Runderlasse die zulässige Nitratbelastung des Trinkwassers, wobei derjenige aus den sechziger Jahren sogar noch 44 mg/l vorsah, während die Trinkwasserverordnung von 1961 100 mg/l für Flaschenwasser vorschrieb. Sodann sind die Möglichkeit der Ausweisung von Wasserschutzgebieten sowie allgemeine Vorschriften des Gewässerschutzes im Sinne des Verbots der Beeinträchtigung der Wasserqualität aufzuführen. Des weiteren sind die Finanzierungshilfen des Landwirtschaftsministeriums und der Wassergebietsämter bei der Einrichtung von Wasserschutzgebieten zu nennen und schließlich die noch im Prozeß der Politikformulierung befindliche Novelle des Wassergesetzes mit verschärften Schutzvorschriften. In der Praxis spielen auf der Wasserseite wasserwirtschaftliche und wassertechnische Maßnahmen zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes eine Rolle, wobei die Nutzung und Akzeptanz von Denitrifizierungsanlagen, deren Entwicklung auch in Frankreich staatlich gefördert wurde, im Ländervergleich als fortgeschritten zu bezeichnen ist.

Agrarbezogene Regulierungen sind auf rechtlicher Ebene das Gesetz zur Klassifizierung von Gebäuden und die RSD samt nachgeordneter Runderlasse zu nennen mit ihren Möglichkeiten von Umweltauflagen für die Viehhaltung wie Güllespeicher, Mindestabstände von Stallgebäuden, Düngelagern und Silos von Wasserläufen und Seen (35 bis 200 Meter), sowie das Ausbringungsverbot für Stallung auf gefrorenen Böden und an Hängen mit über 7 % Neigung. Schließlich kann für Großbetriebe mit über 100 Rindern bzw. über 450 Schweinen die Führung eines jährlichen Düngeplans verlangt werden. Die Erhebung einer Stickstoffabgabe wird seit 1990 diskutiert. Die über CORPEN und MEN verfolgte Nitratpolitik

ist überwiegend persuasiver und prozeduraler Natur und belegt die Bemühungen der Regierung um die wissenschaftlich untermauerte Analyse des Nitratproblems, die Ausarbeitung von Lösungsstrategien und die Schaffung eines dafür geeigneten Informationsstandes und Bewußtseins. Schließlich ist noch die vermehrte Einbeziehung von Umweltfragen in die staatliche landwirtschaftliche Beratung anzuführen.

An mittelbar bedeutsamen Maßnahmen sind mögliche Subventionen für umweltfreundliche Bewirtschaftungsweisen im Rahmen von Bewirtschaftungsvereinbarungen und die vorgesehene Etablierung regionaler Umweltbehörden zu nennen.

Nicht rechtlich oder ökonomisch verankert sind zum Beispiel Ausgleichszahlungen, Düngerquoten, mengenmäßige Ausbringungsbeschränkungen für Gülle oder ein Verbot der Strohverbrennung.

Die Verabschiedung der nitratrelevanten rechtlichen Regelungen erfolgte zum einen vor allem Ende der siebziger und Anfang der achtziger Jahre, zum anderen ist sie seit 1989 im Gange. Sie wurden vor allem innerhalb des politisch-administrativen Systems bei wechselseitiger Abstimmung der beteiligten Ministerien und Konsultierung der maßgeblichen Interessengruppen ausgearbeitet, wobei dies des öfteren mit ihrer Abschwächung zugunsten landwirtschaftlicher Interessen einherging. Die verwandten Politikinstrumente sind vor allem regulativer, persuasiver und auf Metaebene liegender Natur (Kooperation und Koordination), während ökonomische Instrumente wie eine Stickstoffabgabe und weitere Umweltsteuern im vorgesehenen »Grünen Plan« in Zukunft größere Bedeutung erlangen könnten. Der Prozeß der Politikformulierung ist auf der Grundlage korrekativer Absicherung zunehmend präventiv orientiert, in der Vergangenheit allerdings vor allem auf symbolpolitischer Ebene. Die Kosten für wasserwirtschaftliche Maßnahmen wurden primär von den WVUs respektive dem Wasserverbraucher, für landwirtschaftliche Maßnahmen vor allem von den Landwirten getragen, während von staatlicher Seite insbesondere infrastrukturelle Vorleistungen wie Nitratforschung, Wassermeßprogramme etc. finanziert wurden.⁸

Insgesamt zeichnet sich die Formulierung nitratbezogener Politikprogramme durch wachsende Präventionsorientierung, formal weitreichende Ermächtigungen, Konsensfähigkeit und eine starke Stellung der Agrarbehörden und der Landwirtschaft aus.

8 Über vielfältige Agrarsubventionen sowie über EG-weite Programme für benachteiligte Gebiete, Flächenstilllegung und umweltfreundliche Bewirtschaftungsvereinbarungen verfügen viele Landwirte oft erst über die Einkommen, um die Kosten für umweltpolitische Auflagen übernehmen zu können.

8.5 Regulierung und Vollzug

Die Umsetzung der beachtlichen rechtlichen Möglichkeiten ist im allgemeinen gering, das Vollzugsdefizit groß. Die Gründe für deren mangelnde Implementation sind mehrschichtig und beruhen etwa darauf,

1. daß das Nitratproblem in der Vergangenheit nicht als gravierend betrachtet wurde,
2. daß im Zweifel Agrarinteressen durchsetzungsfähiger waren als Umweltinteressen,
3. daß ohne regionale und lokale Vollzugsorgane der Umweltpolitik diese auf agrarische Organisationen als Transferinstanzen angewiesen war,
4. daß die Betonung staatlicher Regulierung bei *non-point source pollution* ineffektiver als der Einsatz bislang wenig berücksichtigter ökonomischer Instrumente ist,
5. daß die Implementationsinstanzen entweder wenig interessiert oder ohne die notwendigen Ressourcen waren,
6. daß die Gesetzgebung primär symbolpolitisch gemeint und deren Implementation nie wirklich beabsichtigt war
7. und daß selbst die formale Umsetzung von Umweltbestimmungen auf lokaler Ebene noch in keiner Weise deren praktische Durchführung garantiert, solange kein Akteur an einer entsprechenden Vollzugskontrolle interessiert ist.

Während aufgrund ihrer längerfristigen Zeitperspektive die Umsetzung der auf *moral suasion* beruhenden nitratpolitischen Zielsetzungen noch nicht evaluiert werden kann, ebenso wie der noch im politischen Entscheidungsprozeß steckenden Politikprogramme, kann von einer begrenzten Implementation der Trinkwasserverordnung gemäß ihrer auch Ausnahmen zulassenden Vorgaben in der Vergangenheit ausgegangen werden, wobei infolge der steigenden Nitratgehalte im Grundwasser sich die verbindliche Einhaltung des Nitratgrenzwertes von 50 mg/l in der Zukunft erst noch erweisen muß. Im Hinblick auf Wasserschutzgebiete und umweltverträgliche Gülleausbringung und -speicherung kann insofern nur begrenzt von einem Vollzugsdefizit gesprochen werden, als die Nutzung der diesbezüglichen rechtlichen Ermächtigungen, insbesondere seitens der formell zuständigen Präfekturen⁹, vielfach gar nicht beabsichtigt war, so daß es nicht leicht ist, einen Akteur auszumachen, dem das Vollzugsdefizit

⁹ In der Praxis werden diesbezügliche Entscheidungen selten von den Präfekturen getroffen.

zugerechnet werden kann.¹⁰ Wie aus der obigen Auflistung geschlossen werden kann, ist das Vollzugsdefizit der Nitratpolitik politisch-kulturell verankert und somit struktureller Natur. Ob dieses strukturelle Defizit im Zuge der Evolution einer durchsetzungsfähigeren Agrarumwelt- und einer in diese eingebetteten Nitratpolitik in der Zukunft allmählich verschwinden wird, darf aufgrund des Wissens um andere Gebieten der Umweltpolitik (vgl. Knoepfel/Weidner 1985) zumindest vermutet werden.

Der Regulierungsstil der französischen Nitratpolitik kann als eine Mischung aus korporativer und symbolischer Regulierung sowie als Regulierungsverzicht eingeordnet werden (vgl. hierzu Conrad 1990a). Die Nitratpolitik im vorherrschenden Regulierungsmuster verfügt über die notwendigen Kompetenzen und Koordinationskapazität, ist flexibel, administrativ praktikabel und politisch durchsetzbar, von der sachlichen Zielsetzung her jedoch bislang nur eingeschränkt ursachenbezogen, effizient und ökologisch wirksam, und in ihrer Beachtung von Nebenwirkungen häufig mangelhaft.

8.6 Policy impacts and outcomes

Policy impacts der analytisch rekonstruierten französischen Nitratpolitik lassen sich begrenzt für schon länger verfolgte Politikprogramme ausmachen. Die Wasserversorgung bemüht sich um die Einhaltung des Nitratstandards, ohne diesen jedoch angesichts der überwiegenden Geringschätzung seiner gesundheitlichen und ökologischen Notwendigkeit und des nicht besonders ausgeprägten Implementationsinteresses der betroffenen Departements allzu wichtig zu nehmen.

Die mit CORPEN und MEN verbundenen Aktivitäten dürften nicht unwesentlich zur Bewußtseinsbildung in bezug auf die Rolle der Landwirtschaft bei den Nitratausträgen beigetragen haben. Aber letztlich dürfte eine kognitiv erfolgreiche Informationspolitik im Falle ungünstiger ökonomischer Bedingungen nur geringe Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis bewirken.

Die nach dem Gesetz zur Klassifikation von Gebäuden und dem *Règlement sanitaire départemental* (RSD) den betroffenen Landwirten (wohlwollend) zugemuteten Bauvorschriften und Güllelagerkapazitäten dürften von diesen überwiegend befolgt worden sein, wofür allerdings keine systematischen empirischen Erhebungen vorliegen. Das gleiche gilt für

10 So waren etwa mögliche überhöhte Nitratgehalte in Privatbrunnen praktisch kein Thema.

in jüngster Zeit zu beobachtende massivere Auflagen wie das Verbot der Gülleausbringung nach heftigen Regenfällen durch die Präfektur des Département Cotes-du-Nord 1990.

Generell können über die *policy impacts* der Nitratpolitik angesichts der geschilderten Implementationskultur zwar plausible Vermutungen angestellt, aber wenig eindeutige Belege erbracht werden.

Hinsichtlich der *policy outcomes* scheint angesichts vielfach steigender Nitratkonzentrationen im Grund- und Trinkwasser, bis Ende der achtziger Jahre eher zunehmender Mineraldüngung und Viehhaltung und fehlender Vollzugskontrolle allenfalls Fehlzanzeige zu vermieden sein. Abgesehen von Demonstrationsvorhaben liegen bislang noch wenige positive, empirisch abgesicherte Daten hinsichtlich verringerter Nitratausträge in der Landwirtschaft vor. Insofern ohne die von distriktpolitischen Präferenzen abhängigen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen betroffener WVUs wie Brunnenschließungen und Wasserverschneidung oder ohne die sich abzeichnenden allmählichen Änderungen in der Düngepraxis von weiteren und höheren Grenzwertüberschreitungen auszugehen ist, kann ein begrenzter *policy outcome* dennoch unterstellt werden, der allerdings kaum dem politischen Ziel einer Reduzierung der Nitratprobleme genügt. Ob diesem langfristig auf dem Niveau der bisherigen Nitratpolitik Rechnung getragen wird, darf bezweifelt werden.

8.7 Französische Nitratpolitik und ihre Determinanten

Relevante gesellschaftsstrukturelle Determinanten der französischen Nitratpolitik sind zu sehen in einer durch Zentralismus und Regionalismus gekennzeichneten politischen Kultur, einem historisch verankerten, politikrelevanten Nationalbewußtsein, einer sich der »feinen Unterschiede« (Bourdieu 1982) bewußten, noch deutlich durch Klassegegensätze geprägten Gesellschaft, einem starken Staatseinfluß auf die Wirtschaft mit beträchtlicher »planification«, einer auf technologische Modernisierung setzende Gesellschaft mit beachtlicher Modernisierungskapazität, einem eher geringen Umweltbewußtsein, verbunden mit einzelnen massiven Umweltprotesten, einem partiell mediterranen Lebensstil des »savoir vivre«, einer sozialgruppen- und regionalspezifisch geprägten zivilen Gesellschaft und deutlichen Stadt-Land-Gegensätzen. Dieser gesellschaftliche Hintergrund macht eine eher späte Thematisierung des Nitratproblems, seine Diskussion in staatlich gelenkten professionellen Gruppen und eine bürokratisch-technokratische Nitratpolitik bei flexiblem und differierendem Implementationsbewußtsein vor Ort wahrscheinlich.

Als Kontextdeterminanten sind hervorzuheben ein regional und strukturell heterogener, exportorientierter Agrarsektor mit vielfältigen politik- und implementationsrelevanten Organisationen, internen Konfliktfronten und einer politisch einflußreichen Agrarpolitik, eine starke soziokulturell verankerte, teils idealisierte Position der Landwirtschaft, von Wanderungsverlusten und Desertifikation bedrohte Bergregionen, eine wasser-technisch orientierte, zu großen Teilen in wenigen Unternehmen konzentrierte Wasserwirtschaft, entsprechend historisch-traditional verankerte *vested interests* im Bereich von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, eine in ihren regionalen Implementationsressourcen gerade im Vergleich mit der Agrarpolitik schwach ausgestattete Umweltpolitik, eine marginale Rolle des ökologischen Landbaus und von Ökologisierungprozessen in der Landwirtschaft und allenfalls eine auf *moral suasion* setzende Agrarumweltpolitik. Von daher ist eine auf korrektive Maßnahmen aufbauende, den Vollzug nicht zu genau nehmende und die Landwirtschaft konsensuell einzubinden suchende Nitratpolitik zu erwarten, wobei die landwirtschaftlichen Interessenverbände dadurch bedingte wirtschaftliche Einbußen oder Kompetenzverluste durch vielfältige Einflußkanäle weitestgehend abzublocken in der Lage sein werden.

Politikstrukturell zeichnet sich Frankreich durch zentralisierte, relativ geschlossene Politikformulierung der in den jeweiligen Politikarenen zugelassenen Akteure, die Fähigkeit zu effektiver Politikumsetzung, die Kontinuität, mittleren Formalisierungsgrad und flexible Implementation von Politiken, geringe Politikintegration, stark macht- und interessenengeprägte Politikgestaltung und vielschichtige Konfliktlagen aus. Dies macht die Entwicklung nitratpolitischer Programme in geschlossenen Kreisen mit formell-rechtlich und machtpolitischer Absicherung und deren regional variierende Umsetzung wahrscheinlich.

Situationsstrukturelle Determinanten sind zu sehen in einer sich stark am Nitratproblem herausbildenden Agrarumweltpolitik, Kompetenzkonflikten zwischen Agrar-, Umwelt- und teils Gesundheitsministerium, einer bis Ende der achtziger Jahre fehlenden öffentlichen Nitratdiskussion, einer begrenzten Kooperationsbereitschaft der wenigen maßgeblichen Akteure, einer stark separate Behandlung landwirtschafts-, gewässerschutz- und gesundheitsbezogener Nitratthemen, in mehrschichtigen (gemischten) Politikrationalitäten und einem in den letzten Jahren wachsenden Entscheidungsdruck und damit verknüpfter intentionaler Policy-Orientierung. Dies läßt anhaltende Bargainingprozesse im politisch-administrativen System, die Ausklammerung konfliktgenerierender Themen und Entscheidungsfindung unter Problemdruck vermuten.

Historiographisch bedeutsam waren das Zusammentreffen von Politikprogrammen der Dezentralisierung und vom Gesundheitsministerium den Départements zentral verordneten verschärften Schutzbestimmungen im Rahmen der RSDT (Règlement Sanitaire Départemental Type), das gewässerschutzpolitische Engagement der über keine administrativen Kompetenzen verfügenden Wassergebietsämter und die vom Interesse einzelner Akteure respektive . Individuen abhängende Ausbildung lokaler Selbstregulierungsmuster. Daraus dürften relativ zwingend Verzögerungen in der Durchsetzung präventiver nitratpolitischer Maßnahmen, eine nitratpolitisch bedeutsame Rolle der Wassergebietsämter und stark unterschiedliche lokale Formen des Umgangs mit dem Nitratproblem resultieren.

Problemstrukturell zeichnet sich das Nitratproblem in Frankreich dadurch aus, daß es sich zum einen in unterschiedlichen regionalen Kombinationen von Agrarstruktur, Bodenverhältnissen und Wasserversorgung manifestiert (Güllewirtschaft, Weinbau, intensiver Pflanzenbau; Trinkwasser aus Oberflächen- oder Grundwasser), was eine in der Sache regional differenzierte Problembehandlung erforderlich macht. Zum anderen steigen die Nitratgehalte des Grundwassers mehr oder minder kontinuierlich an.

Dies macht einen wachsenden Entscheidungsdruck zugunsten substantieller regionsspezifischer, auch präventiv orientierter Maßnahmen wahrscheinlich.

Diese politiktheoretische Abschätzung der französischen Nitratpolitik stimmt zwar mit den dargestellten Realitäten vielfach überein, ist jedoch wenig eindeutig und oft nicht zwingend. Insbesondere die zu beobachtenden jüngsten Veränderungen zugunsten einer substantiell effektiven, auf vermehrte Prävention setzenden Nitratpolitik lassen sich nur begrenzt aus den aufgeführten Politikdeterminanten herleiten.

Zusammengefaßt seien nochmals folgende zentrale Eigenschaften der französischen Nitratpolitik hervorgehoben:

1. Seit Ende der achtziger Jahre kann man begrenzt von einer intentionalen, agrarumweltpolitisch eingebetteten Nitratpolitik sprechen, während sie zuvor nur analytisch rekonstruierbar ist.
2. Dies hängt zusammen mit dem durch die politische Wahrnehmung und öffentliche Diskussion steigender Nitratwerte im Grundwasser erzeugten politischen Problem- und Entscheidungsdruck sowie den intensiven Vorarbeiten gemischter, auf das Nitratproblem angesetzter Arbeitsgruppen (CORPEN, MEN).
3. In der Praxis dominierten bis Ende der achtziger Jahre wasserwirtschaftliche Maßnahmen, deren Umsetzung vorwiegend unpolitischer,

technisch-administrativer Natur war auf der Grundlage departmentaler Akteurkooperation.

4. Die sich abzeichnende Nitratpolitik ist sowohl präventiv auf emissionsvermeidende landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen als auch korrektiv auf wasserwirtschaftliche und -technische Lösungsmaßnahmen ausgerichtet.
5. Sie sieht (mittelfristig) eine Stickstoffabgabe und keine Ausgleichszahlungen an Landwirte vor.
6. Die Nitratpolitik zeichnete sich durch die separate Behandlung von Themenbereichen in verschiedenen Arenen aus in Übereinstimmung mit der eher niedrigen Integration von Politikbereichen.
7. Weder waren Krebsrisiken, Nitratbelastung von Gemüse oder synergistische Effekte der Nitratauswaschung Themen der Politik, noch standen genuin agrarpolitische Maßnahmen im Sinne von Metaprävention zur Debatte.
8. Bei der dominanten Stellung agrarischer Interessen war die insbesondere vom Umweltministerium ausgehende präventive Komponente der »Nitratpolitik« auf Kooperation der Akteure, Konsens, *moral suasion* und soziales Lernen ausgerichtet und mit Langfristperspektive konzipiert.
9. Für die Vergangenheit kann von Problemerkennung und -analyse, aber kaum von Implementation in der französischen Nitratpolitik gesprochen werden.
10. *Policy impacts* und *outcomes* sind schwer auszumachen und allenfalls in Zukunft zu erwarten.

9. Europäische Gemeinschaft

9.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

In den meisten Ländern der Europäischen Gemeinschaft existieren überhöhte Nitratwerte im Trinkwasser. Lediglich in Irland und, bei allerdings mangelhafter Datenlage, Portugal und Griechenland, bestehen keine ernsthaften diesbezüglichen Probleme (EG-Kommission 1988b, Fried 1985). Die von hohen und zumeist steigenden Grundwasser-Nitratkonzentrationen am stärksten betroffenen Regionen sind der Südosten Englands, der Südosten der Niederlande, Flandern, die verschiedenen aufgeführten Gebiete in Deutschland und Frankreich, die landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiete im Nordwesten Italiens und im Osten Spaniens. Hauptverursacher ist stets die Landwirtschaft, wobei je nach Standortverhältnissen intensive Tierhaltung, Wein- und Gemüseanbau und auch großflächiger Pflanzen-, insbesondere Getreideanbau, entscheidend sind. Überwiegend treten hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser, bisweilen aber auch in für die Trinkwassergewinnung genutzten Oberflächenwässern auf. Soweit regional Privatbrunnen neben den überwiegend öffentlichen, häufig kommunalen Wasserversorgungsunternehmen eine bedeutsame Rolle bei der Trinkwasserversorgung spielen, sind sie zumeist am stärksten von überhöhten Nitratwerten betroffen und ist die Einhaltung des Nitratgrenzwertes am wenigsten gewährleistet. Bei im einzelnen unterschiedlichen landwirtschaftlichen, wasserwirtschaftlichen und hydrogeologischen Bedingungen kann in der EG insgesamt von einer Zunahme und Ausweitung hoher Nitratwerte im Grundwasser und einem diesbezüglich gewachsenen Problembewußtsein der Öffentlichkeit und Politik ausgegangen werden. In den letzten Jahren wurden auch vermehrt die stickstoffbedingte Gewässer- und Seeneutrophierung diskutiert, während anderweitige mit Nitrat verknüpfte Probleme, wie zum Beispiel hohe Nitratkonzentrationen in Salaten und Blattgemüse, kein Thema waren.

Agrarproduktion und -struktur variieren in der EG stark. Kennzeichnend sind jedoch fast durchgängig Rationalisierung, Intensivierung, Produktivitätssteigerung, regionale Spezialisierung, abnehmende Betriebszahl, Auslagerung von Produktionsstufen in die Vorleistungs- und Nahrungsmittelindustrie und steigende Selbstversorgung; das Schlagwort vom »Wachsen oder Weichen« beschreibt die soziale Entwicklungsdynamik dieser Ökonomisierungstendenz. Bei starken Unterschieden hat die Landwirtschaft in fast keiner Region mehr einen Anteil von über 20 % an den

Arbeitsplätzen bzw. von über 10 % am regionalen Sozialprodukt.¹ Die Agrarpolitik war und ist immer noch der Kern von Politik auf EG-Ebene, und die EG-Agrarausgaben betragen weiterhin rund zwei Drittel des EG-Haushalts.

9.2 Ökologisierung und Problemdefinition

Art, Intensität und Wahrnehmung von Umweltproblemen variieren innerhalb der EG wiederum stark. Bei Umweltbewußtsein und Umweltpolitik läßt sich ein gewisses Nord-Süd-Gefälle ausmachen.² Seit dem 1. EG-Umweltschutz-Aktionsprogramm von 1973 gab es den 1981 in ein Umwelt-Generaldirektorat (DG XI) umgewandelten »Umweltsonderdienst« in der EG-Kommission, aber erst 1987 wurde der Umweltschutz in der Einheitlichen Europäischen Akte als offizielle Aufgabe vertraglich verankert. Die EG-Umweltpolitik verfügte sowohl intern (finanziell und personell) als auch extern (macht- und umsetzungsmäßig) in den siebziger und achtziger Jahren im Vergleich der Sachbereiche der EG-Politik überwiegend über wenig Ressourcen. Gerade im Vergleich mit der EG-Agrarpolitik verfügte die EG-Umweltpolitik Anfang der achtziger Jahre nur über ein Zehntel des Personals und ein Tausendstel der Finanzmittel (von Meyer 1983).

»The weak points of the EC environmental policy have always been the low level at which quality requirements are set, the slow pace at which EC rules are negotiated and decided upon, and the great delay with which EC measures are implemented by member states. It often seems as if member states are able to pursue their own policies irrespective of EC-acts. The EC lacks enforcement measures to pressure defaulting states to comply. The Single European Act does not offer hope that this picture will be changed through binding legal steps. It expresses the general willingness of the member states to continue the existing environmental policy.« (Koppen 1988: 65 f.)

Ein wesentliches Kennzeichen der EG-Umweltpolitik war die Betonung und die steigende Zahl regulativer Aktivitäten. Von 1967 bis 1987 verabschiedete die EG-Kommission fast 200 Richtlinien und Verordnungen. Unter den gegebenen budgetären Zwängen und Verteilungsmustern konnte die EG-Kommission ihren Einfluß in der Umweltpolitik am ehe-

-
- 1 Ausgenommen sind bezüglich ersterer wenige griechische Inselgebiete und der Süden Griechenlands, der Süden Italiens und Teile Irlands und bezüglich letzteren der Norden Griechenlands und die griechischen Inselgebiete (EG-Kommission 1985a).
 - 2 Aufgrund entsprechender Eurobarometeranalysen sind hierbei zweckmäßigerweise unterschiedliche Formen und Ebenen von Umweltbewußtsein zu unterscheiden. Eine hohe verbale Betroffenheit über Umweltprobleme in Umfragen, wie sie etwa für Italien zu konstatieren ist, sagt noch nichts über sozialpsychologisch tiefer verankerte ökologische Orientierungen aus.

sten über regulative Politikprogramme vergrößern.³ Ob die EG-Umweltpolitik dadurch aber über ein umweltpolitisches Konzept verfügt, das ihr die prioritäre Inangriffnahme zentraler Umweltprobleme anstelle einer eher zufälligen, politisch bedingten Auswahl substantieller *issues* erlaubt, und ob sie angesichts der Vielzahl paralleler Einzelrichtlinien, angesichts der national vielfach divergierenden Interessenlagen und Regierungspositionen und angesichts der Defizite beim nationalen und lokalen Implementationsprozeß von Umwelt-Richtlinien über ihre symbolpolitische Bedeutung hinaus zu substantiellen ökologischen Schutzeffekten führte, ist für die siebziger und achtziger Jahre eher fraglich (vgl. Haigh 1986, Reich 1987, Siedentopf/Ziller 1988). Häufig wissen die regionalen und lokalen Umweltbehörden weit besser über die stark differierenden sachlichen Umstände und politisch-ökonomischen Vollzugskontexte Bescheid und können daher eine pragmatischere und effektivere Umweltpolitik vor Ort verfolgen. Andererseits hat die regulativ orientierte EG-Umweltpolitik vielfach bei weniger umweltbewußten nationalen Behörden durchaus auch zur Etablierung und Umsetzung von Umweltschutzmaßnahmen beigetragen.

Umweltprobleme der Landwirtschaft zeichnen sich innerhalb der EG in doppelter Hinsicht durch enorme Unterschiedlichkeit aus. Zum einen bestehen etwa die gravierenden Gülleüberschußprobleme in den Niederlanden in Nordportugal einfach nicht. Zum anderen differieren selbst bei strukturanalogen Problemlagen wie starker Mineraldüngung auf durchlässigen Böden die regionalen sozioökonomischen und soziokulturellen Verhältnisse, die ökologische Problemwahrnehmung, -bewertung und -behandlung entscheidend bestimmen. Dies hat fast zwangsläufig einen ganz unterschiedlichen Umgang mit auf EG-Ebene aufgrund politisch-institutioneller Bedingungen formal einheitlich konzipierten agrarumweltpolitischen Politikprogrammen zur Folge.

Seit den achtziger Jahren fanden Umweltprobleme der Landwirtschaft auf EG-Ebene zunehmend politische Anerkennung, wie dies in dem Grünbuch der EG-Kommission (EG-Kommission 1985a), der diesbezüglichen Anhörung des EG-Parlaments 1985 (du Vivier 1986) oder entsprechenden Veranstaltungen (vgl. Barth/L'Hermite 1987, Park 1989) zum Ausdruck kommt. Allerdings darf dabei nicht vergessen werden, daß ein steigendes Problembewußtsein zum einen noch längst nicht unbedingt mit

3 »It is difficult to overstate the significance of this structural difference between regulatory policies and policies involving the direct expenditure of public funds. The distinction is particularly important for the analysis of Community policy making, since not only the economic, but also the political and administrative costs of enforcing EC regulations is borne by the Member States.« (Majone 1989b: 166)

entsprechend vermehrten Ressourcen und zum anderen mit noch weiterhin zunehmenden Umweltbelastungen der Landwirtschaft und einer diese fördernden umweltwirksamen Agrarpolitik einherging. Eine mit vielfältigen Umweltproblemen konfrontierte und (personell) entsprechende überlastete Generaldirektion Umwelt (DG XI) fokussierte verständlicherweise - analog den nationalen Umweltpolitiken in den siebziger Jahren - ihre Anstrengungen auf industrielle und nicht auf landwirtschaftliche Umwelt Risiken. In dem Maße, wie sie letztere anging, sah sie sich mit entsprechenden Abwehrreaktionen und Gegenmaßnahmen der mächtigen Generaldirektion Landwirtschaft (DG VI) konfrontiert. Auf der anderen Seite hatte sie die überwiegend mangelhafte Implementation von Umwelt-Richtlinien seitens der nationalen Behörden zu beklagen. Seit Ende der achtziger Jahre lassen sich in der DG VI signifikante politische Veränderungen beobachten, die wiederum analogen Wandlungsprozessen in den Mitgliedsstaaten korrespondieren. Zum einen werden von einem wachsenden Anteil ihres Personals Umweltprobleme der Landwirtschaft als existent und politisch behandlungsbedürftig anerkannt.⁴ Zum anderen sah die DG VI in eigenen, auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft abzielenden Schritten die Möglichkeit, die Kompetenzen über die Landwirtschaft betreffende Politikmaßnahmen zu behalten, sich eine nunmehr ökologische Legitimation für die Beibehaltung der im Zuge der angestrebten GAP-Reform bedrohten Agrarsubventionen zu verschaffen und Ausgleichszahlungen für umweltverträgliche Bewirtschaftungsformen der Landwirtschaft regulativ zu verankern.

Wenn auch noch bislang ohne substantielle Änderungen in der EG-Agrarpolitik und weitgehend auf symbolpolitischer Ebene, so lassen sich erste Bemühungen um die Formulierung agrarumweltpolitischer Programme auf EG-Ebene seit etwa Mitte der achtziger Jahre nicht leugnen, die über das Niveau diesbezüglicher Aktivitäten einiger Mitgliedsländer durchaus hinausgehen. Die Verabschiedung entsprechender Maßnahmen der EG-Kommission, wie von ihr aufgezählt (EG-Kommission 1988a), ge-

4 Dabei wird allerdings die grundsätzliche Umweltfreundlichkeit der Landwirtschaft in den politisch bedeutsamen Dokumenten weiterhin betont. »Die europäische Landwirtschaft ist traditionell umweltfreundlich . . . Dies Aussage besitzt auch heute noch weitgehend Gültigkeit . . . Die Gemeinschaft sah sich jedoch im Zuge der radikalen Reform der GAP und der bestehenden Überschußproblematik veranlaßt, die Rolle der Landwirtschaft in Wirtschaft und Gesellschaft neu zu überdenken . . . Es liegt daher auf der Hand, daß die Maßnahmen, die nunmehr im Hinblick auf eine bessere Produktionskontrolle zu treffen sind, eine Garantie bieten müssen, daß jeder weitere Produktionszuwachs in der Landwirtschaft nur in umweltverträglichem Maße stattfindet und gegebenenfalls das Umweltgleichgewicht wiederhergestellt werden kann.« (EG-Kommission 1988a: 1)

schah allerdings keineswegs immer unter primär agrarumweltpolitischen Motiven, und aufgrund des sich in der Agrarumweltpolitik praktisch durchgängig uneinigen EG-Agrarminister-Rates ist die EG-Kommission auch politisch kaum handlungsfähig. Zusammenfassend lassen sich die achtziger Jahre agrarumweltpolitisch als eine durch die öffentliche Agrar-Umwelt-Diskussion wesentlich mitverursachte Phase der politischen Problemwahrnehmung, -anerkennung und von der Landwirtschaftsseite versuchten Problemvereinnahmung von Umweltproblemen der Landwirtschaft interpretieren.

Hinsichtlich der Definition des Nitratproblems lassen sich auf EG-Ebene grob drei Phasen unterscheiden. In der ersten Phase der Vorbereitung und Diskussion der EG-Trinkwasser-Richtlinie in den siebziger Jahren spielte der Nitratparameter keine wichtige Rolle (Kromarek 1986). Es handelte sich im wesentlichen um die Übernahme der entsprechenden WHO-Empfehlungen für Industrieländer. Die Vermeidung von Gesundheitsrisiken ist dementsprechend die der Richtlinie zugrundeliegende Zielsetzung. Die Landwirtschaft war an der Festsetzung der Standards nicht beteiligt⁵ und war sich ebenso wie die nationalen Regierungen der späteren Konsequenzen des Nitratgrenzwerts für Landwirtschaft und Politik praktisch nicht bewußt.

In der zweiten Phase von etwa 1981 bis 1985 organisierte die DG XI eine Reihe von Seminaren und vergab Studienaufträge (vgl. Fried 1985), die sich angesichts der auftretenden Implementationsschwierigkeiten der Richtlinie auf nationaler Ebene mit den jeweiligen nitratbezogenen örtlichen Grundwassergefährdungen, wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten und administrativen Lösungsmöglichkeiten befaßten. Diese Diskussion umfaßte neben wenigen Angehörigen der EG-Kommission im wesentlichen Fachwissenschaftler, Vertreter der Wasserwirtschaft und von Gesundheits- und Wasserbehörden und sie beschränkte sich auf sachliche, rechtliche und technisch-administrative Zusammenhänge der Nitratbelastung des Grund- und Trinkwassers einschließlich der hierfür verantwortlichen Nitratreinträge der Landwirtschaft. Es handelte sich vor allem um Informationsverbreitung und Bewußtseinsbildung, einerseits, und Positionsabklärungen und -absicherungen der beteiligten Akteure, zum Beispiel hinsichtlich der Umsetzungsnotwendigkeiten oder Revidierbarkeit des Nitratstandards, andererseits.

In der dritten Phase seit etwa 1985 ist die Nitratdebatte auf EG-Ebene gekennzeichnet durch ihre »ökologische« Ausweitung hinsichtlich der Ge-

⁵ Formal war die DG VI zwar zu konsultieren, verfügte jedoch über kein Mitspracherecht, da es sich um gesundheitsbezogene Grenzwerte des Trinkwassers handelte.

wässereutrophierung, evoziert etwa durch die 1. Internationale Nordsee-schutz-Konferenz 1984, die zunehmende Stellvertreter- und Brennpunktrolle von Stickstoff (Nitrateinträge und Ammoniakemissionen) in der sich formierenden, regulative Maßnahmen einschließenden Agrarumweltpolitik und die Auseinandersetzungen um die Durchsetzungsfähigkeit der EG-Umweltpolitik in den Mitgliedsländern. Dies führte zu einer Ausarbeitung der und langwierigen Bargainingprozessen um die EG-Nitrat-Richtlinie⁶ und zum anderen bis zu Auseinandersetzungen um die mangelhafte Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie vor dem Europäischen Gerichtshof. Während in diesen Diskussionen zwar ein breiteres Spektrum der Folgewirkungen hoher Nitrateinträge der Landwirtschaft betrachtet wurde, blieben sie doch weitgehend auf Gewässer beschränkt, während etwa Nitratbelastungen von und Nitratgrenzwerte für Salate und Gemüse weiterhin kaum erörtert wurden. Ebenso führten diese Diskussionen nicht zu einer Infragestellung der EG-Agrarpolitik, auch wenn deren Mitverantwortung für die hohen Nitratausträge der Landwirtschaft vermehrt benannt und ökonomische Politikinstrumente wie die Einführung einer Stickstoffsteuer immerhin diskutiert und in ihren Auswirkungen untersucht wurden. Bedeutsam ist jedoch die nunmehr verstärkt präventive Orientierung der Nitratdiskussion auf EG-Ebene.

Insgesamt erleichterten Ökologiediskussion und die verstärkte umweltpolitische Einbettung des Nitratproblems seine politikrelevante Anerkennung und »Instrumentalisierung« für die ersten Ansätze einer Agrarumweltpolitik. Die betroffenen landwirtschaftlichen Akteure hatten in diesen Nitratdebatten von Anfang an eine meist defensive Rolle inne, nachdem sie an ihren ersten Phasen kaum beteiligt waren. Von einer eigentlichen Nitratdiskussion kann auf EG-Ebene nur begrenzt gesprochen werden, insofern diese sachlich, zeitlich und sozial relativ segmentiert stattfand und vielfach vor allem Ergebnisse nationaler Debatten auf EG-Ebene zusammenführte.

6 Richtlinie des Rates über Maßnahmen der Gemeinschaft zum Schutz von Süß-, Küsten- und Meerwasser vor der Verunreinigung durch Nitrate aus diffusen Quellen.

9.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Entlang der aufgezeigten Diskussionslinien lassen sich mehrere, zeitlich gegeneinander versetzte Politikspiele um Nitrat unterscheiden, deren Strukturmuster deutlich differieren: EG-Trinkwasser-Richtlinie, Implementation der Trinkwasser-Richtlinie, EG-Nitrat-Richtlinie, Evolution von Agrarumweltpolitik. Parallel zur EG-Grundwasser-Richtlinie (80/68/EWG), nach der allgemein solche Substanzen durch nur begrenzt ins Grundwasser gelangen sollen, die es als Trinkwasser ungeeignet machen, und zur EG-Oberflächengewässer-Richtlinie (75/440/EWG), die für Nitrat gleichfalls einen Grenzwert von 50 mg/l und einen Richtwert von 25 mg/l festsetzt, wurde die EG-Trinkwasser-Richtlinie von 1973 bis zu ihrer Verabschiedung 1980 zwischen den verschiedenen nationalen Regierungsdelegationen verhandelt, wobei die Stellungnahmen der Mitgliedsstaaten und Verbände zu einer Lockerung ihrer Bestimmungen führte.⁷ Die DG VI sollte sich nur zu den Auswirkungen der Richtlinie auf die Lebensmittelgesetzgebung äußern. Daß speziell die Nitrat- und Pestizidstandards einer Trinkwasser-Richtlinie beträchtliche Folgen für den Agrarsektor zeitigen könnten, wurde von der Agrarlobby offensichtlich noch nicht erkannt.

Der Nitratparameter hat insgesamt keine bedeutungsschwere Rolle in den Verhandlungen gespielt. Man einigte sich relativ schnell und ohne große Kompromisse auf die Werte, wobei auf die WHO-Norm als Referenzstandard Bezug genommen wurde. Dabei spielte das Nitrosaminproblem in den Beratungen keine Rolle. Die bundesdeutsche Delegation versuchte vor dem Hintergrund der bestehenden TrinkwV, die Nitratstandards abzuschwächen (100 mg/l als zulässige Höchstkonzentration), ohne sich jedoch hierauf zu versteifen. 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 streichen, 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 (vgl. Kromarek 1986).

⁷ Siehe den Vergleich zwischen Entwurf 1975 und verabschiedeter Fassung 1980 bei Darimont 1984.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß der Nitratparameter aufgrund anderer zentralerer Stoffparameter, der vorliegenden, von den beteiligten Personen akzeptierten WHO-Empfehlungen und der fehlenden Reflexion seiner Konsequenzen wenig kontrovers war und keine wesentliche Rolle im politischen Prozeß der Formulierung der EG-Trinkwasser-Richtlinie gespielt hat.

Zunehmend kontroverser wurden hingegen die mangelhaften nationalen Umsetzungen dieser Richtlinie. Lediglich Dänemark hielt sich an die vorgegebenen Fristen der Übernahme der Bestimmungen in nationales Recht innerhalb von zwei Jahren und ihrer administrativen Umsetzung binnen fünf Jahren. Bei den Bemühungen um nationale Umsetzung sahen sich insbesondere Länder mit föderativer Struktur mit rechtspraktischen Problemen konfrontiert, und zum anderen wurden die beträchtlichen und längerfristigen Schwierigkeiten ihrer technisch-administrativen Umsetzung bei regional überhöhten und steigenden Nitratgehalten in den Gewässern deutlich, die vielfach enorme wasserwirtschaftliche Investitionen und/oder Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis erforderlich machten. Verschiedene Bemühungen um eine Revision des Nitratgrenzwertes nach oben verliefen jedoch ohne Erfolg.

Die EG-Kommission kümmerte sich in den ersten Jahren wenig um die nationale Umsetzung der Richtlinie und war - aus bürokratisch-rechtlicher Sicht verständlich - auch primär nur an der korrekten formaljuristischen Einhaltung und Übernahme der EG-Vorschriften interessiert. Die regionalen und örtlichen Gesundheits- und Wasserbehörden sahen in zusätzlichen EG-Vorschriften häufig eine unnötige bürokratische Verkomplizierung nationaler Trinkwasserregulierungen⁸, nahmen sie in ihrer Verwaltungspraxis nicht unbedingt ernst⁹ und sahen auch teilweise keine Notwendigkeit, der EG-Kommission die gewünschten Informationen über faktische Werte der Trinkwasserparameter und die Vollzugspraxis zukommen zu lassen.¹⁰ Aufgrund einer entsprechenden Rüge des EG-Parlaments 1987 bemühte sich die EG-Kommission in den letzten Jahren verstärkt, bei den einzelnen Mitgliedsstaaten auf die korrekte Umsetzung der

8 Jüngst verabschiedete das italienische Parlament ein Gesetz, dessen Gegenstand die nationale Übernahme von weit über 100 EG-Richtlinien war.

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

10 Dies gilt etwa für die bundesdeutschen Behörden, während die englischen weit auskunftsfreudiger waren, weil sie aufgrund der anstehenden Privatisierung der Wasserwirtschaft entsprechende Informationswünsche von Kaufinteressenten befriedigen mußten.

verschiedenen EG-Umwelt-Richtlinien zu drängen und diese auch zu kontrollieren.¹¹ Beschwerden einzelner Bürger an die EG-Kommission über die Nichteinhaltung von Grenzwerten waren wesentlich für deren Aktivitäten im Hinblick auf die Verletzung spezifischer Standards in bestimmten Mitgliedsstaaten. Vor allem aus Ländern mit einer entwickelten zivilen Gesellschaft, aber weniger entwickelten nationalen Petitionsmöglichkeiten kamen Beschwerden, so allein an die 200 aus Großbritannien.¹² Nach mehrjährigen informellen Verhandlungen erhob die EG-Kommission im Rahmen des dreistufigen Mahnverfahrens¹³, die jeweils von der EG-Kommission formal beschlossen werden müssen, schließlich gegen alle Mitgliedsländer außer Dänemark und Portugal bis 1990 Klage vor dem Europäischen Gerichtshof wegen mangelhafter Umsetzung oder unzureichender praktischer Anwendung der EG-Trinkwasser-Richtlinie. Dabei betrafen diese Klagen jedoch nur im Falle Großbritanniens und Spaniens auch den Nitratparameter, obwohl dies durchaus auch bei einigen anderen Ländern möglich gewesen wäre.¹⁴ Allerdings kann eine eher kontra-produktive ökologische Wirkung solcher Klagen der EG-Kommission vermutet werden, weil die nationalen Regierungen selbst bei Verurteilung aufgrund der fehlenden Vollzugs- bzw. Sanktionskompetenzen der EG diese politisch teils ignorieren können¹⁵ und weil sie die kooperative Mitarbeit der Mitgliedsländer bei weiteren Umweltregulierungen negativ beeinflussen kann, wie gerade das Beispiel der Nitrat-Richtlinie zeigt.

Insgesamt war die für die Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie zuständige DG XI in einen Dreifronten-Konflikt verwickelt gegen die DG VI, die nationalen Behörden und die Interessenverbände der Landwirtschaft, der Wasserwirtschaft und des Umweltschutzes, wie dies in der die Akteurkonstellation auf EG-Ebene schematisch darstellenden Abbildung 9.1 verdeutlicht wird. Ihre Aktivitäten seit Mitte der achtziger Jahre dürften zu einem verstärkten Vollzugsdruck zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes geführt haben. Die diesen Auseinandersetzungen zugrunde liegen-

11 Wesentlich war weiterhin das persönliche Engagement des zuständigen EG-Beamten, mit allerdings entsprechenden Gegenreaktionen der nationalen Behörden.

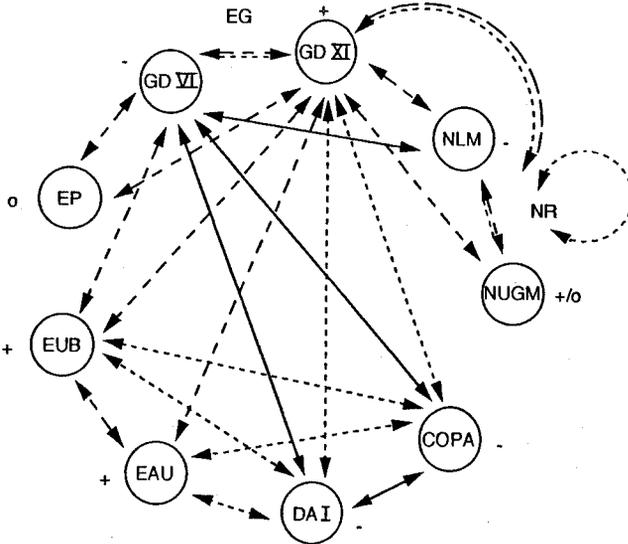
12 Aus Griechenland kamen hingegen nur zwei oder drei solcher Beschwerden.

13 Über 50 % der verschiedenen Mahnverfahren gehen auf Beschwerden von einzelnen Bürgern zurück.

14 Vor allem waren viele der erteilten Ausnahmegenehmigungen bei formal korrekter Interpretation der Richtlinie unzulässig und wurden aufgrund der Intervention der EG-Kommission ja auch teilweise zurückgenommen.

15 So verklagte die EG-Kommission Italien in manchen Fällen wegen des gleichen Vergehens zwei- oder gar dreimal.

Abbildung 9.1: Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik der EG Mitte der achtziger Jahre



Erklärungen:

EG	EG-Kommission
GD VI	Generaldirektion Landwirtschaft
GD XI	Generaldirektion Umwelt
NR	Nationale Regierungen
NLM	Nationale Landwirtschaftsministerien
NUGM	Nationale Umwelt- und/oder Gesundheitsministerien
EP	Europäisches Parlament
EUB	Europäisches Umweltbüro
EAU	EUREAU
DAI	Düngemittelindustrie, Agrobusiness
COPA	Europäischer Bauernverband

- + Akteur für wirksame präventive Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems, ihn miteinschließend
- Akteur weniger für aktive (präventive Maßnahmen)
- o Akteur mit geringem Engagement und offener Haltung

- ← → überwiegend übereinstimmende Strategien der Akteure
- ← - - - → primär antagonistische Strategien der Akteure
- ← - - - - - → unklare, ambivalente, aber vorhandene Beziehungen

den Konflikte um Kompetenzen waren jedoch letztlich weit zentraler als substantielle ökologische Anliegen.

Parallel zu diesen insbesondere vom entsprechenden Rechtsreferat der DG XI verfolgten Implementationsbestrebungen lief der Diskussionsprozeß um die Nitrat-Richtlinie. Gemäß dieser seit 1985 diskutierten Richtlinie sollen die nationalen Regierungen durch überhöhte Nitratwerte ($> 50 \text{ mg/l}$) gefährdete Gebiete festlegen, in denen insbesondere die Mineraldüngung und die Gülleausbringung zeitlich, räumlich und mengenmäßig (2 DE/ha) begrenzt werden, Güllespeicher zu errichten sind und gegebenenfalls Viehbestandsobergrenzen und weitere Umweltvorschriften für die landwirtschaftliche Praxis festgelegt werden sollen. Daneben soll der Gesamtstickstoffgehalt kommunaler Abwässer in gefährdeten Gebieten 10 mg/l nicht überschreiten. Außerdem sind die Regierungen zur Berichterstattung an die EG-Kommission verpflichtet, so daß diese die Umsetzung der Richtlinie nach den vergangenen Erfahrungen besser zu kontrollieren vermag.

Auch wenn die meisten Mitgliedsstaaten den 1988 vorgelegten Richtlinienvorschlag (EG-Kommission 1988b) in ihren Stellungnahmen offiziell begrüßten, übten sie faktisch hinhaltenden Widerstand, der je nach Interessenlage die Ausweiskriterien der gefährdeten Gebiete¹⁶, die Begrenzung auf 2 Dungeinheiten/ha, die Berichterstattungspflicht, die Möglichkeit von Ausnahmestimmungen, die Fristsetzungen etc. betraf. Mit höherer politischer Ebene nimmt die für diese komplexere Richtlinie erforderliche Sachkompetenz ab, so daß die Umweltminister bis 1991 zu keiner Einigung in der Sache fähig waren. Die Uneinigkeit der Umweltpolitiker war natürlich Wasser auf den Mühlen der Agrarlobby. Innerhalb der Agrarlobby agierte insbesondere die besonders betroffene Schweinehaltung gegen die Richtlinie. Der Agrarminister-Rat sprach sich bis auf Dänemark, das mit der Richtlinie keine Schwierigkeiten hätte, 1990 gegen deren Verabschiedung aus. Die Generaldirektion Landwirtschaft bemühte sich zunehmend, durch eigene auf eine umweltverträglichere Landwirtschaft hinauslaufende Aktivitäten die politische Notwendigkeit einer Nitrat-Richtlinie zu unterlaufen. Das Vorgehen der Hauptakteure erklärt sich unter anderem aus den nationalen Interessenlagen. So wurde unter der halbjährigen irischen EG-Präsidentschaft Anfang 1990 die Richtlinien Diskussion noch einmal forciert, da sie Irland nur wenig tangiert, danach unter italienischem Vorsitz wieder nur mehr wenig intensiv verfolgt, um unter einem aktiven, am Gewässerschutz interessierten luxemburgi-

16 Nach dem Vorschlag der EG-Kommission wären etwa die Niederlande oder auch Dänemark durchaus insgesamt als gefährdetes Gebiet einzustufen.

schen Vorsitz zu einer Einigung im Umweltministerrat zu gelangen, die 1991 letztendlich zur Verabschiedung der Nitrat-Richtlinie führte.¹⁷

Die Richtlinie wurde deshalb so kontrovers diskutiert, weil es sich um eine in ihren Konsequenzen weitreichende Richtlinie handelt, weil sie den Konflikt zwischen Landwirtschaft und Umwelt widerspiegelt und ersterer substantielle Beschränkungen auferlegt, weil sie einen Präzedenzfall für die Durchsetzbarkeit möglicher weiterer agrarumweltpolitischer Richtlinien darstellt¹⁸ und weil sie aufgrund ihres Umfangs die Abstimmung von im einzelnen doch recht unterschiedlichen Interessenlagen der Mitgliedsstaaten verlangt. Nachdem die Verabschiedung der Nitrat-Richtlinie Anfang 1991 noch offen war und eine symbolpolitische Einigung auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner nicht unwahrscheinlich erschien¹⁹, entspricht die Ende 1991 verabschiedete Fassung im Kern dem Kommissionsvorschlag (2 DE/ha, Berichterstattungspflicht), von dem sie jedoch einer Reihe formeller, auf Länderkompromissen²⁰ basierenden Details unterscheidet, die unter anderem auf größere (auch weitergehende Maßnahmen zulassende) Handlungsspielräume der Mitgliedsstaaten und lange Implementationszeiträume hinauslaufen. Sicherlich trug die Diskussion der Richtlinie auch zur Bereitschaft der Durchführung funktional äquivalenter Maßnahmen seitens anderer nationaler oder EG-Institutionen bei und zur Abklärung des Umfangs politisch derzeit durchsetzbarer agrarumweltpolitischer Programme bei.

Nicht nur bei der Nitrat-Richtlinie, sondern auch bei anderen ähnlichen Vorhaben wie der Habitat-Richtlinie kam die Formulierung agrarumweltpolitischer Programme bis Ende 1990 kaum voran. Hierfür dürfte in doppelter Hinsicht ein Klärungsprozeß der Orientierung von Agrarumweltpolitik verantwortlich zeichnen. Zum einen geht es in einem sich neu herausbildenden Politikfeld um die Abklärung von »optimalen« Handlungsstrategien der Hauptakteure und die machtpolitische Definition der

17 Nach den Erfahrungen der Vergangenheit für die beteiligten EG-Beamten selbst überraschend wurden im ersten Halbjahr 1991 unter luxemburgischer Präsidentschaft zwei Gewässerschutz-Richtlinien beschlossen: die Abwasser- und die Nitrat-Richtlinie.

18 Von daher wäre die Verabschiedung der Nitrat-Richtlinie agrarumweltpolitisch auch dann bedeutsam, falls man das Nitratproblem als wenig gravierend einstufte.

19 Sie hätte dann wenig substantielle Effekte, erlaubte es aber den nationalen Regierungen, gegenüber öffentlicher Kritik die EG für unzureichende Standards und Regulierungen zugunsten einer umweltverträglichen Landwirtschaft verantwortlich zu machen.

20 Manche Mitgliedsländer strebten nicht eine schwächere, sondern eine restriktive-
re Richtlinie an.

entsprechenden Arenenstruktur, und zum anderen um die Abklärung des künftigen Stellenwerts regulativer EG-Umweltpolitik.

Insbesondere die landwirtschaftlichen Akteure sehen sich angesichts der Unabweisbarkeit der umweltpolitischen Regulierung auch der landwirtschaftlichen Produktion genötigt, neue Handlungsstrategien und Politikmuster zu entwerfen, die ihren Interessen weitgehend Rechnung tragen. So verfolgt die DG VI zunehmend eine Strategie der offiziellen Einbeziehung von umweltorientierten Aktivitäten in die Agrarpolitik und der Übernahme entsprechender Verantwortlichkeiten, die sich nicht nur auf gefährdete Gebiete beschränkt, sondern auf eine generell umweltverträgliche Landbewirtschaftung abzielt und zugleich ein entsprechendes Entgelt etwa in Form umweltorientierter Beihilfen für die Landwirte als Landschaftsschützer und -pfleger vorsieht.²¹ Mit dieser Kopplung von freiwilligen umweltbezogenen Bewirtschaftungsvereinbarungen und gewissen Umweltvorschriften wäre außerdem die Legitimationsbasis für die agrarumweltpolitischen Aktivitäten der DG XI geschwächt, auch wenn die substantiellen Umweltwirkungen dieser agrarumweltpolitischen Strategie keineswegs gesichert sind. Analog beteiligt sich die DG VI auch an der Diskussion um angemessene politische Instrumente wie die Erhebung einer Stickstoffsteuer, deren politische Chancen durch die Verabschiedung der Nitrat-Richtlinie steigen dürften. Insgesamt ist die vermehrte Diskussion in der EG um die zukünftige Ausrichtung der EG-Agrarpolitik durchaus von Bedeutung für das Nitratproblem; es spielt hierbei jedoch keine maßgebliche Rolle.

Die zunehmende Komplexität umweltpolitischer Regulierungen und die regionale und lokale Vielfältigkeit ökologischer Problemlagen der Landwirtschaft stellt bei wachsender Wahrnehmung dieser Tatbestände die Angemessenheit detaillierter und zugleich einheitlicher Umweltregulierungen auf EG-Ebene in Frage. Verwoben mit jeweils unterschiedlichen Interessenlagen auf örtlicher, nationaler und EG-Ebene, zum Beispiel im Hinblick auf lokale wirtschaftliche Entwicklungsmöglichkeiten, gewinnen angesichts solch kognitiv unsicherer Situationen und einer Deregulierungsdebatte politische Auseinandersetzungen um auch umweltpolitische Entscheidungs-, Vollzugs- und Kontrollkompetenzen ein starkes Gewicht.

Zusammengefaßt zeichneten sich die Politikspiele um Nitrat auf EG-Ebene durch folgende Merkmale aus:

21 Beispielsweise sah derselbe EG-Beamte der DG VI, der zunächst die rechtliche Zulässigkeit von § 19 der Effizienzverordnung 797/85 bezweifelte, zwei Jahre später bei demselben Artikel der Neufassung 1760/87 keinerlei Problem mehr.

1. Eine intentionale Nitratpolitik zeichnet sich allenfalls in Ansätzen mit der angestrebten Nitrat-Richtlinie ab.
2. Vor dem Hintergrund eines generell wachsenden Umweltbewußtseins auch in bezug auf die Landwirtschaft betraf das Politikspiel in den achtziger Jahren zunächst einmal die Durchsetzung der politischen Anerkennung der Existenz eines Nitratproblems und der Notwendigkeit von entsprechenden Lösungsmaßnahmen.
3. Akteure aus Landwirtschaft und Agrarpolitik waren erst ab den achtziger Jahren am Politikspiel beteiligt, als sich dieses auf die Landwirtschaft als zentraler Verursacher ausdehnte. Den immer wahrscheinlicher werdenden präventiven Maßnahmen suchte die DG VI schließlich durch die Entwicklung eigener agrarumweltpolitischer Politikkonzepte gegenzusteuern.
4. Der politische Umgang mit dem Nitratproblem stand damit zunehmend stellvertretend für die Evolution von Agrarumweltpolitik auf EG-Ebene, nachdem dieser in den siebziger Jahren allein die Trinkwasserversorgung ohne Bezug zur Landwirtschaft betroffen hatte.
5. Der Kern der EG-Agrarpolitik wurde jedoch bislang von den nitratbezogenen Politikspielen nicht berührt.
6. Eine Koordination unterschiedlicher separater Teilpolitiken zwecks Vermeidung kontraproduktiver Nebenwirkungen fand nicht statt, wie das Beispiel des durch die Milchquotenregelung induzierten vermehrten Grünlandumbruchs mit hohen Nitratausträgen illustriert.
7. Bei zunehmender politischer Relevanz des Nitratproblems verliefen die Hauptkonfliktfronten zwischen Agrar- und Umwelt-Generaldirektion einerseits und EG-Kommission und nationalen Regierungen andererseits. Die partiell hohe Konfliktintensität rührte daher, daß es in diesen Politikspielen um die mögliche Änderung ihrer Spielregeln mit einer Neuverteilung von Entscheidungs- und Vollzugskompetenzen ging und geht.
8. Der Politikstil läßt sich dadurch strukturbedingt als sowohl konfliktbetont wie auch konsensorientiert kennzeichnen sowie als formalistisch-regulativ, langwierig und technisch-bürokratisch in relativ geschlossenen Experten-, Verbands- und Bürokratenkreisen.
9. Das nitratpolitische Gemengelage aus unterschiedlichen nationalen Positionen und Attitüden, verschiedenen funktionalen Referenzen (Entscheidungskompetenzen der Akteure, Abwehrstrategie der DG VI, Änderung der GAP, unterschiedliche kognitive Problemsichten) macht die Entwicklung der Politikspiele um Nitrat wenig vorhersehbar und die entscheidende Rolle prozedural maßgeblicher Akteure wie zum Beispiel des jeweiligen Ratsvorsitzenden wahrscheinlich.

9.4 Politische Programme

An nitratrelevanten Politikprogrammen sind auf EG-Ebene aufzuführen der Nitratgrenz- und -richtwert von 50 bzw. 25 mg/l in der EG-Trinkwasser-Richtlinie (80/778/EWG) und der EG-Oberflächengewässer-Richtlinie (75/440/EWG), Seminare und einige Studien zum Nitratproblem in bezug auf Gewässer zu nennen sowie als mittelbar bedeutsam die Maßnahmen zur Extensivierung der Erzeugung (797/85, 1760/87 bzw. 3808/89), zur Stilllegung von Flächen, zur Förderung des ökologischen Landbaus und grundsätzlich auch die Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung (85/337/EWG). Als weitreichendstes Politikprogramm ist die Nitrat-Richtlinie mit den oben skizzierten Vorschriften anzusehen, die jedoch erst im Dezember 1991 verabschiedet wurde. Diskutiert, aber nicht ernsthaft weiterverfolgt wurde in den letzten Jahren auch die Stickstoffsteuer.

Die dabei zum Tragen kommenden Politikinstrumente sind primär regulativer, aber auch ökonomischer (Bewirtschaftungsvereinbarungen) und persuasiver (Fachseminare) Natur. Die benannten Regelungen beziehen sich entweder eindeutig auf die Wasserversorgung oder auf die Landwirtschaft und wurden dementsprechend in der DG XI bzw. DG VI entwickelt. Eine Tendenz zugunsten eher präventiver Maßnahmen wird in der anvisierten, allerdings auch entsprechend umstrittenen EG-Nitrat-Richtlinie deutlich. Die Entscheidung über die Kostenträgerschaft bei der Umsetzung der Regulierungen verbleibt bei den einzelnen Mitgliedsstaaten; nur bei den agrarpolitisch motivierten, auf Bewirtschaftungsvereinbarungen aufbauenden Verordnungen ist eine, allerdings teils variable Aufteilung der Beihilfekosten zwischen EG und Mitgliedsland vorgegeben.

Insgesamt zeichnet sich die Formulierung nitratrelevanter Politikprogramme durch wachsende Präventionsorientierung und agrarumweltpolitische Ermächtigungen, (strukturbedingte) Konsensorientierung, institutionell eindeutige Zuordnung der Kompetenzen der Programmentwicklung, regulativen Bias und Langwierigkeit aus.

9.5 Regulierung und Vollzug

Hinsichtlich der beiden nitratrelevanten Politikprogramme ist folgendes festzuhalten:

Die Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie verläuft sehr viel langsamer als vorgeschrieben²²; zwar spielt der Nitratgrenzwert von 50 mg/l, kaum aber der Richtwert von 25 mg/l in den nationalen Umsetzungs Vorschriften eine Rolle; der Nitratstandard wird auf nationaler Ebene, wenn auch teils ohne politische Akzeptanz seiner gesundheitlichen Notwendigkeit, als grundsätzlich gültig anerkannt; allerdings überschreiten die tatsächlichen Nitratgehalte im Trinkwasser ihn noch häufig. Auf formalrechtlicher Ebene ist somit eine Implementationsverzögerung und teilweise eine unzulängliche Umsetzung zu konstatieren, die bis zu Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof geführt haben; auf substantieller Ebene bestehen eindeutig Vollzugsdefizite.

Da die Nutzung von § 19 Effizienzverordnung und der Flächenstilllegungsprogramme den nationalen Regierungen überlassen ist, kann es hier kein formelles Vollzugsdefizit geben. In der Praxis waren bis 1990 nur in einigen Ländern eine nicht nur marginale Zahl von umweltgefährdeten Gebieten ausgewiesen worden, und auch das agrarmarktpolitisch motivierte Flächenstilllegungsprogramm der EG erfreute sich infolge unterschiedlicher Stilllegungsprämien nicht in allen Ländern eines starken Zuspruchs der Landwirte.

Bei regionalen und nationalen Regulierungskompetenzen und zwei ganz unterschiedlichen nitratrelevanten Politikprogrammen der EG-Kommission macht es keinen Sinn mehr, vom Regulierungsstil einer EG-Nitratpolitik zu sprechen.

9.6 Policy impacts and outcomes

Policy impacts und *outcomes* einer EG-Nitratpolitik sind bislang allenfalls für die Trinkwasser-Richtlinie möglich festzustellen. Insofern die Adressaten der EG-Politik erst einmal die Regierungen der Mitgliedsländer sind, korrespondieren *policy impacts* den soeben geschilderten Vollzugserfolgen bzw. -defiziten und *policy outcomes* dann den *policy impacts* oder *outcomes* der nationalen Nitratpolitiken. Insgesamt kann demgemäß von eindeuti-

22 Bei den Pestizidgrenzwerten dürfte sie auf absehbare Zeit ohne immense Investitionen in Aufbereitungstechniken schon sachlich gar nicht durchgängig realisierbar sein.

gen, wenn auch zeitverzögerten und teils unvollständigen *policy impacts* gesprochen werden. Dabei können sich die Kompetenzkonflikte zwischen und unterschiedlichen kognitiven und evaluativen Raster²³ von supranationaler EG-Administration und nationalen Politikadressaten auch kontraproduktiv und retardierend in bezug auf beiderseits grundsätzlich angestrebte *policy outcomes* erweisen. Hinsichtlich der Politikergebnisse sei auf die entsprechenden Teilkapitel über die Einzelländer verwiesen.

9.7 Die Nitratpolitik der EG und ihre Determinanten

Bei den sich deutlich voneinander abhebenden Phasen nitratpolitischer EG-Aktivitäten und den wechselnden Zuständigkeiten (z. B. halbjährliche EG-Präsidentschaft je eines Mitgliedslandes) ist eine relativ eindeutige, analytisch rekonstruierbare Nitratpolitik kaum zu erwarten und sind demgemäß politiklogische »Ableitungen« aus den EG-weit teils in sich selbst variierenden Ausprägungen von Politikdeterminanten kaum möglich. Vor diesem Hintergrund sind die folgenden Ausführungen zu sehen.

Als gesellschaftsstrukturelle Determinanten können angeführt werden für die EG als Ensemble ein insgesamt steigendes, jedoch regional variierendes Umweltbewußtsein, eine kapitalistische, jedoch in ihrer kulturellen Formung und ihrem technisch-ökonomischen Stand regional unterschiedliche Wirtschafts- und Sozialstruktur, unterschiedliche Lebensstile und politikkulturelle Traditionen. Für die EG als politischer Apparat sind zu nennen ein hoher Bürokratisierungsgrad mit eher geringer Modernisierungskapazität, eine weitgehend fehlende zivile Gesellschaft, die Vielschichtigkeit politischer Abstimmungsprozesse mit entscheidendem Gewicht nationaler Regierungsinteressen und eine ausgeprägte administrative Eigendynamik mit fehlender Tendenz zur Selbstbegrenzung. Dies läßt eine bürokratisch-formale Behandlung des Nitratproblems innerhalb formal eindeutiger Problemdefinition und Aufgabenstellung erwarten.

Als Kontextdeterminanten sind hervorzuheben die zentrale Rolle einer staatlich administrierten, auf wirtschaftlichen Außen- und Marktschutz abhebenden Agrarpolitik mit enormen institutionellen und kulturellen *sunk costs*, eine noch junge und in ihren Ressourcen schwache Umweltpolitik, die Präsenz der Akteure Landwirtschaft und, etwas weniger ausgeprägt, Wasserwirtschaft in Form europäischer Interessenverbände,

23 Zum Beispiel hinsichtlich der sachlichen und agrarumweltpolitischen Bedeutsamkeit von EG-Richtlinien oder hinsichtlich der Einschätzung ihrer Umsetzung als überflüssige Überregulierung oder Vollzugsobstruktion.

die großen regionalen Unterschiede in Agrarproduktion und -struktur, die differierenden nationalen agrar(umwelt)politischen Politikkonzepte und die national unterschiedliche Politikrelevanz des Nitratproblems. Dies läßt keine oder eine die Landwirtschaft durch Ausgleichszahlungen ökonomisch absichernde Nitratpolitik mit präventiver Ausrichtung vermuten.

Politikstrukturell zeichnet sich die EG aus durch: eine bürokratische Durchregulierung bei gleichzeitigen vielfältigen informellen Abstimmungsprozessen, eine bürokratisch-regulative Orientierung der EG-Umweltpolitik, stark separate Politikbereiche und -arenen und geringe Politikintegration, eine an den jeweils vorherrschenden Macht- und Interessenlagen orientierte Politikentwicklung mit häufiger nicht intendierten Politikfolgen, ein hoher Formalisierungs- und oft niedriger Umsetzungsgrad von EG-Politik, eine Fragmentierung und Kompetenzkonkurrenz der EG-Institutionen wie EG-Parlament, EG-Kommission, Ministerrat, ein von den maßgeblichen Akteuren geprägter, relativ geschlossener Politikformulierungsprozeß, eine auf nationale Abgrenzung und politische Einflußnahme auf EG-Ebene orientierte Position der politischen Institutionen der Mitgliedsstaaten und die vorrangige Gültigkeit von »politics determine policy« für den politischen Prozeß auf EG-Ebene. Dies macht eine eher korrektive, regulative Nitratpolitik mit langwierigen Programmformulierungsprozessen und wenig effektiver Implementation wahrscheinlich.

Situationsstrukturell sind hervorzuheben von politischer Bestandsrationalität geprägte Politikspiele vom Typus des Gefangenendilemmas mit perzipiertem Nullsummencharakter und fehlenden Möglichkeiten des Spielabbruchs, hohe agrarpolitische *sunk costs* der Nitratauswaschung, der durch den Nitratgrenzwert (unbeabsichtigt) generierte wachsende politische Entscheidungsdruck, mehrschichtige Konfliktlagen um länderspezifische Interessendivergenzen, Kostenträgerschaft, substantielle Politikorientierung, Kompetenzen und Implementationsverpflichtungen in der Akteurkonfiguration der »Nitratpolitik« und einer sich am Nitratproblem mit herausbildenden Agrarumweltpolitik. Dies läßt andauernde, von vielfältigen (unterschwelligem) Machtspielen geprägte Politikspiele um Nitrat und eine mehr präventiv orientierte Nitratpolitik im Zuge der Formierung von Agrarumweltpolitik erwarten.

Historiographisch bedeutsam waren das zeitliche Zusammentreffen der Krise der GAP und der Umsetzungsprobleme der EG-Trinkwasser-Richtlinie, das Engagement des auf deren korrekte nationale Umsetzung insistierenden EG-Beamten, die (umweltpolitischen) Präferenzen des im halbjährlichen Turnus wechselnden Vorsitzenden des Ministerrats sowie die seinerzeit von fast allen beteiligten Akteuren nicht perzipierten Impli-

kationen des Nitratgrenzwertes. Dies macht verstärkte politische und rechtliche Auseinandersetzungen zwischen EG-Kommission und nationalen Regierungen, Verzögerungen bei weitergehenden nitratbezogenen Politikprogrammen und die politische Verkoppelung von land- und wasserwirtschaftlicher Interessenberücksichtigung (*issue linkage*) wahrscheinlich.

Problemstrukturell zeichnet sich das Problem der Nitratbelastung der Gewässer EG-weit durch seine unterschiedlichen Bedingungszusammenhänge (landwirtschaftliche Produktion, Boden- und hydrogeologische Verhältnisse, Trinkwasserversorgung) und sein völlig unterschiedliches Ausmaß sowie durch insgesamt in der Tendenz steigende Nitratkonzentrationen aus. Diese Sachlage erfordert einen in der Sache regional differenzierten Umgang mit dem Nitratproblem und läßt eine zentral organisierte, einheitliche Nitratpolitik als unangemessen erscheinen, soweit sie mehr als Leitlinien und Rahmenbedingungen für regionale Nitratpolitiken festlegt.

Diese politiktheoretische Abschätzung einer EG-Nitratpolitik trifft im Gegensatz zu denjenigen nationaler Nitratpolitiken, wie vermutet, deren Realitäten nur partiell und läßt recht unterschiedliche Ausprägungen einer solchen zu, so daß ihre Struktur durch die angenommenen Politikdeterminanten eben nur eingeschränkt bestimmt wird. Zusammengefaßt seien nochmals ihre folgenden Kennzeichen hervorgehoben:

1. Vor dem Hintergrund einer beachtlichen, wenig berechenbaren Entwicklungsdynamik in den beiden letzten Dekaden kann von einer sich abzeichnenden Nitratpolitik allenfalls seit Ende der achtziger Jahre gesprochen werden.
2. Nitratbezogene Politikprogramme waren und sind primär regulativer Natur mit einem beachtlichen Risiko, im mehrstufigen Implementationsprozeß zu »verdampfen«.
3. Dabei verschob sich die EG-»Nitratpolitik« von einer rein korrektiven zu einer mehr präventiven Ausrichtung, bezog mit der Zeit auch anderweitige gewässerbezogene Folgewirkungen hoher Nitrateinträge der Landwirtschaft ein und setzte sich zunehmend nicht nur mit der Formulierung, sondern auch der nationalen Implementation von Nitratstandards auseinander.
4. Ihre zeitliche Entwicklung hängt aufgrund der mit ihr verknüpften und sich im Wandel befindlichen mehrschichtigen Politikreferenzen und Konfliktlagen stark von historiographischen Einflüssen ab.
5. Ihr Zeithorizont ist strukturbedingt langfristig, insofern schon ihre Umsetzung in nationale Politikprogramme leicht ein Jahrzehnt erreicht und substantielle nitratbezogene *policy outcomes* von daher allenfalls mittelfristig zu erwarten sind.

10. Schweiz¹

10.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

In der Schweiz bezogen in den achtziger Jahren weniger als 1 % der Bevölkerung Trinkwasser mit Nitratgehalten über 40 mg/l, dem empfohlenen und seit 1986 rechtsverbindlichen Grenzwert (Leu et al. 1986). Problemgebiete befinden sich durchweg im schweizerischen Mittelland.² Im Jura, in den Alpen und auf der Alpen-Südseite liegen die Nitratwerte fast ausnahmslos tief (Knoepfel/Zimmermann 1988). Hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser von 10 bis 60 mg/l (EDI 1979: 10) finden sich insbesondere in Gebieten mit industriell betriebener Tierhaltung und Gülleüberschüssen und entsprechenden hydrogeologischen Verhältnissen, wobei auch jahreszeitliche Schwankungen und andere Einflußfaktoren wie Drainagen bei landwirtschaftlichen Meliorationen zu beachten sind. Damit ist das Nitratproblem in der Schweiz ein lokal weitgehend begrenztes und grundsätzlich lösbares Problem von Gülleüberschüssen aus intensiver Tierproduktion. Darüber hinaus führten hohe mineralische N-Düngergaben etwa im Gemüse- oder Maisanbau örtlich zu verstärkten Nitratbelastungen des Grundwassers. Überhöhte örtliche Nitratwerte waren teils auch schon in den sechziger Jahren beobachtet worden. Seit Ende der achtziger Jahre haben wasserwirtschaftliche Wasserverschneidungsmaßnahmen und Begrenzung der Gülleausbringung zur weitgehenden Einhaltung des Nitratstandards im Trinkwasser geführt, und eine wesentliche Ausweitung des Nitratproblems steht nicht zu erwarten. Allerdings konstatiert ein Mitte 1991 erschienener Untersuchungsbericht insgesamt eine signifikante Verschlechterung der Grundwasserqualität in der Schweiz, weshalb die Schweizer Bundesregierung die Einrichtung eines Grundwassermeßnetzes entsprechend dem bundesdeutschen Vorbild erwägt (BUWAL 1990). Die Trinkwasserversorgung der Schweiz geschieht abgesehen von Haushalten in den Bergen durch meist kommunale WVUs, die die Einhaltung des Nitratgrenzwertes grundsätzlich gewährleisten können.

In der Schweiz wurde das Nitratproblem nach seiner fachpolitischen, auf landwirtschaftliche Ursachen bezogenen Perception Anfang der siebziger Jahre als gesundheitliches Problem in zwei Bereichen diskutiert und

1 Die Ausführungen dieses Kapitels stützen sich insbesondere auf Knoepfel/Zimmermann 1987, 1988.

2 In solchen Gebieten erhalten beispielsweise ca. 5 % der Bevölkerung Trinkwasser mit mehr als 40 mg NO₃/l (Knoepfel/Zimmermann 1988/1990).

angegangen: als eines der Grundwasserbelastung und als eines der Gemüse- und Salatbelastung. In ersten Fall wurde mit der 1986 verabschiedeten Verordnung über Fremdstoffe in Nahrungsmitteln der bis dahin geltende Richtwert von 40 mg/l zum rechtsverbindlichen Grenzwert. Im zweiten Fall wurden in den achtziger Jahren Richt- und Toleranzwerte (*action levels*) empfohlen, bei deren Überschreitung die kantonalen Lebensmittelinspektorate intervenieren können bzw. bei Überschreitung um 75 % dazu quasi verpflichtet sind. Die 1979 erlassene »Wegleitung zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft« mit Richtwerten für flächenbezogene Bestandsobergrenzen in der Tierhaltung als präventiver Maßnahme war dabei vor allem Ergebnis der Phosphatbelastung der schweizerischen Mittel- und Oberlandseen.³ Nitrat im Grund- und Trinkwasser war kein Pfad im vergleichsweise frühen Prozeß einer Ökologisierung der Schweizer Landwirtschaft in den achtziger Jahren (Knoepfel/Zimmermann 1988).

Die Schweizer Landwirtschaft hat vor allem nach dem Zweiten Weltkrieg wie andere europäische Landwirtschaften einen durch Mechanisierung, Chemisierung, Spezialisierung, Rationalisierung, Intensivierung und steigende Kapitalintensität gekennzeichneten Prozeß der Ökonomisierung durchlaufen und dadurch auch vermehrte Umweltbelastungen hervorgerufen. Bis etwa 1980 stieg der Einsatz von Handelsdünger auf durchschnittlich 70 kg N/ha als auch von Hofdünger auf 155 kg N/ha landwirtschaftliche Nutzfläche (Stadelmann 1981) kontinuierlich an, wobei das deutliche Übergewicht von Hofdünger eine Schweizer Besonderheit darstellt. Überhöhte Tierbesätze und entsprechende Überdüngung der landwirtschaftlichen Nutzflächen mit organischem Dünger lassen den erhöhten Phosphateintrag in die Oberflächengewässer und eine entsprechende See-Eutrophierung in den siebziger und achtziger Jahren als wichtigste Umweltbelastung der Schweizer Landwirtschaft erscheinen. Intensivierung der Produktion und der qualitative und quantitative Ausbau namentlich des Futter- und Getreideanbaus waren bis Mitte der achtziger Jahre erklärtes Ziel der Schweizer Agrarpolitik (Knoepfel 1989b). Allerdings wurde gerade in der Schweiz aus Gründen der Geographie auch bewußt eine auf die ökonomische Überlebensfähigkeit der Bergbauern ausgerichtete Agrarpolitik verfolgt. Das Preis- und Subventionsniveau der Schwei-

3 Eine Wegleitung in der Schweiz entspricht etwa einem Erlaß in Deutschland, insofern sie für die Behörden handlungsanleitend, aber für die Politikadressaten wie die Landwirte nicht rechtsverbindlich ist. Einen ähnlichen Charakter der de facto, aber nicht de jure Verbindlichkeit besitzen die administrativ - im auf der Basis des Lebensmittelgesetzes erlassenen Schweizer Lebensmittelbuch - festgesetzten Richtwerte, während die in administrativen Rundschreiben (des BAG) festgelegten Toleranzwerte (*action levels*) für die Akteure handlungsleitend wirken (sollen).

zer Landwirtschaft übertrifft dabei vielfach noch dasjenige in der EG, und der Anteil von Kleinbetrieben ist vergleichsweise hoch. Im Vergleich zum Ausland zeichnet sich die Schweizer Landwirtschaft immer noch durch relative Kleinräumigkeit, gemischte Betriebe mit Futterbau und vielfältigere Fruchtfolgen aus (Keller/Weisskopf 1987). Die stärker agrarindustriell ausgerichteten landwirtschaftlichen Betriebe, vor allem in der Schweine- und Geflügelhaltung konzentrieren sich räumlich im Schweizer Mittelland und den Seegebieten. Schließlich ist noch zu erwähnen, daß der ökologische Landbau in der Schweiz einen im internationalen Vergleich relativ bedeutenden Stellenwert besitzt.

Die Trinkwasserversorgung stammt in der Schweiz zu 83 % aus Grundwasser (Trueb 1988). Es wird überwiegend durch kleinere lokale WVUs gewonnen und verteilt. Die Trinkwassergewinnung aus Privatbrunnen spielt siedlungsgeographisch bedingt örtlich eine gewisse Rolle. Die durchaus zu beobachtende Überschreitung von Grenzwerten in solchen privaten Trinkwassergewinnungsanlagen war bislang in der Schweiz kein politisches Thema.

Im historischen Verlauf läßt sich in den letzten Jahrzehnten in den betroffenen Kantonen ein allmählicher Anstieg der Nitratgehalte im Grundwasser beobachten, trotz inzwischen in Gang gekommener präventiver Maßnahmen. Die großen Wasserwerke, die vorwiegend aufbereitetes See- und durch natürliche Infiltration von Flußwasser gespeistes Grundwasser verteilen, weisen die geringsten Nitratkonzentrationen auf. Der Trend zu höheren Nitratkonzentrationen verläuft über die mittleren Wasserwerke zu den kleineren, entsprechend dem ansteigenden Anteil der Verwendung von echtem Grundwasser (Trueb 1988).

10.2 Ökologisierung und Problemdefinition

Wie in anderen westeuropäischen Ländern hat sich Umweltpolitik in der Schweiz primär in den siebziger Jahren entwickelt. Dabei nimmt die interne und externe, andere Politiken betreffende Konsistenz umweltpolitischer Verwaltungsprogramme und der regulative Vollzug umweltpolitischer Vorschriften von der Industrie über Gewerbe, Landwirtschaft und öffentliche Infrastrukturleistungen in der Tendenz ab (Knoepfel 1989b). Während sich die Schweizer Umweltpolitik heute durch im industriellen Sektor klare, im internationalen Vergleich recht strenge und relativ einfach kontrollierbare gesetzliche Anforderungen, vergleichsweise konsistente Verwaltungsprogramme und einen relativ konsequenten Vollzug auszeichnet, dominieren im Agrarsektor bei steigender Regulierungsdich-

te lückenhafte persuasive Politikprogramme und verzögerter Vollzug und im Bereich staatlicher Infrastrukturpolitiken weiterhin eine für die Belange des Umweltschutzes ungünstige Akteurkonstellation, eine schwache rechtliche Position und ein ausgeprägtes Vollzugsdefizit (Knoepfel 1991b). Politisch-kulturell und institutionell kennzeichnen die Schweiz ein relativ starkes, jedoch lokal und kantonal variierendes Umweltbewußtsein, eine zentrale Stellung der Kantone in der Umweltpolitik, vielfältige lokale Umweltinitiativen und die beachtliche Rolle plebiszitärer Elemente bei umweltpolitischen Entscheidungen aus. Korporatistische Arrangements auch umweltpolitischer Selbstregulierung prägen das Bild der Schweizer Politikgestaltung mit.

Umweltprobleme der Landwirtschaft wurden politisch vergleichsweise früh bereits in den siebziger Jahren mitdiskutiert, und wesentliche Weichenstellungen der heutigen, kantonal geprägten Agrarumweltpolitik fanden damals statt (Knoepfel/Zimmermann 1987). Allerdings weisen auf die Landwirtschaft bezogene umweltpolitische Politik- und Vollzugsprogramme auch in der Schweiz wie in den anderen Ländern ein deutliches *time lag* auf. So resümiert Knoepfel (1989a: 75 f.):

»Deutlicher Schwerpunkt des 1971 total revidierten Bundesgesetzes über den Schutz der Gewässer gegen Verunreinigung . . . ist die Reinigung industrieller und kommunaler Abwässer. Dies beweisen die eindrucklichen Zahlen zum Fortschreiten der Abwasserreinigung (Anschlußgrad 1987: 84,4 %), die bei einem Gesamtinvestitionsvolumen von ca. 26 Milliarden (SFr) mit ungefähr 3 Milliarden Bundessubventionen erreicht werden konnten. Demgegenüber blieb der ländliche Gewässerschutz im Bereich Landwirtschaft, der namentlich zum Schutz der Grund- und Trinkwasservorkommnisse vor Nitratauswaschungen und zum Schutz der Oberflächengewässer vor Phosphatabschwemmungen infolge überhöhter Düngung nötig ist, bis weit in die siebziger Jahre hinein ein Stiefkind der Gewässerschutzpolitik. In der ersten Hälfte der siebziger Jahre blieben sowohl die Bestimmungen zur allgemeinen Sorgfaltpflicht . . . als auch das gesetzgeberische Gebot zur Ausweisung von Grund- und Trinkwasserschutzzonen weitgehend unvollzogenes Recht.

Deutlich zum Ausdruck kommt diese Vernachlässigung des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes namentlich in der, für den Gewässerschutz allgemein als Pionierleistung angesehenen Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975. In dieser Verordnung wurden bekanntlich erstmals Qualitätsziele für Oberflächengewässer und genaue Emissionswerte für Kläranlagen festgelegt. Die Verordnung enthält jedoch keine diesen Emissionsgrenzwerten vergleichbare Düngebeschränkungen für die Landwirtschaft. Der Landwirtschaft ist von den 16 Artikeln lediglich einer gewidmet (Art. 14) . . . Auch die landwirtschaftsseite seit 1951 vorhandene Bestimmung zum Umweltschutz im Meliorationswesen blieb ähnlich unvollzogen wie diejenige des Gewässerschutzes . . .

Man kann zeigen, daß die in der zweiten Hälfte der siebziger Jahre aufkommende Diskussion über Nitrate im Trinkwasser, über die Eutrophierung der schweizerischen Mittellandseen infolge überhöhter Phosphatabgänge aus

Gülle, aber auch die Diskussion über zu hohe Nitratrückstände im Gemüse kaum ausgereicht hätte, um die damals noch eindeutig der Ertragssteigerung verpflichteten Landwirtschaftspolitiker an einen Verhandlungstisch mit den Gewässerschützern zu bringen. Daß dies in den Jahren 1977 bis 1979 schließlich doch gelang, ist nur vor dem Hintergrund der in dieser Zeit einsetzenden Überschüsse in der tierwirtschaftlichen Produktion zu verstehen.«

Seit Anfang der siebziger Jahre meldeten einige Kantonschemiker, daß die zunehmende Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere die Massentierhaltung durch Jaucheeinbrüche im ländlichen Raum zu zunehmender (bakteriologischer) Trinkwasserverschmutzung führten. Erst 1973 berichtete ein Kantonschemiker erstmals über erhöhte Nitratgehalte im Grundwasser. Bevor sich aus dem Thema »Jaucheeinbrüche« eine Nitratdebatte entwickeln konnte, kam es zu einer Themenspaltung in einen »sichtbaren« (bakteriologischen und Pestizide betreffenden) und »unsichtbaren« (Nitrat-, Chlorid- und Sulfationen betreffenden) Teil. 1977 verabschiedete »Wegleitung zur Ausscheidung von Gewässerschutzbereichen, Grundwasserschutzzonen und Grundwasserschutzarealen« resultierte primär aus dem ersteren Teil und erlaubt keine effektive nitratbezogene Wasserschutzgebietspolitik. Der »unsichtbare« Teil der landwirtschaftlichen Grund- und Trinkwasserbelastung fiel in der Schweizer Bundespolitik nur deshalb nicht unter den Tisch, weil es 1977 zu einer Debatte um die Korrosion von Trinkwasserleitungen kam, für die ein hartnäckiger Berner Arzt Nitrat verantwortlich machte. So zunächst eher zufällig am Leben erhalten wurde das Nitratproblem dann ab Ende 1977 in zwei thematisch getrennten administrativen Arbeitsgruppen »Nitrate in Nahrungsmitteln« und »Nitrat im Trinkwasser« weiter erörtert. Während sich die erste, stark gesundheitsorientierte Arbeitsgruppe um das Bundesamt für Gesundheitswesen (BAG) 1978 die Nitrat-Nitrosamin-Krebs-Hypothese zu eigen machte und auf die Nitratbelastung von Salat und Gemüse als Hauptgefahrenquelle im Vergleich zum Trinkwasser (7:2) konzentrierte, setzten sich in der größeren zweiten Arbeitsgruppe um das Bundesamt für Umweltschutz⁴ (BUS) die Gewässerschützer mit den Landwirtschaftsvertretern auseinander und setzten aus Gründen des bestehenden politischen Kontextes (Seenbelastung durch Phosphate, Klärschlamm-Pakt, bevorstehende Verabschiedung der Wegleitung zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft) auf persuasive Politik⁵, insbesondere sogenannte Naturlabors zur Verdeutlichung der Dynamik des und verschiedener Einflußfaktoren

4 Seit 1989 Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUS).

5 »Aufklären, beraten, erziehen oder, kurz gesagt, überzeugen heißt hier die wichtigste Devise.« (Pedroli 1980: 1)

wie der Bewirtschaftungsweise auf den Nitratkreislauf gegenüber den möglichst zu beteiligenden Bauern.⁶

»Wo der Zielkonflikt (zwischen offener Ackerfläche und Gewässerschutz trotz Anwendung geeigneter Anbaumethoden) bestehen bleibt, muß im Blick auf das Ganze entschieden werden.« (Pedroli 1980: 8)

»Durch diese 'List der Vernunft' ist die Gewässerschutzpolitik dazu gekommen, die Grundwasserqualität zur Disposition des 'Ganzes' zu stellen. Diese Äußerungen besiegeln den faktischen Ausstieg der mit Abwasserreinigung und Klärschlamm überbeschäftigten Gewässerschutz aus der Trinkwasserschutzdebatte. Damit ist der Ball wieder bei den Gesundheitsschützern. Der 1986 rechtsverbindlich verabschiedete Grenzwert von 40 mg NO₃/l ist das vorerst letzte Wort des BAG. Damit bringt es seine Absicht zum kompromißlosen Gesundheitsschutz zum Ausdruck. So 'wandert' denn das Thema, dank der Korrosions-Metamorphose 1977 für kurze Zeit auf die Ebene der Bundespolitik gehoben, bezüglich seiner landwirtschaftsrelevanten Seite der Ursachenbekämpfung wieder auf die Ebene der Kantone zurück. Dazu konnte das BAG nichts mehr beitragen. Dort erwartet Nitrat im Trinkwasser ein nunmehr durch die Rechtsverbindlichkeit der Nitrat-Norm gestärkter Kantonschemiker, der die seit Beginn der achtziger Jahre wiederum zunehmend gemeldeten Normüberschreitungen kompromißlos verfolgen wird. Seither wird auf Symptomtherapie gesetzt.« (Knoepfel/Zimmermann 1988: 220 f.)

Anders und weitergehend entwickelte sich die Nitratdiskussion im Bereich Gemüse und Salat. Auch wenn das Nitratproblem in Frischgemüsen erst 1977 in den Mitteilungen aus der Laborpraxis der Lebensmittelkontrolle auftauchte, so spielten die Debatten um die Revision der Lebensmittelgesetzgebung, intensiviert durch einen öffentlich bundesweit erörterten Hormonskandal um Kalbfleisch, und um den biologischen Landbau, der gemäß einem entsprechenden Verordnungsentwurf über biologisch angebaute Produkte 1987 hoffähig gemacht werden sollte, eine wesentliche Rolle für die Prominenz der gemüsebezogenen Nitratdebatte in der Schweiz⁷, die in dieser Intensität unter den Vergleichsländern allenfalls in den Niederlanden zu finden ist und die Anfang bis Mitte der achtziger

6 »Die an diesen Versuchen beteiligten Behörden schätzten den Erfolg der Unternehmung als sehr gering ein. Einige Labors mußten kurz nach Inbetriebnahme wieder geschlossen werden, bei anderen kam es zu politischen Pannen . . . Die genauer untersuchten Beispiele zeigen jedenfalls, daß die Bereitschaft zur Mitwirkung an solchen Experimenten von lokalen Macht- und Sozialstrukturen, vom allgemeinen »Umgangston« und nicht zuletzt von der Großwetterlage im Bereich Ökologie und Landwirtschaft abhängig ist.« (Knoepfel/Zimmermann 1988: 219)

7 »Die anbautechnischen Schwierigkeiten wie die Probleme mit den Pflanzenschutzrückständen und die Nitratfragen bergen sehr große Risiken in sich, die für jeden Gemüseproduzenten nicht abzuschätzen sind. Eine objektive Information ist nirgends so dringend notwendig wie hier. Ein Gemüseboykott, wie wir es beim Kalbfleisch erleben, könnte für manchen Produzenten katastrophale Folgen Haben.« (VSGP 1981: 11)

Jahre im Erlaß von Toleranz- und Richtwerten für Nitrat in Kopfsalat und Blattgemüsen (3 500 bzw. 4 000 mg NO₃/kg) mündete. Hierfür war auch das Eigeninteresse der in der Schweiz kaum durch staatliche Agrarmarktpolitik geschützten Gemüsebauern an einer Absatzsicherheit versprechenden Qualitätskontrolle und entsprechender Imagepflege maßgeblich⁸, das Gesundheitsbehörden, Agrarbehörden, Gemüsebauern und Bio-Landbau de facto parallel und weniger gegeneinander agieren ließ (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1987, Knoepfel et al. 1987). Seit 1985 ebte die (öffentliche) Diskussion um Nitrat im Gemüse ab im Gefolge substantieller Maßnahmen im Gemüsebau ab und spielte keine Rolle mehr.

Zusammenfassend kennzeichneten folgende Merkmale die Nitratdiskussion in der Schweiz:

1. Nitrat wurde eher zufällig durch spezielle äußere Umstände vorübergehend zu einem zentralen Thema der Agrar-Umwelt-Diskussion.
2. Als Thema wurde Nitrat zunächst mehr oder weniger außerhalb der klassischen Agrarpolitik generiert und hatte umwelt- bzw. gesundheitspolitisch motivierte Grenzen landwirtschaftlichen Tuns zum Gegenstand.
3. Einerseits entwickelte sich die Nitratdiskussion primär im wissenschaftlich-ökonomisch-administrativen und weniger im politischen Raum, andererseits spielten auf Umwelt- und Verbraucherschutz abhebende Debatten in den Medien eine wesentliche Verstärkerrolle.
4. Die (bürokratische) Erörterung des Nitratproblems zeichnete sich verschiedentlich durch Themenaufspaltungen auf (zum Beispiel Nitrat im Gemüse und Nitrat im Trinkwasser).
5. Im Vergleich mit der Phosphatdiskussion, in der die Landwirtschaft nicht als alleiniger zentraler Verursacher dastand, besaß die Nitratproblematik einen geringeren (administrativen) Stellenwert.
6. Wurde das Nitratproblem um 1980 auch auf Bundesebene diskutiert, so spätestens seit Mitte der achtziger Jahre im wesentlichen nur mehr

8 »Wir haben die Information der Öffentlichkeit über den Gemüsebau während Jahren unkoordiniert gelassen und nicht kontinuierlich betrieben. Demgegenüber haben alternative Gruppen sehr aktiv und kontinuierlich Informationen, die ihren Überzeugungen entsprechen, verbreitet. Damit hat sich folgende Situation ergeben:

- Die Bevölkerung ist für Ernährungsfragen sensibilisiert.
- Die wirklichen und vermeintlichen Schwachstellen des Gemüsebaus wurden zum lohnenden Objekt für Sensationsmeldungen.
- Dies hat zur Verunsicherung des Konsumenten geführt.
- Ein gewisses Unbehagen oder Mißtrauen gegenüber dem konventionellen Anbau hat sich verbreitet.
- In Extremfällen war die Angst derart, daß Boykottaufrufe befolgt wurden (Nitrat).« (VSGP 1984: 3)

in wenigen betroffenen Kantonen (Aargau, Bern, Freiburg, Luzern, St. Gallen, Thurgau, Waadt, Zug, Zürich) und Gemeinden, und hier im wesentlichen begrenzt auf Nitrateinträge der Landwirtschaft ins Grundwasser und Trinkwasserbelastung.

7. Die Dominanz des Gesundheitsaspektes in der Nitratdiskussion der siebziger Jahre ging einher mit im internationalen Vergleich weiterreichenden Richtwerten im Trinkwasser und im Gemüse. In den achtziger Jahren setzte sich eine weitere ökologische Perspektive in einer mehr auf praktische Problemlösungen orientierten Nitratdebatte durch.
8. Die breite Diskussion der landwirtschaftlichen Ursachen erhöhter Nitratwerte, insbesondere der Gülleausbringung kontrastierte zur faktischen Dominanz wasserwirtschaftlicher Maßnahmen, vor allem der Brunnenschließung, in den siebziger und auch noch den achtziger Jahren.
9. Auch wenn die substantiellen Effekte der Nitratdiskussion bislang eher marginal geblieben sein dürften (zum Beispiel nur vereinzelte und nitratbezogen wenig wirksame Ausweisung von Wasserschutzgebieten), so dürfte sie doch indirekt zur verstärkten Erörterung von Umweltproblemen der Landwirtschaft und vermehrten Sensibilisierung der Landwirte für Probleme des Gewässerschutzes beigetragen haben.
10. Sachlich blieb die Nitratdiskussion auf relativ wenige begrenzte Fragestellungen beschränkt (Gesundheitsrisiken, Eutrophierung) und betraf kaum komplexere ökologische Folgewirkungen wie synergistische Effekte, Problemverlagerungen oder den globalen Stickstoffkreislauf. Umgekehrt war die Nitratdiskussion jedoch sachlich und sozial eingebettet in breitere agrarumweltpolitische Themen wie biologischer Landbau, Gemüsequalität oder umweltverträgliche standortangepasste Bewirtschaftungsformen.

10.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Das Nitratproblem spielte in der Schweizer Agrar-, Umwelt- und Gesundheitspolitik vorübergehend gegen Ende der siebziger Jahre eine gewisse Rolle. Von anhaltenderer und größerer politischer Bedeutsamkeit war es in wenigen Kantonen und hier wiederum einer Reihe von Gemeinden, in denen die Nitratkonzentration im Grund- und Trinkwasser den Richt- bzw. Grenzwert von 40 mg/l überschritt bzw. sich ihm zunehmend näherte. Allerdings blieb der Politisierungsgrad außer zu bestimmten Ereignis-

sen und Zeitpunkten gering. Dem Schweizer Politikstil entsprechend dominierte auf der Grundlage relativ eindeutiger politischer Vorgaben (zum Beispiel Nitratgrenzwert, Finanzierungskonditionen) eine korporativ orientierte Vorgehensweise und pragmatisch auf soziales Lernen abhebende Maßnahmengestaltung der beteiligten Akteure.

»Im Bereich Landwirtschaft und Umwelt führen stillschweigende bilaterale Abmachungen zwischen Gewässerschutzämtern und den betroffenen Landwirten nicht selten dazu, daß gesetzlich an sich erforderliche Sanierungsmaßnahmen (z. B. eine Reduktion der Viehbestände) vorerst unterbleiben. Anstelle dessen soll zunächst versucht werden, Gewässergefährdungen über Änderungen der Düngepraxis zu vermeiden. Wo schließlich gleichwohl eine Reduktion der Viehbestände angeordnet werden muß, kommt es nicht selten zu finanziellen Abgeltungen, für die wiederum eine gesetzliche Grundlage oftmals fehlt.⁹ . . . Dieser Handlungsimperativ ist in der Praxis allemal stärker als der rechtsstaatliche Grundsatz des Erfordernisses einer klaren gesetzlichen Grundlage. Mit einem einfachen Budgetbeschluß, oftmals gutgeheißen in entsprechenden Volksabstimmungen, wird materielles Gewässerschutzrecht und namentlich das wichtige Verursacherprinzip kurzerhand aus den Angeln gehoben. An die Stelle einfacher behördlicher Anordnungen treten neben solchen bilateralen in der Praxis zunehmend auch multilaterale Verhandlungslösungen. Beispiele dafür sind etwa der 1979 zwischen den eidgenössischen Forschungsanstalten, dem Bundesamt für Umweltschutz und dem schweizerischen Bauernverband ausgehandelte 'Klärschlamm-Pakt' oder der zwischen Gemüsehändlern, Gesundheits- und Umweltschutzämtern erzielte 'Nitrat-Pakt'.« (Knoepfel 1991a: 127)

Während eindeutig nicht von einer Schweizer Nitratpolitik gesprochen werden kann - Nitrat war kein Pfad der Ökologisierung der Schweizer Agrarpolitik und Landwirtschaft (Knoepfel/Zimmermann 1988) -, spielten nitratbezogene Politikprozesse in verschiedenen politischen Arenen mit unterschiedlichen Akteuren in verschiedenen Zeitperioden eine Rolle. Hierbei sind im wesentlichen zu nennen: Nitratforschung, Nitrat im Trinkwasser, Nitrat im Gemüse, kantonale Politikprogramme.

Die Etablierung agrarökologischer Forschung in der Schweiz verlief in den siebziger Jahren zentral über die Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern (FAC-L), wobei das Nitratproblem ein wesentlicher Gegenstand der Untersuchungen zur Gewässerbelastung und Bodenbelastung war. Die dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) unterstehende FAC-L führte nicht nur Forschungsprojekte durch,

9 »Solche, dem Verursacherprinzip klar widersprechende Praktiken, bringen ihrerseits wiederum das Bestreben der Behörde zu einer ökologisch-gesamtheitlichen Betrachtungsweise zum Ausdruck: Denn sie entspringen normalerweise der Einsicht, daß beim Unterbleiben solcher Abgeltungen die landwirtschaftlichen Betriebe mangels hinreichender finanzieller Mittel aufgegeben werden müßten, womit dann auch die wichtige ökologische Ausgleichsfunktion der Landwirtschaft infrage gestellt würde.« (Knoepfel 1991a: 127)

sondern erfüllte etwa über mit der Düngeberatung verbundene Bodenuntersuchungen auch eine praktischen Dienstleistung, deren befriedigende Einlösung zur politischen Legitimation dieser Institution und der agrarökologischen Forschung beitrug. Anfang der achtziger Jahre war die FAC-L gesellschaftlich hinreichend anerkannt, daß sie etwa gegenüber dem BLW die Förderung des biologischen Landbaus offensiv vertreten konnte und entsprechende Unterstützung seitens der Geschäftsprüfungskommission der eidgenössischen Räte fand (Knoepfel/Zimmermann 1987).

Das Thema Trinkwasser-Nitratbelastung spielte Ende der siebziger Jahre, wie geschildert, bundespolitisch eine gewisse Rolle, führte jedoch zu keiner umfassenderen und wirksamen agrarumweltpolitischen Regulierung. Das Ergebnis relativ wenig effektiver und rechtswirksamer Regulierungen, die die Landwirtschaft (präventiv) betreffen, und der Verabschiedung eines bereits zuvor als Richtwert geltenden Nitratgrenzwertes von 40 mg/l wird vor dem Hintergrund nur vergleichsweise wenig betroffener Personen, der perzipierten Verfügbarkeit wasser technischer Denitrifizierungsmaßnahmen und dem agrarpolitisch angestrebten Ausbau des Futter- und Getreideanbaus verständlich. Die Gewässerschutzler zogen sich nach der Bieler Tagung 1980 über Nitrate, Phosphate und Trinkwasserqualität behutsam aus der Nitratdebatte zurück. Die Gesundheitsschützer konzentrierten sich in der Praxis dann auf kantonaler Ebene vielfach auf die korrektive wasserwirtschaftliche Durchsetzung der Einhaltung des Nitratstandards, und das BAG betonte die sekundäre Rolle des Trinkwassers gegenüber derjenigen der Nitratbelastung durch Gemüse. Für den Schweizer Bauernverband (SBV) hatte das Nitratproblem in den siebziger Jahren noch keinen entscheidenden Stellenwert; eine präventive Regulierung kam jedoch auch deshalb nicht zum Tragen, weil man offenbar eine negative Reaktion vom BLW und SBV antizipierte, deren erklärtes Ziel eine Ausdehnung der Ackerfläche war. Eine Regulierung und Begrenzung des Hofdüngereintrags war erst dann durchsetzbar, als die Agrarpolitik aus wirtschaftlichen Gründen der Expansion der Tierproduktion Grenzen setzte und gegen Ende der siebziger Jahre entsprechende Gesetze und Verordnungen wie die Milchkontingentierung, Bestandsobergrenzen, Bewilligungspflicht für Stallbauten, Wegleitung für den Gewässerschutz in der Landwirtschaft erlassen wurden. Seit den achtziger Jahren beteiligte sich der SBV maßgeblich an der Diskussion und Politikformulierung im Bereich Gülle und Gewässerschutz und forderte vermehrt staatliche Unterstützungszahlungen für ein Güllegrubenprogramm. Im übrigen wurde von Agrarseite verstärkt auf die entwickelten wassertechnischen Lösungsmöglichkeiten hingewiesen. Während der Gewässerschutz im Bereich der

Landwirtschaft und hierbei unter anderem auch Nitrat auswaschung in den achtziger Jahren durchaus eine wesentliche Rolle im Bereich der sich herausbildenden Schweizer Agrarumweltpolitik spielte, traf dies für die Einhaltung des Nitratstandards im Trinkwasser auf Bundesebene nicht mehr zu.

Zentral waren nunmehr kantonale Politikprogramme in wenigen betroffenen Kantonen. Interessanterweise sprach sich der SBV gegen Ende der achtziger Jahre immer deutlicher für Gülleregulierungen, Bestandsobergrenzen von 3 GVE/ha und pflanzenbedarfsgerechte Düngung aus und verwarfte sich - im Gegensatz zur Abwehr von Ökologisierungsanforderungen Anfang der achtziger Jahre - nunmehr gegen die Begrenzung von Futtermittelimporten. Die Wasserwirtschaft beteiligte sich zwar vor und nach 1980 an der Nitratdiskussion über die Ausrichtung maßgeblicher Konferenzen, trat aber nicht als eigenständiger Akteur auf und spielte dementsprechend nitratpolitisch kaum eine Rolle. Auf lokaler Ebene waren die WVUs für den praktischen Umgang mit dem Nitratproblem mittels wasserwirtschaftlicher und teils auch wassertechnischer Maßnahmen (Verschnitt, Brunnenschließung, Entkeimungsanlagen) in den achtziger Jahren jedoch von maßgeblicher Bedeutung. Insgesamt einigten sich die Akteure vor dem Hintergrund einer partiellen Reorientierung der Agrarpolitik auf verschärfte Vorschriften zur Reduzierung des Nitrataustrags infolge der Gülleausbringung, deren Implementation auf kantonaler und kommunaler Ebene jedoch in den achtziger Jahren recht partiell blieb. In der Gewässerschutzgesetznovelle von 1991 soll die Viehbesatzdichte gesetzlich auf 3 GVE begrenzt werden, wobei hierbei jedoch die Phosphat eutrophierung der Gewässer und nicht der Nitrataustrag maßgeblicher Grund war. Gegen diese Gesetzesnovelle haben Kleinkraftwerksbetreiber allerdings ein Referendum lanciert.

Relativ unabhängig hiervon kam es durch ein von »spektakulären« Medienberichten und -sendungen letztlich forciertes proaktives Vorgehen vom BAG, Schweizer Gemüseunion (SGU) und der landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Wädenswil zu einem »Gemüse-Pakt«, in dem auf der Basis gemeinsamer Diskussionen und Forschungsarbeiten (auch im Rahmen der großen AG Nitrate) Toleranz- und Richtwerte für Salate und einige Blattgemüse vereinbart wurden.¹⁰ Mitentscheidend für die kooperative Strategie der Gemüseproduzenten (VSPG) dürften Proteste der Ver-

10 In diesem Zusammenhang spielten vermutlich auch Rivalitäten um gesundheitspolitische Kompetenzen zwischen Bund und den Kantonen eine Rolle, als die Kantonschemiker 1977 einen auf die Nitratfrage bezogenen Vorstoß beim BAG starteten zur Abwehr einer drohenden Bundesintervention zugunsten einer mehr bundesrechtlich bestimmten und einheitlicheren Lebensmittelüberwachung.

braucherorganisationen, unterstützt von Bio-Bauern (mit der Möglichkeit von vor dem Hintergrund des Kalbfleisch-Hormonskandals durchaus wirksamen Boykottaktionen), der geringe Agrarmarktschutz für den Gemüseanbau und die parallele Häufung von Nitratproblemen in ausgesprochenen Gemüseeregionen wie dem Berner Seeland Anfang der achtziger Jahre gewesen sein. Entscheidend war auch die »Nitratfixierung« der offiziellen Politik um 1980 in der Diskussion um konventionellen versus ökologischen Landbau als einfachem Vergleichskriterium. Mit der seit 1982 empfohlenen Anwendung der N_{\min} -Methode zum Schutz des Bodens und des Grundwassers gelang der stark verbandlich basierten Gemüseregulierung im Gegensatz zur staatlichen Trinkwasserregulierung eine Verbindung gesundheitlicher und ökologischer Schutzzwecke. Die Gemüsehersteller bildeten in den achtziger Jahren die einzige pflanzenbauliche Branche, die mit dieser Regulierung nachdrücklich und kollektiv ihren Beitrag zur Senkung des Nitratgehalts in Gemüsen, in Boden und in den Gewässern leisteten. Sie installierten zunehmend entsprechende eigene Produktkontrollen und verzichteten schließlich teils auch bei den von hohen Nitratgehalten besonders betroffenen Salat- und Gemüsesorten auf den Winteranbau, der eine Einhaltung der Standards nur schwer zulässt. Dabei spielten auch die geradezu professionellen Bemühungen der Herstellerverbände zur ökologischen Imagepflege auf einem nachfragebeherrschten Absatzmarkt eine wichtige Rolle.

Kantonale Politikprogramme (Bern, Luzern, Aargau) bestimmen seit spätestens etwa Mitte der achtziger Jahre nach den Umbruchphasen und verabschiedeten Grundsatzentscheidungen die Schweizer Nitratpolitik, wobei dem Aufbau entsprechender (informeller) Netzwerke entscheidende Bedeutung zukam. Dabei waren für die Umsetzung vor Ort wiederum kommunale Macht- und Interessenlagen von ausschlaggebender Bedeutung. So gab es trotz einer günstigen umweltpolitischen Ausgangslage im Kanton Luzern umweltschutzresistente Gemeinden¹¹ und war der Umweltschutz signifikant von der Initiative und vom Durchstellvermögen einzelner Gemeindebeamten abhängig (Knoepfel/Zimmermann 1990a). Die vom Nitratproblem betroffenen Kantone verfolgten neben wasserwirtschaftlichen Maßnahmen eindeutig auch eine auf Lernprozesse und Verhaltensänderungen in der Landwirtschaft abzielende präventive »Nitratpolitik«, während auf Bundesebene de facto eher korrektive Politikstränge vorherrschten. Trotz der schwindenden Blockierungsmacht der Bauern konnte die Gewässerschutzpolitik bisher lediglich die Peripherie und nicht

11 »Es kann nämlich nicht davon ausgegangen werden, daß in landwirtschaftsstarken Gemeinden die Behörden die Ursachenbekämpfung in der Landwirtschaft ohne Druck in die Hand nehmen.« (Knoepfel/Zimmermann 1990a: 359)

den Kern einer traditionsbasierten resistenten Agrarpolitik erreichen. Analog zur Entwicklung in EG-Ländern setzte die Agrarlobby zwar nicht de jure aber de facto vielfach Ausgleichszahlungen für ökologisch bedingte Ertragsausfälle durch. Im bernischen Nitratprogramm von 1988/89, das auf die einzelbetriebliche Beratung der Landwirte in Trinkwasser-Einzugsgebieten mit starker Nitratbelastung abhebt und das durch entsprechende Förderbedingungen die finanzielle Beteiligung der ausgewählten Gemeinden erreichte, war die Klärung der Entschädigungsfrage Anfang 1990 noch offen (Knoepfel/Zimmermann 1988/1990). Zum anderen war bislang der Vollzug agrarumweltpolitischer Programme vielfach kaum gegeben, da weder entsprechende Vollzugsstrukturen noch effektive Kontrollen existierten.

Zusammengefaßt zeichneten sich Politikspiele um Nitrat in der Schweiz durch folgende Merkmale aus:

1. Sie fanden relativ frühzeitig in nur vorübergehend miteinander verknüpften Politikarenen statt (Gewässerschutz, Trinkwasser, Gemüse).
2. Zentrale Akteure waren BAG, BUS, BLW, FAC-L, SBV, SGU und VSPG. Landwirtschaftsschulen, biologischer Landbau, kantonale Ämter, betroffene WVUs und auch Verbraucher- und Umweltschutzverbände spielten gleichfalls eine gewisse Rolle, waren aber nicht maßgeblich und dauerhaft an allen Politikspielen beteiligt.
3. Die Regeln der Politikspiele zeichneten sich durch ihren stark informellen und konsensorientierten Charakter aus¹², wobei sich korporative, parlamentarische und plebiszitäre Politikgestaltung und Interessenvermittlung überlagerten.
4. Dabei benötigt eine auf Konsens und soziales Lernen setzende Agrarumweltpolitik langen Atem und hat mit Vollzugsproblemen zu kämpfen.
5. Diskussion und Maßnahmen in bezug auf Nitrat hatten überwiegend technisch-administrativen und kaum genuin (partei-)politischen Charakter, wobei die Medienberichterstattung punktuell politisierend wirkte und dadurch bisweilen Ökologisierungsprozesse im Wissenschafts- und Verwaltungsbereich förderte.
6. Nitratpolitik war jeweils eingebettet und aufgefächert in übergeordnete agrar- und umweltpolitische Diskussionszusammenhänge wie Gewässerschutz, umweltschädigende Intensivlandwirtschaft, biologischer Landbau, und entwickelte praktisch keine Eigenständigkeit.

12 »Bereits in den siebziger Jahren wurde erkannt, daß das Nitratproblem nur in Zusammenarbeit von Landwirtschaft und Wasserversorgung zu lösen ist.« (Trueb 1988: 307)

7. Auf der Basis weniger genereller Rahmenentscheidungen mit hohem Verbindlichkeitscharakter zeichneten sich Umsetzung und Vollzug konkreter nitratpolitischer Programme durch hohe sachliche, soziale, räumliche und zeitliche Flexibilität aus.
8. Nach den nitratpolitischen Kontroversen auf Bundesebene Ende der siebziger und Anfang der achtziger Jahre fand Nitratpolitik nur mehr auf kantonaler und kommunaler Ebene in solchen Regionen statt, in denen Nitratbelastungen des Trinkwassers ein nicht vernachlässigbares Problem darstellten. Auf nationaler Ebene spielte Nitrat kaum mehr eine Rolle in der Agrarumweltpolitik.

10.4 Politische Programme

Nitratrelevante Politikprogramme und -maßnahmen finden sich in der Schweiz auf der Wasser- wie auf der Agrarseite. Infolge des stark informellen Politikstils sagen offizielle Politikprogramme, wie aus der Implementationsforschung genügsam bekannt, teilweise noch weniger über die tatsächliche Politikumsetzung vor Ort aus als in den Vergleichsländern. Kantonale Politikprogramme und lokale nitratpolitische Maßnahmen bestimmen das Gesamtbild der nitratpolitischen Programmatik in der Schweiz entscheidend mit, auf die hier jedoch nur hingewiesen werden kann (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1988/1990, 1990a, 1990b).

Auf der Wasserseite sind zu nennen der seit 1986 rechtsverbindliche Nitratgrenzwert von 40 mg/l in der Lebensmittelverordnung, regelmäßige (flexible) Wasserqualitätskontrollen auf kommunaler Ebene und die konkrete Wasserversorgungsanlagen betreffenden wasserwirtschaftlichen Maßnahmen der WVUs.

Die Landwirtschaft stellt Adressat einer Reihe agrarumwelt- und gewässerschutzpolitischer Vorgaben dar:

- die Wegleitung zu einer umweltgerechten Anwendung von Düngemitteln von 1974 mit Empfehlungen zur Gülleausbringung und Viehzahlbegrenzung;
- die Wegleitung zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft von 1979, ergänzt 1984 und 1987 mit Darlegungen über umweltverträgliche Düngung, Viehzahldichte, Güllespeicher und -ausbringung (Bodenproben, Verbot der Gülleausbringung auf gefährdeten Böden und in Wasserschutzzonen, Verhinderung des Nitrataustrags durch Leckagen, Beschränkung des Viehbesatzes);

- das Umweltschutzgesetz von 1983 mit grundsätzlichen Bestimmungen zur umweltgerechten Anwendung von Stoffen, die auch die Düngung betreffen;
- die Stoffverordnung von 1986 mit Düngungsvorschriften und darauf bezogenen möglichen behördlichen Beschränkungsverfügungen;
- das 1991 novellierte Gewässerschutzgesetz mit vorgeschriebener maximaler Viehbesatzdichte von 3 GVE/ha und Subventionsregelungen für die Vergrößerung von Güllegruben in Berg- und Hügellgebieten;
- Nitrat-Richtwerte für Salat (1982) und weitere Gemüsesorten (1984) sowie zusätzliche verbandliche Selbstregulierungsmaßnahmen wie partieller Verzicht auf den Winteranbau.

Mittelbar wirksame Vorgaben resultieren etwa aus dem Gesetz über Bewirtschaftungsbeiträge an die Landwirtschaft mit erschwerten Produktionsbedingungen (1979) sowie die entsprechende Vollziehungsverordnung (1980), dem Schweizer Milchlieferungsregulativ von 1971 mit Düngungsvorschriften, dem Gesetz über den Natur- und Heimatschutz (1966), oder der verbandlichen Regulierung des biologischen Landbaus (ab 1987).¹³ Schließlich ist noch die relativ intensive Nitratforschung in der Schweiz als nitratpolitisch relevant aufzuführen.

Relativ wirkungslos für die Nitratauswaschung sind in der Schweiz die Ausweisung hydrogeologisch eindeutig zu klein bemessener Wasserschutzgebiete (Wegleitung zur Ausscheidung von Gewässerschutzbereichen, Grundwasserschutz zonen und Gewässerschutzarealen von 1977). Stickstoffsteuer und Düngerquoten wurden allenfalls in der akademischen Diskussion thematisiert.

Auf kantonaler Ebene sind vor allem beratungsorientierte Politikprogramme mit Informations-, Test- und Subventionskomponenten wie die verschiedenen Naturlabors oder das Berner Nitratprogramm zu nennen, die primär auf soziales Lernen der Landwirte anhand konkreter Erfahrungen abzielen. Zwei Kantone (Bern, Appenzell-Außerrhoden) subventionieren mit kantonalen Mitteln den Bau von Güllebehältern.¹⁴

Von großer Bedeutung für die Vollzugsbehörden sind schließlich noch zwei Urteile des Bundesgerichts von 1984 und 1985, die die Rechtmäßigkeit reduzierter Wasserkosten für nitratbelastetes Trinkwasser und des Verbots der Gülleausbringung auf gefrorenen, schneebedeckten oder durchnäßten Böden betrafen.

13 Die ursprünglich anvisierte staatliche Verordnung über den biologischen Landbau wurde nicht verabschiedet (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1987).

13 Auf Bundesebene beschränken sich die auf etwa 25 % der Kosten belaufenden Zuschüsse auf landwirtschaftliche Betriebsinhaber in den voralpinen Hügellzonen.

Die eingesetzten Politikinstrumente waren primär persuasiver Natur auf der Grundlage einiger rechtlicher Normen (Nitratgrenzwert, Verbot der Gülleausbringung im Winter etc.). Ökonomische Instrumente wurden, insbesondere beim Bau von Güllespeichern, subsidiär eingesetzt, teils ohne entsprechende rechtliche Grundlage. Die Hauptkosten waren jedoch von den betroffenen Landwirten respektive WVUs zu tragen. Gesicherte Kostenschätzungen der nitratbezogenen land- und wasserwirtschaftlichen Maßnahmen in der Schweiz liegen bisher nicht vor. Ihre Größenordnung dürfte jedoch in den betroffenen Gebieten aufgrund vergleichbarer Preise für Güllespeicher und Wasserverschneidung denjenigen in den Vergleichsländern ähneln. Im Vergleich lagen die Kosten für die Reduzierung der Phosphateutrophierung der Schweizer Seen und deren Klärung in der Vergangenheit flächenbezogen eindeutig höher.

Insgesamt zeichnet sich die Formulierung nitratbezogener Politikprogramme durch das Setzen auf *moral suasion*, situative Flexibilität, multilaterale Verhandlungslösungen einschließlich lokaler und verbandlicher Eigenregulierung und zunehmende Präventionsorientierung aus.

10.5 Regulierung und Vollzug

Die Einschätzung von Regulierung und Vollzug der Schweizer Nitratpolitik hängt stark von den zugrunde gelegten Beurteilungskriterien ab. Auch wenn die Vollzugskontrolle auf der Wasserseite wie in anderen Ländern gesicherter ist als auf der Landwirtschaftsseite, so ist diese hinsichtlich der vermutlich am ehesten nitratbelasteten Privatbrunnen keineswegs gegeben. Aus rechtlicher Sicht kann hierbei jedoch nicht von einem Vollzugsdefizit gesprochen werden, da die entsprechenden rechtsverbindlichen Vorgaben bislang fehlen. Und die Größenordnung der den Nitratgrenzwert überschreitenden öffentlichen Trinkwasserversorgung ist in Problemgebieten durchaus vergleichbar mit derjenigen anderer Länder.

Auf der Agrarseite ist die negative Bewertung der eindeutigen und offen eingestandenen Vollzugsdefizite deshalb problematisch, weil zum einen die entsprechenden Wegeleitungen der siebziger Jahre für die Bauern nicht rechtsverbindlich waren und zum anderen eine auf soziale Kooperation und soziales Lernen setzende Agrarumweltpolitik von vornherein nicht mit einer raschen Einhaltung von Rechtsnormen rechnen darf und anders gelagerte, längerfristig orientierte Prioritäten setzt (vgl. Knoepfel 1991a). Daher ist eine adäquate Evaluation der Implementation nitratbezogener Politikprogramme noch verfrüht. Des weiteren ist in Rechnung zu stellen, daß nur wenige Kantone mit signifikanten Nitratpro-

blemen konfrontiert sind und die ökologische Problematik der Phosphat-eutrophierung und der Pflanzenbehandlungsmittel die Schweizer Agrarumwelt-Diskussion eindeutig dominiert.

Allerdings erbrachten die empirischen Fallstudien (Knoepfel/Zimmermann 1988/1990, 1990a, 1990b) deutliche Hinweise, daß zum einen die vorherrschenden persuasiven Politikprogramme unter den gegebenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen ihr Ziel nur schwer und allmählich erreichen dürften¹⁵, weil sich die Gruppe der auf maximalen Ertrag orientierten Landwirte kaum durch Beratungsangebote zu mit Ertragsseinbußen verknüpften ökologischen Bewirtschaftungsformen überzeugen läßt, und daß zum anderen der politisch-administrative Umweltschutz Pionierarbeit leistete, auf deren Grundlage der Agrarumweltpolitik in Zukunft bessere Vollzugs- und Überwachungskapazitäten zur Verfügung stehen könnten.

Ohne solche administrativen Ressourcen lag die fehlende Vollzugskontrolle, die allenfalls durch exemplarische Bestrafung in Erscheinung trat, vermutlich noch stärker als in legalistisch geprägten Ländern wie Deutschland, Dänemark und die Niederlande offen zutage. So wurden alte Ställe nach einem Um- oder Neubau weiterbenutzt. Ebenso ist nicht abzuschätzen, wieviel Tiere zwischen Betriebszählungen gehalten wurden, die die Einhaltung der in der Wegleitung zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft seit 1979 vorgesehenen Bestandsobergrenzen von 4 GVE/ha kontrollierbar machen könnten. Nur einzelne Kantone haben diese Wegleitung gegen Ende der achtziger Jahre in eine gesetzliche Grundlage überführt, darunter der Kanton Appenzell-Außerrhoden mit 2,5 GVE/ha. Obwohl viele Landwirte eingeständenermaßen im Winter Gülle ausbrachten, kam es bis auf das exemplarische Urteil des Bundesgerichts 1985 gegen einen Luzerner Bauern wegen verbotener Gülleausbringung nicht zu Interventionen der örtlichen Gewässerschutzpolizei.

»Wenn man bedenkt, daß im Bereich der Handelsdünger deutlichere Spuren intensiver Beratung der Landwirte sichtbar geworden sind, so kommt man nicht um die Feststellung herum, daß im Bereich Hofdünger das schwächste Glied in Sachen gewässerschutzorientierter Maßnahmen seitens staatlicher Behörden liegt.« (Knoepfel/Zimmermann 1988/1990: IV f.).

Die Kontrolle der Wasserversorgung erstreckt sich auf die öffentliche Wasserversorgung mit de facto zwei bakteriologischen und einer chemischen Untersuchung pro Jahr. Eine systematische Kontrolle der Kleinstversorgungen aus Privatbrunnen, die im Kanton Bern 10 % der Bevölkerung mit Trinkwasser versorgen,

15 Insgesamt waren die beratungsorientierten (kantonalen) Politikprogramme nach längeren Zeiträumen durchaus erfolgreich, wenn man ihrer Intention gemäß umweltschonendere Bewirtschaftungsweisen generell und nicht speziell das Problem erhöhter Nitrateinträge als Beurteilungskriterium heranzieht.

»ist weder nach dem Gesetz noch aus Kapazitätsgründen möglich. Kontrollen werden nur infolge Reklamationen vorgenommen. Erweist es sich, daß die Nitratwerte solcher Quellen zu hoch sind, wird dem Besitzer vom Kanton z. B. nahegelegt, den Hof an das öffentliche Trinkwassernetz anzuschließen.« (Knoepfel/Zimmermann 1988/1990: 165)

Auch Untersuchungen am Kopfsalat ergaben vielfach den offiziellen Vorgaben widersprechende überhöhte Düngungs- und Nitratwerte (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1987: 103). Schließlich wirkte sich auch die traditionell restriktive Informationspolitik einiger kantonaler Gesundheitsdirektionen vollzughemmend aus.

Aufgrund entsprechender verbandlicher Selbstregulierungsaktivitäten kann demgegenüber im Bereich des Gemüsebaus von einer relativ wirksamen Kontrolle der Einhaltung der Toleranzwerte von Nitrat im Salat und Gemüse ausgegangen werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß unter Berücksichtigung informeller Vereinbarungen und Netzwerke und kantonaler Politikprogramme eine relativ umfangreiche, vielfach »weiche«, informelle Kooperation bevorzugende Regulierung des Nitratproblems in der Schweiz existiert, soweit es den Eintrag ins Grundwasser und die Belastung von Gemüse angeht. Der substantielle Vollzug dieser weichen Regulierungen scheint in den letzten Jahren außer im Gemüsebereich in einigen Fällen, in denen die Kantone persuasive, regulative und ökonomische Elemente strategisch-geschickt verknüpften, relativ erfolgreich zu sein, in anderen Fällen hingegen kaum zu existieren. Unter Berücksichtigung der bisherigen lokalen Begrenztheit des Nitratproblems, der effektiven quasi-verbandlichen Regulierung von Nitrat im Gemüse, der Sanierungsmaßnahmen im Falle nitratbelasteten Trinkwassers und des Ausbaus von Güllespeichern ist der Vollzug der Schweizer Nitratpolitik per saldo aber nicht wesentlich anders als in anderen Untersuchungsländern zu beurteilen.

10.6 Policy impacts and outcomes

Policy impacts einer persuasiv und korporativ orientierten Schweizer Nitratpolitik lassen sich allenfalls partiell eineindeutig ausmachen. Die öffentliche Wasserversorgung strebt insbesondere über wasserwirtschaftliche Sanierungsmaßnahmen die Einhaltung des primär gesundheits- und umweltpolitisch begründeten und seit 1986 rechtsverbindlichen Nitratstandards an, wobei dieser zusätzlichen Rechtsverbindlichkeit aber augenscheinlich - im Unterschied etwa zur bundesdeutschen politischen Kultur keine zentrale Stellung zukommt (vgl. das erwähnte Urteil des Bundesge-

richts P 496/83 von 1984). Auf der anderen Seite fallen die Privatbrunnen bislang kaum unter dem Einflußbereich administrativer Aktivitäten. Beim Salat- und Gemüseanbau haben drohende staatliche Regulierungen zu einer staatlich sanktionierten quasi-verbandlichen Eigenregulierung geführt und insofern zu entsprechenden nitratrelevanten Verhaltensänderungen der Gemüseproduzenten und *policy outcomes* in Form der überwiegenden Einhaltung der Nitratstandards und des partiellen Verzichts auf Gemüseanbau im Winter geführt, soweit sich dies durch die diesbezüglichen Produktkontrollen, Feldkontrollen und die Aktivitäten des Nitratkontrollrings belegen läßt. Im übrigen sind in der Landwirtschaft veränderte Düngeformen, die Errichtung von Güllespeichern und die begrenzte Teilnahme der Landwirte an der verstärkten (nitratbezogenen) Umweltberatung empirisch belegbar. *Policy impacts* der Schweizer Nitratpolitik können somit angenommen werden, erklären jedoch allenfalls teilweise Umweltlernen der Landwirte.

In den betroffenen Gebieten waren in den achtziger Jahren häufig steigende Nitratgehalte im Grundwasser zu beobachten, so daß trotz erfolgreicher Sanierungsmaßnahmen vor allem durch Wassermischen die Zahl der von zu hohen Nitratwerten betroffenen Wassergewinnungsanlagen eher zunimmt (Leu et al. 1986). Dies hängt damit zusammen, daß die Nitrateinträge der Landwirtschaft trotz erfolgreicher Demonstrationsvorhaben allenfalls in jüngster Zeit zurückgehen dürften, wobei hier keine gesicherten landesweiten Daten verfügbar sind. *Policy outcomes* lassen sich somit zum einen eher mittel- und längerfristig und zum anderen im Vergleich mit der Extrapolation agrarstruktureller Entwicklungstrends der Vergangenheit plausibilisieren. So dürfte auch die Reorientierung der Agrarpolitik in den achtziger Jahren zugunsten einer Begrenzung der intensiven Tierproduktion stärker als in Deutschland zum mittelfristigen Rückgang güllebedingter Nitrateinträge beitragen.

10.7 Schweizer Nitratpolitik und ihre Determinanten

Die Politikdeterminanten einer teils parastaatlichen und teils kantonal basierten Nitratpolitik in der Schweiz erlauben naturgemäß nur sehr begrenzt die Erklärung einer wiederum nur analytisch rekonstruierbaren »Nitratpolitik«.

An relevanten gesellschaftsstrukturellen Determinanten sind zu nennen eine wohl ausgebildete zivile Gesellschaft mit starker lokaler, kantonaler und sprachlich-regionaler Verankerung und signifikanten plebiszitären Demokratieelementen, ein politikrelevantes, aber zumeist *issue*-spezi-

fisch bestimmtes Umweltbewußtsein mit einer begrenzten Politisierung der Produktion, die relativ weitgehende Dezentralisierung von Entscheidungsprozessen (Subsidiarität), eine traditional gut verankerte politische Kultur, die sozial institutionalisierte Koexistenz von bürgerlichem Konservatismus und »postmodernem Individualitätskult«, die Existenz einer Konsens- aber keiner Konfliktkultur, die wichtige Rolle intermediärer Netzwerke und Arbeitsgruppen und eine beträchtliche Modernisierungskapazität der Wirtschaft. Dies dürfte die gesellschaftspolitisch relevante Thematisierung des Nitratproblems zwar wahrscheinlich, aber von teils zufälligen Ereignissen abhängig machen und läßt seine pragmatisch-konsensuelle fachlich-administrative Behandlung auf vorwiegend kantonaler und lokaler Ebene erwarten.

An relevanten Kontextdeterminanten sind zu nennen eine politisch einflußreiche und auf Intensivierung, begrenzte Selbstversorgung als auch auf Erhaltung des Bergbauerntums ausgerichtete Agrarpolitik, die gesellschaftliche Hoffähigkeit des biologischen Landbaus seit den achtziger Jahren, die langsam und in unterschiedlichem Ausmaß an Bedeutung gewinnende Ökologisierung von Politikbereichen, eine kommunalwirtschaftlich organisierte Wasserwirtschaft, die gewachsene Politikrelevanz von gesundheits- und umweltbewußten Verbraucherorganisationen mit auf Boykottmöglichkeiten beruhendem Sanktionspotential und die gerade auf lokaler Ebene traditional verankerte soziokulturelle Rolle der Landwirtschaft. Von daher ist eine die Interessen der Landwirte in Rechnung stellende, ökologisch effektive Nitratpolitik in verschiedenen (administrativen) Institutionen auf kooperativer Basis, aber auch unter zeitweiligen Polarisierungstendenzen zu vermuten.

Politikstrukturell fallen ein konsensorientierter Korporatismus, kantonale (und lokale) Entscheidungsfindung, Partizipationschancen der Bevölkerung, flexible Politikgestaltung mit konservativem Bias, eine gewisse Offenheit des politischen Prozesses innerhalb relativ geschlossener Zirkel, wandlungsfähige Macht- und Interessenlagen und begrenzte Formalisierung, Programmierung und Interventionsdichte auf. Dies macht eine konsensuelle, technisch-pragmatische, korporatistische Nitratpolitik mit flexibler Anpassung an sachliche und örtliche Gegebenheiten und der Möglichkeit auch unerwarteter kantonaler bzw. kommunaler Plebiszitsentscheidungen wahrscheinlich.

Situationsstrukturelle Determinanten sind zu sehen in der Existenz agrarumweltpolitischer Programme, der Prävalenz von Effektivitäts- und Legitimationsrationalität, der politischen Einbettung nitratpolitischer Maßnahmen und Programme in unterschiedliche agrarumweltpolitische Handlungskontexte (Güllewirtschaft und Gewässerschutz, Gemüseregulie-

rung, Phosphatmissionen), einer Akteurkonfiguration mit wenigen Haupt- und einer Reihe von Nebenakteuren, der Landwirtschaft im weiteren Sinne (einschließlich Lebensmittelkontrolle) als Hauptbetroffener und Hauptadressat der Nitratpolitik, kantonalen und lokalen Entscheidungszuständigkeiten und intentionalen, persuasiven Politikprogrammen. Dies läßt eine kooperative Einbindung von Landwirtschaft und Agrarpolitik, eine längerfristig angelegte auf die Landwirtschaft ausgerichtete Nitratpolitik mit vielfältigen, kontextuell geprägten inkrementalistischen Bargainingprozessen vermuten.

Historiographisch erwähnenswert scheinen die von engagierten Einzelpersonen geprägte Themengestaltung der Nitratdiskussion, die Ökologisierung der landwirtschaftlichen Forschung über die Forschungsanstalt Liebefeld-Bern (FAC-L) und der sekundäre agrarumweltpolitische, kantonal und kommunal stark variierende Stellenwert des Nitratproblems. Dies macht eher zufällige Politikentwicklungen im Rahmen einer generellen Ökologisierungstendenz wahrscheinlich.

Problemstrukturell zeichnet sich das Nitratproblem in der Schweiz durch seine regionale/lokale Begrenztheit mit dort langsam steigenden Nitratwerten aus. Sowohl korrektive wasserwirtschaftliche und wassertechnische als auch präventive auf die landwirtschaftliche Düngung, Viehhaltung und Güllewirtschaft bezogene Problemlösungen sind verfügbar. Von daher sind in der Sache gemischte, kantonale Problemlösungsstrategien zu vermuten.

Diese »politiklogische« Ableitung der zu erwartenden Nitratpolitik stimmt recht gut mit der tatsächlich zu beobachtenden, in den vorherigen Abschnitten beschriebenen überein. Nicht erfaßt wird von ihr lediglich die interessante zeitliche Entwicklungsdynamik der Schweizer Nitratpolitik, für die zusammenfassend folgende Merkmale kennzeichnend sind:

1. Auf der Grundlage korrekativer Verschneidungs- und Aufbereitungsmaßnahmen zielt sie in der Sache auf Prävention, aber kaum auf Meta-Prävention, die den Kern der Agrarpolitik betreffen würde.
2. Sie drückt sich vor allem über technisch-administrative Vorgehensweisen in verschiedenen Politikarenen aus. Vor allem Phosphat- und weniger Nitratpolitik nahm in der Schweiz eine Pfadfinderrolle bei der Ökologisierung der Agrarpolitik ein.
3. Sie setzt auf der Basis einiger bundesweiter rechtlicher Standards auf kantonale persuasive (Beratungs-)Programme sowie auf verbandliche Selbstregulierung im Gemüsebereich mit dem Akzent auf soziale Lernprozesse, Konsensbildung und Konfliktvermeidung.

4. Vor dem Hintergrund einer kurzfristig geringen Umsetzbarkeit von Nitratprogrammen läuft deren Vollzug teils mehr auf Programmumbau und Strukturbildung hinaus (Knoepfel 1989a).
5. Abgesehen von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen tragen die Landwirte einen Großteil der Kosten agrarbezogener Nitratprogramme. Eine erfolgreiche Durchsetzung von Ausgleichszahlungen bzw. Subventionen ist ihnen bislang nur im Bereich Güllegruben begrenzt gelungen.
6. Die nur analytisch rekonstruierbare Nitratpolitik artikulierte relativ eindeutige Politikziele und war in diesem »weichen« Rahmen auch handlungsfähig, wobei ihre sozialen Träger auch verbandliche quasipolitische sein können.
7. *Policy impacts* und *outcomes* sind feststellbar, jedoch vielfach vermittelter Natur und nur eingegrenzt vorhersehbar.
8. Eine vergleichsweise frühe politische Perzeption und Definition des Nitratproblems auf nationaler Ebene geht in Übereinstimmung mit der Schweizer politischen Kultur über in die Konkretisierung und Implementation von Politikprogrammen auf kantonaler Ebene in wenigen betroffenen Kantonen, wobei Nitrat als nationales politisches *issue* verschwindet.

11. Vergleichende Rekonstruktion nitratpolitischer Prozesse

11.1 Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und das Nitratproblem

Der Vergleich der untersuchten Länder bezüglich Struktur und Entwicklung des Nitratproblems ergibt folgendes, in Tabelle 11.1 skizziertes Bild:

1. Die volkswirtschaftliche Bedeutung der Landwirtschaft hat in allen Ländern abgenommen, während ihre Intensität und Produktivität zunahm. Der durchschnittliche Düngemittelverbrauch in kg N/ha stieg ebenfalls um 1980 stark an. Er variiert jedoch länderbezogen und hinsichtlich des Mineraldüngeranteils beachtlich. Allerdings zeichnen sich die von hohen Nitratkonzentrationen in Trinkwassergewinnungsanlagen betroffenen Gebiete fast immer durch Düngergaben von 200 kg N/ha und mehr aus.
2. Grundwasser trägt lediglich in England nicht den Hauptteil zur Trinkwasserversorgung bei. Jedoch gilt dies wiederum für das vom Nitratproblem hauptsächlich betroffene Südostengland. Privatbrunnen spielen in einigen Regionen, in landesweiter Perspektive am stärksten in Dänemark, noch eine bedeutsame Rolle. Im allgemeinen sind sie auch aufgrund ihrer Flachgründigkeit prozentual am stärksten von hohen Nitratwerten betroffen.
3. Die Grundstruktur des Problems der Trinkwasser-Nitratbelastung ist, wie zu erwarten, in allen Ländern die gleiche: moderne intensive Landwirtschaft und ausgeprägte Grundwassernutzung der Wasserversorgung mit regionaler bzw. lokaler Koinzidenz von hohen landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen, mehr oder weniger durchlässigen Böden zum Grundwasserleiter und Trinkwassergewinnung aus Grundwasser. Andere (anthropogene) Nitratquellen wie kommunale Abwässer spielen allenfalls eine sekundäre Rolle.
4. Die konkrete Ausformung dieser Grundstruktur variiert auch bei vergleichbaren überhöhten Nitratgehalten des Trinkwassers durchaus: Gülleüberschüsse oder hohe Mineraldüngergaben in Verbindung mit nicht umweltverträglichen Bewirtschaftungsweisen, aber phasenweise auch Grünlandumbruch sind die Hauptursachen für große Nitratusträge der Landwirtschaft. Die Dauer der Nitrat Auswaschung in die Grundwasserleiter ist recht unterschiedlich. Die lokale Struktur der Wassergewinnung und -versorgung differiert nach Brunnentiefe, Wassereinzugsgebiet, Wasserextraktionsmengen, Verbundformen etc.

Tabelle 11.1: Das Nitratproblem und seine Perception im internationalen Vergleich (achtziger Jahre)

Indikator	D	E	F
volkswirtschaftl. Bedeutung der Landwirtschaft (% des BSP, 1987)	1,5	1,7 (GB)	3,5
ursächlicher Bereich der Agrarproduktion	Viehhaltung, Weinbau, Gemüsebau	Getreideanbau	Viehhaltung, Weinbau, Pflanzenbau
landwirtschaftliche Ursache (Düngung)	gemischt	Mineraldünger	gemischt
Düngermiteinsatz um 1985 (kg N/ha)			
mineralisch	130	85 (GB)	80
organisch	70	45 (GB)	45
Auswaschungszeiträume von Nitrat ins Grundwasser	verschieden	lange	verschieden
Struktur der Trinkwasserversorgung:			
Anteil Grundwasser	65	35 (GB ~ 30)	73
Anteil Privatbrunnen	2	(< 2)	(< 5)
Nitratgehalte im Grundwasser	regional steigend	steigend	regional steigend
Trinkwasser-Nitratgehalte über 50 mg/l (%)			
ca. 1980	6	2	2
> 1985	(4)	(2)	3-4
wasserwirtschaftliche Maßnahmen zentral	ja	ja	ja
wassertechnische Maßnahmen zentral	technische Entwicklung	technische Entwicklung	ja
agrarbezogene Maßnahmen wesentlich	seit Ende der 80er Jahre	vielleicht in 90er Jahren	ab 90er Jahre
Perzeption als gewichtiges Problem	ja	lange nein	begrenzt
Relevanz weiterer Problemaspekte	(Meereseutrophierung)		(Eutrophierung)
Zeitpunkt der politikrelevanten Perzeption	um 1982	um 1985	um 1984
öffentliche Nitratdebatte	ja	seit 1987	seit 1988
Auslöser	EG-Trinkwasser-RL, Trinkwasserbelastung	EG-RL, Trinkwasserbelastung	EG-RL
Struktur der Problemdefinition	Einhaltung des Nitratgrenzwerts, Landwirtschaft als Verursacher	(Landwirtschaft als Verursacher), Wasserwirtschaft als Problemlöser	Techn. Maßnahmen zur Einhaltung des Nitratgrenzwerts, Landwirtschaft als Verursacher
Veränderungen in der Problemdefinition	mehr landwirtschaftsbezogen	Folgen der Privatisierung der Wasserwirtschaft	

D = BR Deutschland; E = England bzw. Großbritannien (GB); F = Frankreich; DK = Dänemark; NL = Niederlande; CH = Schweiz; EG = Europäische Gemeinschaft

DK	NL	CH	EG
4,0	4,1	2,2 (1989)	3,2 (EG 12)
(Viehhaltung)	Viehhaltung	Viehhaltung (Gemüsebau)	Viehhaltung, Weinbau, Pflanzenbau, Gemüsebau
(gemischt)	Gülle	Gülle	gemischt
130 70	250 160	70 155	
kurz	kurz	mittel	verschieden
99 10	65 0,1	83 (< 5)	
steigend	steigend	steigend	regional steigend
8, 2* (4), (1)*	1 1	~ 1 ~ 1	
ja	(ja)	(ja)	ja
nein	technische Entwicklung	technische Entwicklung	
ab Ende der 80er Jahre	ab Ende der 80er Jahre	ab Ende der 80er Jahre	ab 90er Jahre
begrenzt	ja	eher nein	erst nein, dann ja
Eutrophierung, Ammoniakemission, Meereseutroph.	Ammoniakemission, Nitrat im Gemüse	Nitrat im Gemüse, Eutrophierung	Eutrophierung
um 1984	um 1981	um 1977	um 1985
begrenzt	ja	lokal	
Trinkwasserbelastung, Fischsterben	Trinkwasserbelastung, Gülleüberschüsse	Trinkwasserbelastung, Seeneutrophierung, Jaucheeinbrüche	EG-RL, Trinkwasserbelastung
Landwirtschaft und andere als Verursacher; Einhaltung des Nitratsgrenzwerts	gesundheits- und umweltbezogen, Viehhaltung als Verursacher	Nitratstandards für Trinkwasser und Gemüse, Viehhaltung als Verursacher	Einhaltung des Nitratsgrenzwerts, Landwirtschaft als Verursacher
gering	mehr landwirtschaftsbezogen		Nitrat als Umweltproblem

* öffentliche Trinkwasserversorgung

5. Das zeitliche Auftreten und die Entwicklungsdynamik überhöhter Nitratgehalte im Trinkwasser kann zwischen Problemgebieten in Abhängigkeit von den Zeitpunkten landwirtschaftlicher Intensivierung und verstärkter Stickstoffeinträge, vom zeitlichen Verlauf der Nitratauswaschung in den Grundwasserleiter und von wasserwirtschaftlicher Planung deutlich variieren.
6. Demgemäß schwanken auch die zeitlichen Möglichkeiten und Ansatzpunkte zur Lösung des Nitratproblems, die im allgemeinen grundsätzlich vorhanden sind.
7. In der Praxis dominierten bislang eindeutig wasserwirtschaftliche Maßnahmen der Problemlösung. Wassertechnische Verfahren wurden zwar in einigen Ländern entwickelt und erprobt, aber bislang nicht als Problemlösungsstrategie präferiert.
8. Agrarbezogene Maßnahmen wurden - mit Unterschieden in der Zeit - mehr oder weniger durchgängig propagiert und zunehmend in der landwirtschaftlichen Praxis erprobt. Sie trugen in den achtziger Jahren jedoch allenfalls bedingt zur substantiellen Lösung des Nitratproblems bei.
9. In fast allen Ländern stellt die Nitratbelastung des Trinkwassers ein regional konzentriertes Problem mit relativ dominanten Ursache-Wirkungszusammenhängen dar. Dabei herrscht in England, den Niederlanden, der Schweiz und mit Einschränkungen in Dänemark ein wesentlich auf eine Region konzentriertes Problemmuster vor: Nitratauswaschung in der Pflanzenproduktion mit hohen Mineraldüngergaben in Südostengland, Gülleüberschüsse im Südosten der Niederlande, (lokal) im schweizerischen Mittelland und in Dänemark bevorzugt in Teilen Jütlands. In Deutschland und in Frankreich finden sich mehrere Problemgebiete mit unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produktionsschwerpunkten: Sonderkulturen in den Flußtälern und Tiefebene Süd- und Mitteldeutschlands und Gülleüberschüsse in Norddeutschland, intensive Pflanzenproduktion in der Picardie und im Pariser Becken, Gülleüberschüsse in der Bretagne und Weinbau um Bordeaux und im Elsaß. Nur für Dänemark stellt sich das Nitratproblem längerfristig als ein mehr oder minder gleichförmig landesweites dar.
10. Ausmaß und Signifikanz des Nitratproblems sind in den achtziger Jahren in den Niederlanden und der Bundesrepublik als ausgeprägter, in Dänemark und der Schweiz als relativ gering einzustufen. Seine Verschärfung steht vor allem in England und Frankreich zu erwarten.
11. Andere Problemaspekte als die Nitratbelastung des Trinkwassers wurden zwar vermehrt wahrgenommen und trugen dadurch zur verstärk-

ten Präferenz der Nitratpolitik zugunsten präventiver Problemlösungen bei, bestimmten aber deren Entwicklung noch nicht wesentlich.

11.2 Ökologisierung und Problemdefinition

In allen Vergleichsländern hat das Umweltbewußtsein zugenommen und entstanden umweltpolitische Debatten, Institutionen und Programme. Umweltprobleme der Landwirtschaft wurden dabei zunächst wenig beachtet, und von einer politisch-programmatisch ausgearbeiteten Agrarumweltpolitik kann Ende der achtziger Jahre allenfalls in Dänemark und den Niederlanden gesprochen werden. Deutliche Unterschiede innerhalb dieser generellen Entwicklungstendenz bestehen zwischen den Ländern etwa im Hinblick auf deren Zeitpunkt und Fortgeschrittenheit, die Rolle von Öffentlichkeit, Partizipation und des Staates in diesem Prozeß, die jeweiligen nationalen Politikstile und -profile sowie die Art und das Ausmaß der jeweils zentralen Umweltprobleme. Dies gilt speziell auch für den Bereich der Landwirtschaft. Dabei weisen alle Länder Merkmale des »agricultural exceptionalism« auf und hat die Agrarpolitik eine politisch einflußreiche Position inne, so daß selbst bei politischer Wahrnehmung signifikanter Umweltprobleme der Landwirtschaft und Anerkennung entsprechenden Handlungsbedarfs agrarische Interessen, Entscheidungs- und Kontrollkompetenzen meist maßgeblich agrarumweltpolitische Programme und deren Implementation prägen. Allerdings wird dieses Politik- und Regulierungsmuster in den letzten Jahren zunehmend in Frage gestellt. Insgesamt kann in allen untersuchten Ländern von einem allmählichen gesellschaftlichen Prozeß der Ökologisierung auch im Agrarbereich gesprochen werden, der zunächst primär über die Bewußtseinssebene abläuft und die Entstehung von Agrarumweltpolitik quasi erzwingt, über dessen substantielle Auswirkungen in der Landwirtschaft und Agrarpolitik aber Ende der achtziger Jahre noch kaum eindeutige, empirisch generalisierbare Aussagen möglich waren.

In allen Ländern wurde das Nitratproblem primär als eines gesunden Trinkwassers perzipiert, wobei in den Niederlanden und der Schweiz andere Fragen wie Nitratbelastung von Gemüse oder Ammoniakemissionen der Landwirtschaft von vornherein parallel behandelt wurden.¹ Inzwischen hat sich die Betrachtung des Nitratproblems relativ durchgängig von einer gesundheitspolitischen auf eine breitere umweltpolitische ausgewei-

1 Sie wurden mehr oder weniger eng begrenzt, zum Beispiel in der Wissenschaft auch in den anderen Ländern diskutiert, ohne jedoch Politikrelevanz zu erlangen.

tet, etwa im Zusammenhang mit dem von der 2. INK 1987 und der Helsinki-Ministerkonferenz 1988 vereinbarten Ziel einer annähernden Halbierung des Eintrages von Stickstoff und Phosphor in die Küstengewässer. Diese Perspektivenausweitung ist in England und Frankreich, wo das Nitratproblem vergleichsweise später politische Bedeutsamkeit erlangte, allerdings noch weniger ausgeprägt. Die gesellschaftliche Auseinandersetzung mit dem Nitratproblem, das im allgemeinen als ein noch durchaus lösbares Umweltproblem der Landwirtschaft angesehen werden kann, leistet dabei vielfach Schrittmacherdienste auf dem Wege der Evolution einer Agrarumweltpolitik.

Vor dem in den Länderkapiteln und eingangs dieses Unterkapitels skizzierten umwelt- und agrarpolitischen Hintergrund werden die nicht nur wissenschaftliche, sondern auch politische Perzeption des Nitratproblems sowie die anhaltende Zurückweisung ursächlicher Verantwortung seitens der Landwirtschaft und der mühsame und konfliktvolle Prozeß der praktischen und kostenwirksamen Umsetzung präventiver agrarbezogener Lösungsmaßnahmen verständlich. Allerdings sind als entscheidende Determinanten der Entwicklung einer Nitratdebatte und »Nitratpolitik« viel mehr gesundheitsbezogene Ursachen zu sehen wie Methämoglobinämie und Krebsgefahr durch hohe Nitrataufnahme, deren wissenschaftliche Untersuchung und die entsprechenden WHO-Empfehlungen, die politische Wichtigkeit gesundheitlich unbedenklichen Trinkwassers und die entsprechende EG-Trinkwasser-Richtlinie. Auch wenn die Beurteilung der medizinischen Notwendigkeit eines Nitratgrenzwertes von 50 mg/l kontrovers blieb, war der vor dem Hintergrund der öffentlichen Ökologiediskussion bestehende, je nach politischer Kultur in seinem Verpflichtungscharakter variierende rechtsverbindliche Imperativ gegeben, politisch für dessen Einhaltung zu sorgen. Im Zuge dieses Prozesses gerieten die Landwirtschaft als Hauptverursacher und die Notwendigkeit sie betreffender Maßnahmen zunehmend ins Blickfeld der politischen Diskussion und von daher wiederum anderweitige Umweltfolgen landwirtschaftlicher Nitratreinträge wie die Gewässereutrophierung.

Daß dieses Muster der Definition des Nitratproblems und sein Stellenwert in der sich parallel entfaltenden Agrar-Umwelt-Diskussion von zentraler Bedeutung für die Entwicklung von Nitratpolitik waren, wird an folgenden exemplarischen Überlegungen deutlich.

In der Schweiz war keine EG-Trinkwasser-Richtlinie zu übernehmen, aber dafür wurde aufgrund der WHO-Empfehlungen 1986 sogar ein Nitratstandard von 40 mg/l rechtsverbindlich. Hinsichtlich der Umweltprobleme der Landwirtschaft spielte die Seeneutrophierung durch Phosphate die zentrale Rolle, und die politische Diskussion um Nitratgehalte im Ge-

müse hatte im Unterschied zu allen anderen Vergleichsländern bis Mitte der achtziger Jahre eine zumindest gleichwertige Bedeutung wie diejenige um Nitratgehalte im Grund- und Trinkwasser, was aus gesundheitspolitischer Sicht durchaus berechtigt ist. Somit findet sich in der Schweiz zwar das partiell gleiche Muster der Problemdefinition, es wird aber hinsichtlich der Evolution einer Agrarumweltpolitik nicht zum zentralen Motor.

In England wurde der Nitratstandard der EG-Trinkwasser-Richtlinie - gesundheitspolitisch durchaus vertretbar - längere Zeit in Frage gestellt, und standen daher nitratpolitisch primär wasserwirtschaftliche Maßnahmen zu seiner Einhaltung im Vordergrund. Umweltprobleme der Landwirtschaft wurden vor allem über Landschafts-, Arten- und Biotopschutz zum politischen Thema. Erst als Ende der achtziger Jahre aufgrund verschiedener politischer Entwicklungen das Nitratproblem zu einem zentralen *issue* wurde, finden sich die gleichen Strukturmuster der Nitratpolitik.

Aus Gründen der vergleichsweise späten Politikrelevanz des Nitratproblems, verbunden mit einer um Jahre verzögerten rechtlichen Implementation der EG-Trinkwasser-Richtlinie in Frankreich oder zusammenhängend mit einem objektiv fehlenden Problemdruck in Richtung auf präventive Maßnahmen in Dänemark², fand die politische Problemdefinition in diesen Ländern im wesentlichen von Anfang an auch im Rahmen einer Agrar-Umwelt-Diskussion statt, wie die Einrichtung von CORPEN und MEN 1984 oder der dänische NPO-Aktionsplan von 1985 indizieren.

In Deutschland und den Niederlanden kam Nitrat am stärksten eine Pfadfinderrolle in der entstehenden Agrarumweltpolitik zu, nachdem das Nitratproblem in den Anfangsphasen seiner politikrelevanten Erörterung in den siebziger Jahren aber keineswegs konsensuell als in erster Linie ein Problem überhöhter landwirtschaftlicher Nitratreinträge diskutiert wurde.

Von entscheidender Bedeutung für die inhaltliche Ausrichtung der nationalen Nitratpolitiken ist die Nichtthematisierung oder Zurückweisung folgender Problemdimensionen und Lösungsmöglichkeiten (vgl. Kapitel 4.1).

Zum einen fehlt weitestgehend die Reflexion kontextueller Einbettung bei der Erörterung nitratbezogener Politikkonzepte. Weder wurden ökologische Sekundäreffekte oder synergistische Effekte hoher Nitratreinträge anvisiert, noch wurde stärker nach der gesundheits- oder umweltpolitischen Berechtigung einer Konzentration politischer (und ökonomischer) Ressourcen auf die Lösung des Nitratproblems und ihren möglichen Folgen gefragt, was mit der starken politischen Verbindlichkeit von

2 Durch die Option, neue Brunnen in tieferen Grundwasser-Aquifern zu bohren, ist die Einhaltung des Nitratgrenzwertes mit Hilfe wasserwirtschaftlicher Maßnahmen in Dänemark zumindest mittelfristig kein »echtes« Problem.

Gesundheitsstandards und der (kognitiven) Überforderung regulatoriver Politik in komplexen Problemlagen zu tun haben mag. Zum zweiten wurden die agrarstrukturellen und -politischen Bedingungen einer umweltbelastenden Landwirtschaft zwar teilweise thematisiert, standen aber nicht wirklich zur Disposition der Nitratpolitik. Es kam zwar immerhin ab Mitte der achtziger Jahre zur verstärkten Diskussion einer Stickstoffsteuer oder -abgabe, aber eine solche wurde weder in die Praxis umgesetzt (in einem für den Landwirt verhaltensrelevanten Maße)³ noch wurde der Kern der etablierten Agrarpolitiken durch die Nitratdiskussion in Frage gestellt.

Zum dritten wurden weiterreichende wasserbezogene Lösungsvarianten wie Wassersparen, getrennte Wassersysteme für Trink- und Brauchwasser oder Versorgung der Bevölkerung mit Flaschen- und Tankwasser in nitratbelasteten Gebieten, abgesehen von Einzelfällen⁴, nirgends politisch als ernsthafte Problemlösungen erwogen und verfolgt.

Diese drei Gesichtspunkte verdeutlichen die zentrale Rolle der Problemdefinition für die Entwicklung der Nitratpolitik, die somit in der Sache grundsätzlich auch ganz anders hätte verlaufen können. Die angeführten nationalen Besonderheiten belegen zwar die durchaus vorhandenen Unterschiede in der politischen Problemwahrnehmung, die grundsätzlich noch einmal nach Akteuren zu differenzieren wäre, widersprechen aber nicht dem im wesentlichen relativ homogenen Gesamtbild nationaler Problemdefinitionen mit Trinkwasserfokus und (späterer) agrarumweltpolitischer Verortung, von dem nur die Schweiz etwas stärker abweicht.

Zusammenfassend machte 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 (vor dem Hintergrund der auch umweltpolitischen Privilegierung der Landwirtschaft), eine Problembewältigung im Rahmen gängiger Politikformen und -kanäle und die Ausklammerung des Kerns der Agrarpolitik wahrscheinlich. Zugleich führte die Prominenz des Problems der Trinkwasser-Nitratbelastung - sachlich kaum gerechtfertigt - zu einer gewissen (zeitweisen) Unterbelichtung anderer Umweltprobleme der Landwirtschaft in der Agrarumweltpolitik.

3 Diese Aussage gilt insbesondere für die hier nicht untersuchten Länder Österreich, Finnland und, begrenzt, Schweden.

4 Die Ausgabe von kostenlosem Mineralwasser für Eltern mit Kleinkindern im Falle überhöhter Nitratwerte fand durchaus in einer ganzen Reihe von Gemeinden statt.

11.3 Nitrat im Politikspiel der Akteure

Bis in die siebziger Jahre hinein spielte Nitrat in der Agrar-, Umwelt- und im großen Ganzen auch in der Gesundheitspolitik praktisch keine Rolle im Politikspiel der Akteure.

Für die (vergleichende) Rekonstruktion der Rolle von Nitrat im Politikspiel der Akteure ist eine Unterscheidung verschiedener zeitlicher Phasen der Evolution von Nitratpolitik sinnvoll, wobei diese keineswegs notwendig dem Modell des Politikzyklus entsprechen müssen. Grob zusammengefaßt lassen sich, mit zeitlichen Variationen zwischen den Ländern, unterscheiden: eine im wesentlichen vorpolitische Phase wissenschaftlicher Untersuchung und Diskussion in den sechziger und siebziger Jahren, eine Phase der gesundheitspolitischen Diskussion und Festlegung von Nitratstandards für Trinkwasser in den siebziger und teils noch achtziger Jahren, eine Phase der Formulierung nitratrelevanter Politikprogramme ab Ende der siebziger Jahre und eine Phase der Programmimplementation und des Programmumbaus seit etwa Mitte der achtziger Jahre. In diesen verschiedenen Phasen variierte zum einen der Stellenwert von Nitrat im Politikspiel der Akteure stark mit seinem Höhepunkt in der dritten Phase und wandelten sich zum anderen in Anpassung an die sich ändernde Spielsituation die nitratpolitischen Strategien der Akteure.

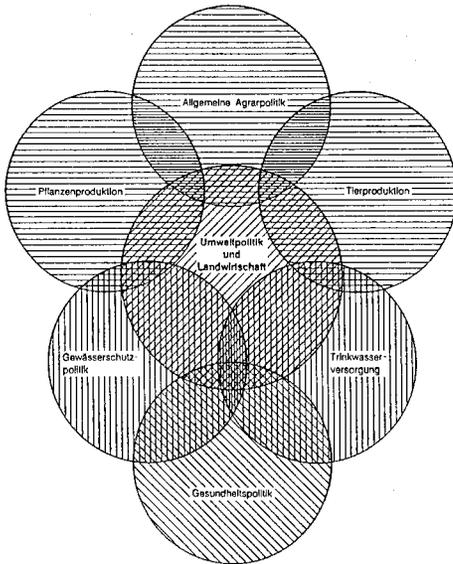
Um das hier verwandte Bild nitratrelevanter Politikspiele nochmals zu verdeutlichen, ist hervorzuheben, daß dabei der politische Prozeß als ein im Rahmen gewisser Regeln (in einer Politikarena) ablaufendes Spiel konzeptualisiert wird, in dem die beteiligten Akteure - konflikt- oder konsensorientiert - mit den ihnen jeweils zur Verfügung stehenden Mitteln ihren Interessen entsprechend ganz unterschiedliche Ziele verfolgen können. 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, durch die Herstellung (oder Abwehr) thematischer Bezüge (*issue linkages, package deals*) bis hin zu Arenenverkoppelungen mit Hilfe wechselseitiger (institutionali-

5 Veränderung der Spielregeln kann auch nicht intendiertes Ergebnis von Politikspielen sein.

sierter) Input-Output-Relationen und durch grundlegende Arenen-Rearrangements ihre Ziele 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. Gesundheitspolitik und Agrarpolitik, Gewässerschutz und Veredelungsproduktion werden gemeinhin nicht als enger zusammengehörig angesehen. In diesen Politikarenen (vgl. Abbildung 11.1) stellt das Nitratproblem nur ein *issue* unter vielen dar und bei weitem nicht das wichtigste.

Abbildung 11.1: Schematische Darstellung der nitratrelevanten Politikarenen



Quelle: Conrad 1990a: 422

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 in der Bundesrepublik Deutschland bei einer Überschreitung der Grenz-

werte 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 Zuständigkeitsschranken der Umweltbehörden und andererseits durch das Fehlen wirksamer Instrumente erschwert. Politische Durchsetzbarkeit und ökologische Wirksamkeit zugleich war für die meisten präventiven Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems bislang kaum gegeben.

Insgesamt lassen sich die Politikspiele um Nitrat vielfach vor allem in der BRD, England und den Niederlanden, jedoch weniger in Dänemark und Frankreich einstufen als »Schwarzer-Peter-Spiele« um die Kosten der Problemlösung⁶, wobei im Laufe der Zeit aufgrund der Dynamik des Politikspiels und der sich verändernden Randbedingungen auch die situationsangemessenen Strategien der Akteure variierten, um den Schwarzen Peter von sich fernzuhalten (vgl. Kapitel 4.4).

Die Wasserwirtschaft spielte das Nitratproblem teils bis in die achtziger Jahre hinein vielfach herunter, attackierte zunehmend die Landwirtschaft als Schuldigen und verwies auf die Zuständigkeit des Staates für die Durchsetzung präventiver Problemlösungen. Die Landwirtschaft wies die Kritik an ihrer Rolle als Problemverursacher lange zurück, verwies auf andere Quellen, die agrarökonomischen Rahmen- und Wettbewerbsbedingungen und verfügbare wasserwirtschaftliche und -technische Lösungsmöglichkeiten und beanspruchte Ausgleichszahlungen und Subventionen für eigene Maßnahmen und Bewirtschaftungsbeschränkungen. Staatlichen Organen ging es vielfach um Kostenabwälzung (auf andere Behörden oder gesellschaftliche Akteure wie die Wasserwirtschaft) und Symbolpolitik, den Agrarbehörden außerdem um Zeitgewinn und die Verhinderung restriktiverer Maßnahmen.

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 Gülle-

6 Genuine Machtspiele waren nur von sekundärer Bedeutung. Die Akteure setzten zwar Macht ein, um für sie vorteilhafte Kostenlösungen des Nitratproblems zu erreichen, aber sie betrachteten und nutzten dieses nicht vorrangig als einen geeigneten Fall, um generell ihre Machtposition zu verbessern. Als politisches Machtspiel läßt sich Nitratpolitik am ehesten insofern interpretieren, als es um den Präzedenzfall der Institutionalisierung von Ausgleichszahlungen respektive der Kostenträgerschaft der Landwirtschaft für agrarbezogene Umweltschutzmaßnahmen generell geht.

verordnung (vgl. Teherani-Krönner 1985), die Bemühung 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 agroindustrieller Tierhaltungsbetriebe eingesetzte Boykotte von an sich durchaus lukrativen Gülleübernahmeverträgen (vgl. Teherani-Krönner 1988).

In der Tendenz lassen sich die Politikspiele um Nitrat in den Vergleichsländern als inhaltlich auf gleichartige Lösungsmuster hinauslaufend und in ihren Formen recht unterschiedlich resümieren. Inhaltlich sind sie in ihrer Grundstruktur gekennzeichnet durch die kompromißhafte Verknüpfung von Sach- und Verteilungskonflikten, die - direkt oder indirekt - auf Umweltauflagen in der Landwirtschaft gegen Ausgleichszahlungen hinauslaufen. Auch in Ländern ohne formelle Ausgleichszahlungen wie in Dänemark oder Frankreich existieren agrarpolitisch verankerte Subventionsmodi, etwa als staatliche Beihilfen oder Steuernachlässe beim Bau von Güllespeichern. Für den Bereich der in den Niederlanden und der Schweiz relevanten Nitratgrenzwerte für Blattgemüse trifft dieses Muster jedoch nicht zu.

In den Politikspielen der siebziger und achtziger Jahre ging es vor allem um Prozesse der Festlegung von Agenda und der Problemdefinition, um die Aushandlung interessenstrategisch günstiger Politikprogramme und Kostenregelungen, während deren Implementation noch kaum auf ihrer Tagesordnung stand, von Politikspielen um die Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie einmal abgesehen. Dabei hat das vorherrschende Verständnis des Nitratproblems als eines der Gesundheitsgefährdung durch Trinkwasserbelastung wesentlich dazu beigetragen, daß sich vor allem Landwirtschaft und Wasserwirtschaft als Kontrahenten in der Nitratpolitik gegenüberstehen. Soweit wie in der Schweiz der Gemüsepfad zeitweise statt des Trinkwasserpfades im Vordergrund stand, war die Wasserwirtschaft weniger in der Nitratpolitik involviert.

Wesentliche Themen und Konfliktpunkte waren in diesem Zusammenhang einmal Fragen der Regulierungsmodi und -ebenen, gerade auch im Hinblick auf lokale Selbstregulierung, Entscheidungskompetenzen und Zuständigkeiten der Akteure, des weiteren die politische Priorität landwirtschaftlicher, wasserwirtschaftlicher oder umweltpolitischer Interessen, wie die Vorrangigkeit eines landesweiten Grundwasserschutzes, Verursacherprinzip und Ausgleichszahlungen, die rechtliche Zulässigkeit umwelt-

politischer Eingriffe in die Landwirtschaft, die Entwicklung wasserwirtschaftlicher Aufbereitungstechnologien und die Priorität landwirtschaftlich-präventiver oder wasserwirtschaftlich-korrektiver Regulierungsmuster, und schließlich der Übergang von symbolischer zu substantieller Nitratpolitik.

Wesentliche Kennzeichen und Resultate der Politikspiele um Nitrat waren:

- gesundheitspolitisch begründete Zielvorgaben und insbesondere die Nitratstandards der 1980 verabschiedeten EG-Trinkwasser-Richtlinie, von denen nicht ohne politische Risiken abgewichen werden konnte;
- die Dominanz eines wissenschaftsbasierten Problemverständnisses, das zur Wichtigkeit kognitiver Kompetenzen der Akteure und von Informationsvermittlung in der Nitratpolitik, zur Anerkennung der ursächlichen Rolle landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweise und Düngung und zur angestrebten Vorrangigkeit präventiver Problemlösungen beitrug;
- die technisch-administrativ geprägten Formen und die bedeutsame Rolle von *withinputs* (Easton 1967) in den Politikspielen;
- wechselnde Akteurstrategien und soziale Lernprozesse;
- eine national und über die Zeit variierende Rolle des durch hohe Nitratwerte erzeugten Problemdrucks und genuiner Nitratpolitik;
- die separate politisch-administrative Behandlung der Nitratbelastung von Gemüse;
- der Prozeß der über die EG-Agrarkrise vermittelten Reorientierung der Agrarpolitik zugunsten umwelt- und naturschutzpolitisch legitimer Subventionszahlungen mit der Folge erleichterter Durchsetzbarkeit präventiver Problemlösungen;
- keine echte Bedrohung etablierter Politikstrukturen und
- die teils auch nitratpolitisch vermittelte Herausbildung einer neuen Arena der Agrarumweltpolitik.

Der Verlauf der Politikspiele um Nitrat macht aber auch deutlich, wie andere (zufällige) Einflußfaktoren und real steigende Nitratbelastung dazu beitragen und wesentlich den Zeitpunkt bestimmten, daß und wann ökologische und gesundheitliche Aspekte der Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft selbst trotz fehlender *vested interests* in dieser Richtung diskussionswürdig wurden und auch zu (ersten) praktischen Maßnahmen führten. Dabei hat auch 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 Düngemiteleinsatzes hoffähig gemacht.

Die nicht unbedingt in allen, teils parallel ablaufenden Politikspielen involvierten Hauptakteure waren die staatlichen Agrar-, Umwelt- und teils Gesundheitsministerien und deren nachgeordnete Behörden, diesbezügliche Forschungs- und Beratungsinstitutionen, Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, teils EG-Kommission, Düngemittelindustrie und Umwelt- und Verbraucherverbände. Außer in Dänemark spielten die politischen Parteien kaum eine Rolle in der Nitratpolitik. Neben der zu erwartenden zentralen Konfliktlinie zwischen Agrar- und Umwelt- respektive Gesundheitsinteressen waren solche zwischen verschiedenen Wirtschaftsbereichen, zum Beispiel Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Tourismus, zwischen verschiedenen Orientierungen und Positionen innerhalb der Hauptakteure, zum Beispiel landwirtschaftliche Kleinbetriebe, Agroindustrielle und ökologischer Landbau, zwischen verschiedenen Verwaltungsebenen und politischen Instanzen (EG-Parlament und EG-Kommission, Bundes- und Länderregierungen, Kommunalverwaltung) und solche entlang bewußter politischer *trade-offs* etwa zwischen Agrarexport, Erhaltung von Kleinbaurtum, wirtschaftliche Entwicklung ländlicher Räume, und Umweltschutz in der Landwirtschaft zu verzeichnen. In allen Ländern spielte der Staat im Politikspiel um Nitrat eine maßgebliche Rolle, auch dann, wenn er, wie etwa in England, wenig an der Entwicklung und Durchsetzung staatlicher Regulierungen interessiert war.

Von den bestehenden Machtlagen in der neu entstehenden agrarumweltpolitischen Arena her begünstigten instrumentelle, relationale und strukturelle Machtressourcen (vgl. Schneider 1988) die Landwirtschaft gegenüber Umweltinteressen: Sie verfügt(e) über größere finanzielle, personelle und administrative Ressourcen zur Verteidigung ihrer Interessen; die Verwirklichung von Umweltschutz in der Landwirtschaft hängt von deren Kooperationswilligkeit ab, nicht aber umgekehrt die landwirtschaftliche Praxis von derjenigen der Umweltschützer; schließlich stütz(t)en die soziokulturelle Verankerung und die häufige rechtliche Sonderstellung der Landwirtschaft gegenüber Umweltregulierungen auch strukturell deren Machtposition. Entsprechend waren auch die wasserwirtschaftlichen Akteure gegenüber der Landwirtschaft vielfach in einer ungünstigen Position zur Durchsetzung ihrer Interessen.

Bei diesen strukturell eher gleichartigen Macht- und Interessenlagen, Konfliktlinien und Akteurstrategien finden sich die Unterschiede zwischen den Ländern vor allem in ihren differierenden nationalen Politikstilen und -profilen (vgl. Tabelle 11.2, S. 234-235). Die in den nationalen Nitratpolitiken beobachteten Politikstile und -profile entsprechen weitgehend den generell für diese Länder typischen (vgl. Feick/Jann 1988, 1989, Richardson 1982, Freeman 1985, Sturm 1985). Was ins Auge fällt, sind der

größere Rahmen, Partizipationsgrad, die ausgeprägtere Kontinuität und die aktivere Politikgestaltung in den kleineren Ländern. Formalisierung und Regulierungsintensität sind in Deutschland, Dänemark und den Niederlanden stärker. Insgesamt läßt sich aber kaum ein gruppentypisches Muster in Politikstil und -profil bei den untersuchten Ländern ausmachen.

Zusammenfassend lassen sich auf der »Metaebene« der Veränderung der Regeln des Politikspiels und des Arenenarrangements folgende Punkte auführen:

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 teilweise 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.
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 siebziger Jahre und weniger auf spezielle Strategien der Hauptakteure im Rahmen der Nitratpolitik zurückzuführen und halten sich vorerst noch in relativ engen Grenzen.
5. Bemühungen um eine Veränderung der Regeln des Politikspiels betreffen schließlich die Definition des Nitratproblems sowohl hinsichtlich seiner Erweiterung als auch seiner Begrenzung: ökologische Vorsorge statt bloßer Gesundheitssicherung, einerseits, lokale und sachliche Eingrenzung sowie Verschiebung der Aufmerksamkeit auf andere Schadstoffe und deren Quellen, andererseits.
6. Auf der Ebene von Arenenverkopplungen und -rearrangements fällt zunächst die zu beobachtende Etablierung einer Politikarena »Umweltpolitik und Landwirtschaft« auf, woran die Nitratdebatte vielfach maßgeblich mitbeteiligt war.
7. 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.

Tabelle 11.2: Politikstile und -profile nationaler Nitratpolitiken (achtziger Jahre)

Indikator	D	E	F
Politikstil			
<i>Verfahren</i>			
Konflikthaftigkeit	stark	stark	unterschiedlich
Konkurrenzorientierung	mittel	schwach	schwach
Kooperativität	gering, aber steigend	stark	unterschiedlich
Konsensorientierung	mittel	stark	mittel bis stark
Informalität	mittel	hoch	hoch
Dramatik	mittel	gering	gering
partizipative Offenheit	relativ gering	gering	gering
Transparenz	begrenzt öffentlich	gering	gering
Verhandlungsatmosphäre	unterschiedlich	relativ entspannt	relativ entspannt
<i>Problemlösungsverhalten</i>			
Aktivitäts-/Reaktivitätsgrad	mehr reaktiv	reaktiv	mehr reaktiv
Gestaltungsperspektive	gradualistisch	gradualistisch	gradualistisch
Geschwindigkeit	langsam	langsam	langsam
Zeitperspektive	kurz- und langfristig	kurz- und langfristig	mittel- bis langfristig
Problem- und Zielperspektive	eher eng	eng und weit	eng und weit
Politikprofil			
Formalisierung	mittel bis hoch	gering	de facto gering
Integration	steigend	gering	gering
Kontinuität	steigend	gering bis mittel	mittel
Programmierung	gering bis mittel	gering	gering
Interventionsintensität	steigend	gering	gering

8. 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 verknüpft wird; in der BRD lassen sich Wasserpfeffnick, Grünbracheprogramm oder die Definition ordnungsgemäßer Landwirtschaft 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.

Unterschiedliche substantielle und regionale Struktur, Schärfe und zeitliche Inzidenz des Nitratproblems prägten sicherlich die konkreten Inhalte nationaler und regionaler nitratbezogener Politik- und Regulierungsmuster. Zeitpunkt, Umfang, politische Problemperzeption, formelle

DK	NL	CH	EG
schwach bis mittel	stark	unterschiedlich	unterschiedlich
schwach	mittel	schwach	schwach
mittel	mittel	stark	gering
unterschiedlich	stark	stark	mittel bis stark
mittel	mittel	mittel	unterschiedlich
gering	mittel	unterschiedlich	gering
mittel	relativ groß	mittel	relativ gering
relativ öffentlich	relativ öffentlich	relativ öffentlich	gering
relativ entspannt	unterschiedlich	unterschiedlich	relativ entspannt
aktiv und reaktiv	reaktiv und aktiv	reaktiv und aktiv	reaktiv und aktiv
umfassend u. gradualistisch	gradualistisch u. umfassend	gradualistisch	relativ umfassend
teils rasch	langsam	unterschiedlich	langsam
kurz- und mittelfristig	langfristig	mittelfristig	mittelfristig
eher eng	eher eng	relativ vielfältig	klar abgegrenzt
relativ hoch	relativ hoch	lokal hoch	hoch
beträchtlich	teilweise	unterschiedlich	steigend
steigend	steigend	mittel	variierend
mittel	mittel	steigend	mittel/unterschiedlich
steigend	mittel	eher gering	(gering)

Programmstrukturen und verfügbare Implementationsressourcen der Nitratpolitik weisen diesbezüglich hingegen keine eindeutigen Zusammenhänge auf.⁷

⁷ Nur in der Schweiz und den Niederlanden wurden Nitratstandards für Blattgemüse erlassen. In der Schweiz wurde das Nitratproblem eher früh, in Frankreich und Dänemark eher spät politisch angegangen. In der BRD, England und den Niederlanden wurde der Anspruch auf Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungsbeschränkungen in allerdings kleineren oder größeren Schutzzonen verankert, während sie in Dänemark und Frankreich nicht vorgesehen sind. Die Niederlande und möglicherweise Frankreich schreiben eine Phosphat- bzw. eine Stickstoffabgabe in unterschiedlicher Form vor, die anderen Länder bisher nicht.

11.4 Politikprogramme und ihre Implementation

Tabelle 11.3 (S. 238-239) listet die wesentlichen nitratrelevanten (staatlichen) Politikprogramme der untersuchten Ländern und den Stand ihrer Implementation Ende der achtziger Jahre auf. Dabei wurde in Anlehnung an die Ausführungen in den einzelnen Länderkapiteln unterschieden zwischen wasserbezogenen und agrarbezogenen Programmen, mittelbar bedeutsamen Programmen, politisch erörterten, aber nicht verabschiedeten Programmen und noch in der Diskussion befindlichen, geplanten Programmen. Durchaus bedeutsame Unterschiede im Detail strukturanaloger Nitratprogramme, zum Beispiel eine Güllelagerkapazität von neun oder nur zwei Monaten oder eine Mengenbegrenzung auf 3 oder 2 DE/ha sind in der Tabelle nicht noch einmal eigens angegeben. Für die einzelnen Maßnahmenpakete ist der Grad ihrer substantiellen Implementation (bei vorhandener Vollzugskontrolle) aufgeführt, wobei im Sinne einer Grobeinschätzung lediglich zwischen weitgehender (+), partieller (o) und mangelhafter (-) Implementation der Programmziele differenziert wird. Ergänzend sind die verwandten Politikinstrumente, der Zeithorizont und die die Kosten der Maßnahmen tragenden sozialen Akteure der Nitratpolitik summarisch aufgeführt.

Beim Vergleich der untersuchten Länder fallen nun folgende Parallelen und Unterschiede in ihren »Nitratpolitiken« auf:

1. England und Frankreich sind die beiden Länder mit deutlich weniger nitratpolitischen Programmen. Allerdings schließt dies nicht die mögliche Existenz funktional äquivalenter nichtstaatlicher Selbstregulierung aus, die in England ja Tradition hat und sich auch in Frankreich entwickelte (vgl. Larrue/Knoepfel 1988). Über die *policy outcomes* solcher privater Formen der Selbstregulierung im Vergleich mit denjenigen staatlicher Regulierungsmodi kann an dieser Stelle keine eindeutige empirische Aussage gemacht werden. Es erscheint jedoch nicht gerechtfertigt, in dieser Hinsicht eine grundsätzliche Überlegenheit staatlicher Regulierungsprogramme anzunehmen. Gerade vor dem Hintergrund der bestehenden soziokulturellen Traditionen der Landwirtschaft spielen neben strukturellen auch habituelle Verhaltensdeterminanten eine entscheidende Rolle. Nicht von ungefähr setzt auch die staatliche Nitratpolitik in Deutschland und den Niederlanden auf freiwillige Bewirtschaftungsvereinbarungen zur Realisierung umweltverträglicher Landbewirtschaftung, und werden in allen Ländern persuasive Politikinstrumente betont.
2. In den agrarbezogenen Politikprogrammen schlagen sich auch die nationalen Unterschiede in der Struktur des Nitratproblems nieder: pri-

mär ein Gülleproblem in den Niederlanden oder der Schweiz, primär eines der Mineraldüngung in England.

3. Die mittelbar für das Nitratproblem bedeutsamen Politikprogramme sind in allen Vergleichsländern primär vermehrte Umweltberatung, Extensivierungsprogramme und die Förderung des ökologischen Landbaus, deren substantielle Umsetzung im Hinblick auf ihren Beitrag zu reduzierten Nitratausträgen in der Landwirtschaft allerdings vielfach offen oder fragwürdig ist.
4. Während die BRD und auch die Niederlande seit 1990 vermehrt mit der Umsetzung ihrer Nitratprogramme beschäftigt sind, planen die anderen Länder noch für sich weitergehende präventiv orientierte nitratpolitische Programme wie die Ausweisung nitratsensitiver Gebiete in England, die (noch offene) Erhebung einer Stickstoffabgabe in Frankreich oder die Novellierung des Gewässerschutzgesetzes in der Schweiz.
5. Insgesamt unterscheiden sich die Länder hinsichtlich der Klassen eingesetzter Politikinstrumente, der Kosten tragenden Akteure und des mittel- bis langfristigen Zeithorizontes ihrer Programme nicht wesentlich. Die Niederlande fallen durch beträchtliche staatliche Eigenleistungen (Güllebanken) auf, England durch die geringe Bedeutung rechtlicher und ökonomischer Instrumente und die minimale Kostenbelastung der Landwirtschaft, und die Schweiz durch die geringe Rolle finanzieller Anreize.
6. Auf EG-Ebene dominieren nicht unerwartet regulative wasserbezogene Politikprogramme. Die Verabschiedung einer Nitrat-Richtlinie als agrarbezogenes Maßnahmenpaket erfolgte 1991 nach langwierigen Verhandlungen.
7. Insgesamt läßt sich im Laufe der Zeit eine Entwicklung zugunsten präventiv orientierter Politikprogramme ausmachen. Die Länder mit im Vergleich frühen Nitratdebatten und Regulierungsmaßnahmen scheinen demgemäß in dieser Richtung weiter fortgeschritten, wobei Dänemark teilweise eine Ausnahme darstellt.
8. In ihrer Grundtendenz laufen die Politikprogramme auf gleichartige Regulierungsansätze hinaus: Nitratgrenzwert im Trinkwasser, Beschränkungen der Gülleausbringung und Schaffung von Güllelagerkapazität, umweltverträgliche Düngungsformen. Eine markante, in den übrigen Ländern nicht vorgesehene Komponente der Nitratpolitik stellen die Grenzwerte für Gemüse und Salate in der Schweiz und den Niederlanden dar.

**Tabelle 11.3: Nitratprogramme und ihr Vollzug im internationalen Vergleich
(Ende der 80er Jahre)** [weitgehender (+), mittlerer (o), geringer (-) Vollzugserfolg]

Indikator	D	E	F
wasserbezogene Programme	Grenzwert der TrinkwV: 50 mg/l (1986) 90 ml/l (1976) (o) Notmaßnahmen bei Grenzwertüberschreitung (+) Genehmigung von und Zuschüsse zu Sanierungsmaßnahmen der Wasserwirtschaft (+) wassertechnische Nitratforschung (+)	Grenzwert: 50 mg/l (1985/89) (o) davor 100 mg/l (Richtwert) wassertechnische Nitratforschung (o) Ausnahmegenehmigungen (+)	Grenzwert: 50 mg/l (1985/89) davor unterschiedliche Richtwerte (o) Wassergesetz (-) wassertechnische Nitratforschung (+) Ausnahmegenehmigungen (+)
agrарbezogene Programme	Gülleverordnungen mit Zeit- und Mengenbegrenzungen (o) Wasserschutzgebiete, WHG (o) Ausgleichszahlungen, Wasserpfennig (o) Zuschüsse für Güllespeicher (+) Finanzierung von Nitratforschung (+) Güllebörsе, Gülleaufbereitung (-) Düngemittelgesetz (-) Halbierung der Nährstoffeinträge bis 1995 (-) Nitratrichtwerte für Gemüse (?)	Code of good agricultural practice (-) Nitratforschung (o)	Wasserschutzgebiete (-) RSD mit zeitlichen und örtlichen Beschränkungen der Gülleausbringung (-) Güllespeicher (-) Zuschüsse für Güllespeicher und Schutzgebiete (o) Nitratforschung (o)
mittelbar bedeutsame Programme	Umweltberatung (-) Extensivierungs- und Naturschutzprogramme (o) Bodenschutz (-) Gewässerrandstreifenprogramme (o) Förderung des ökolog. Landbaus (o) Immissionsrecht, Abfallgesetz (o)	Novelle Landwirtschaftsgesetz (1986) (-) Umweltberatung (-) Management agreements (-) Privatisierung der Wasserwirtschaft (+) Extensivierungsprogramme (-) Aufforstung (-)	Umweltberatung (-) Dezentralisierung (?) Management agreements (-) Immissionsrecht (-)
abgelehnte/nicht verabschiedete Programme	Stickstoffabgabe Priorität des Grundwasserschutzes in Grundwasserschutzprogrammen Festlegung ordnungsgemäßer Landwirtschaft	Wasserschutzgebiete Düngerquotierung Gülleregulierung	
geplante Programme	Abwasseruntersuchungsvorschrift (kommunale Abwässer) Düngemittel VO	nitratsensitive Gebiete	Stickstoffabgabe Novelle Wassergesetz »grüner Plan« regionale Umweltbehörden
Politikinstrumente	moral suasion Recht finanzielle Anreize	moral suasion (Recht) (finanzielle Anreize)	moral suasion Recht finanzielle Anreize
Zeithorizont	mittelfristig	langfristig	(langfristig)
Kostenträgerschaft	Landwirtschaft Wasserwirtschaft Staat	Wasserwirtschaft Staat	Wasserwirtschaft Staat Landwirtschaft

DK	NL	CH	EG
<p>Grenzwert: 50 mg/l (1980) davor 80 mg/l (o) kommunale und industrielle Abwasserreinigung (+) Anschlußzwang von Privatbrunnen bei Grenzwertüberschreitung (-)</p>	<p>Grenzwert: 50 mg/l (1984) davor 100 mg/l (+) wassertechnische Nitratforschung (o)</p>	<p>Grenzwert: 40 mg/l (1986) davor Richtwert (+) Gewässerschutzgesetz (?) Zuschüsse zu Sanierungsmaßnahmen (o)</p>	<p>Grenzwert: 50 mg/l 25 mg/l (1980) (Richtwert) (o)</p>
<p>(NPC)-Aktionsplan (1985, 1987) mit Güllelagerkapazitäten (o) Zeit- und Mengenbeschränkungen der Gülleaufbringung (o) obligator. Düngplan (-) Winterzwischenfruchtanbau (o) Verbot der Strohverbrennung (?) Gewässerrandstreifenprogramme (+) Zuschüsse für Güllespeicher (+) Nitratforschung (o)</p>	<p>Nitratforschung (+) Grenzwerte für Gemüse (o) Düngemittel- u. Bodenschutzgesetz mit obligatorischem Düngplan, zeitlichen und örtlichen Beschränkungen der Gülleaufbringung (o), stufenweiser Reduzierung der Phosphatmengen (?) u. Phosphatabgabe (o) Zuschüsse für Güllespeicher (+) Güllebanken, -transport, -aufbereitung (-) Güllebuchführung und -überschußabgabe (+) Wassergewinnungs- und -schutzgebiete (o) Ausgleichszahlungen (?)</p>	<p>Grenzwerte für Gemüse (o) Wegleitung Düngemittel (-) Wegleitung Gewässerschutz in der Landwirtschaft (-) Gewässerschutzgesetz mit maximaler Viehdichte (?) Wasserschutzgebiete (-) Naturlabors (-) Zuschüsse für Güllespeicher (o) Nitratforschung (o) zeitliche und örtliche Beschränkungen der Gülleaufbringung (o)</p>	
<p>Umweltberatung (-) Extensivierungsprogramme (o) Förderung des ökolog. Landbaus (o) baurechtl. Zulassung (o)</p>	<p>Manag. agreements (o) Extensivierungsprogramme (-) Raumplanung, Bodenschutz (?) Immissionrecht (-) Förderung des ökolog. Landbaus (o)</p>	<p>Umweltberatung (o) Extensivierungsprogramme (?) Verordnung über und Förderung des biolog. Landbaus (o)</p>	<p>Effizienz VO (-) wasserbezogene Richtlinien und Verordnungen (?)</p>
<p>Stickstoffsteuer</p>	<p>Gülleverbrennung, -versenkung im Meer</p>		<p>Stickstoffsteuer</p>
<p>Aktionsplan für dauerhafte landwirtschaftl. Entwicklung</p>	<p>Naturschutzplan</p>	<p>Gewässerschutzgesetznovelle</p>	<p>Nitrat-Richtlinie mit Festlegung gefährdeter Gebiete, Zeit- und Mengenbeschränkungen der Gülleaufbringung, Regulierung der Mineratdüngung, Güllespeicherung, N-Gehalt kommunaler Abwässer, Berichtspflicht</p>
<p>moral suasion Recht finanzielle Anreize</p>	<p>moral suasion Recht finanzielle Anreize und Abgaben staatl. Eigenleistung</p>	<p>moral suasion Recht (finanzielle Anreize)</p>	<p>Recht</p>
<p>mittelfristig</p>	<p>langfristig</p>	<p>eher mittel- bis langfristig</p>	<p>mittel- bis langfristig</p>
<p>Landwirtschaft Wasserwirtschaft Staat</p>	<p>Landwirtschaft Wasserwirtschaft Staat</p>	<p>Landwirtschaft Wasserwirtschaft Staat</p>	

9. Adressaten der Nitratpolitik sind im wesentlichen eindeutig die Landwirtschaft, teils primär Viehhaltung oder Pflanzenbau, und die Wasserwirtschaft. *Policy impacts* können überwiegend unterstellt werden, lassen sich aber selten eindeutig im Sinne einer Kausalbeziehung festmachen, da gleichgerichtete Lernprozesse und Verhaltensänderungen teilweise auch ohne die diesbezüglichen Politikprogramme stattfinden.
10. Generell sehen sich alle Vergleichsländer bei agrarbezogenen Politikprogrammen zumindest in der Anfangsphase ihrer Implementation mit beträchtlichen, allerdings kaum vermeidbaren Vollzugsschwierigkeiten konfrontiert. Umgekehrt scheinen durchgängig einmal verabschiedete nitratbezogene Regulierungen bei entsprechendem politischen *backing* nach einer Übergangsphase zunehmend befolgt zu werden (GVO in NRW, Einhaltung von 45 kg/ha N_{\min} in Baden-Württembergs Wasserschutzgebieten, Güllebuchführung in den Niederlanden), wobei diese Verbesserung allerdings weniger einer vielfach durchaus beachtlichen Vollzugskontrolle als mehr diesbezüglichen Lernprozessen und Verhaltensänderungen der Landwirte zugunsten einer umweltverträglicheren Landwirtschaft zuzurechnen sein dürften.
11. Auch wenn die Implementation wasserbezogener Nitratprogramme ebenfalls mit teils deutlichen Zeitverzögerungen verbunden ist, wie etwa die beachtliche Zahl von EG-rechtlich unzulässigen Ausnahme genehmigungen für (zeitlich befristete) Grenzwertüberschreitungen in der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik, England und Frankreich illustriert, so weist sie doch bislang im Durchschnitt bessere Vollzugsergebnisse auf.⁸ Hier kommen auch die weit stärkere staatliche Regulierungstradition und die technisch-organisatorisch besser etablierte und leichter durchzuführende Vollzugskontrolle zum Tragen.
12. Hinsichtlich der Einhaltung der Nitratgrenzwerte in Salaten und Blattgemüsen wiesen die Stichproben vor allem im Winter teils zahlreiche, jedoch überwiegend geringfügige Überschreitungen auf, so daß hier nicht unerwartet zunächst gleichfalls nur begrenzte Vollzugserfolge unterstellt werden können. Durch die auf verbesserte Qualitätskontrolle und einen verbraucher- und umweltfreundlichen Ruf abzielende partiell korporativen Eigenregulierung des Gemüsepfads sei-

⁸ Dabei berücksichtigt die überwiegende Bewertung der Trinkwasserversorgung von wenigen Prozent der Bevölkerung mit überhöhten Nitratwerten als lediglich mittleren Vollzugserfolg, daß dieser Anteil bezogen auf sämtliche (geschlossenen) Trinkwassergewinnungsanlagen mit hohen Nitratkonzentrationen durchaus nicht unerheblich ist.

- tens der Schweizer Gemüseproduzenten und durch die Durchsetzung von Nitratkontrollen vor der Ernte kann jedoch mit einer zunehmenden Einhaltung der Nitrathöchstmengen gerechnet werden.
13. Die Feststellung von *policy outcomes* hängt auch vom Referenzpunkt ab. Während substantielle Politikergebnisse bei korrektiven wasserbezogenen Maßnahmen trotz häufig weiterhin steigender Nitratgehalte im Grundwasser relativ eindeutig unterstellt werden können, lassen sich solche präventiver agrarbezogener Maßnahmen vielfach erst nach längeren Zeiträumen in Form geringerer Nitratkonzentrationen im Grund- und Trinkwasser nachweisen, selbst wenn die Nitrateinträge durch die Landwirtschaft bereits zurückgegangen sein sollten. Sodann lassen sich gerade beim Einsatz persuasiver Politikinstrumente *policy outcomes* grundsätzlich nicht zwingend nachweisen. Jedenfalls kann mit solchen im wesentlichen erst in den neunziger Jahren gerechnet werden.
 14. Eine relative Wertigkeit verschiedener Programme im Hinblick auf ihren Beitrag zur »Lösung« des Nitratproblems läßt sich aus zwei Gründen nicht angeben: Zum einen ist die deutliche kognitive Eingrenzung des Nitratproblems auf die Gesundheitsgefahren hoher Nitratgehalte im Trinkwasser sowie teilweise in Gemüsen wissenschaftlich nicht zwingend, zum anderen hängt gerade innerhalb dieses gesundheitsbezogenen Rahmens die Präferenz für bestimmte Politikprogramme von konkreter Problemperzeption und Lösungsstrategie ab. Allenfalls spricht die Kombination aus deutlich und absehbar steigenden Nitrateinträgen ins Grundwasser, der Akzeptanz des Grenzwertes von 50 mg/l und der meist gegebenen ökonomischen Vorteilhaftigkeit landwirtschaftsbezogener Maßnahmen für eine präventiv orientierte Nitratpolitik.

Eine genuine bewußte Nitratpolitik ist in keinem Vergleichsland eindeutig auszumachen.⁹ Auf der Ebene politischer Programmformulierung findet sich eine solche am ehesten in den Niederlanden und auf EG-Ebene.

11.5 Die Determinanten von Nitratpolitik

In Tabelle 11.4 sind die in den vorangehenden Länderkapiteln benannten zentralen Determinanten von Nitratpolitik vergleichend zusammengestellt.

⁹ Wie bereits in Kapitel 3 ausgeführt, bezeichnet dieser Terminus mehr als marginale, konsistente, intentionale Politikaktivitäten, aber kein eigenständiges Politikfeld.

Tabelle 11.4: Determinanten von Nitratpolitik im internationalen Vergleich

Indikator	D	E	F
gesellschaftsstrukturelle Determinanten	relevantes Umweltbewußtsein u. Ökologiebewegung leistungsfähige Wirtschaft begrenzte Modernisierungskapazität legalistische Verwaltungstradition allmähliche Politisierung der Produktion Postmaterialismuskussion	starke zivile Gesellschaft Gesellschaft mit Klassenbewußtsein politische Kultur starker Selbstregulierung und informeller, sozial verbindlicher gentlemen's agreements Zentralismus und Regionalismus	klassengeprägte zivile Gesellschaft Nationalbewußtsein Regionalismus Stadt-Land-Gegensätze Zentralismus starke Stellung des Staates Modernisierungskapazität
Kontext-Determinanten	einflußreiche, bürokratische, subventionsorientierte Agrarpolitik regulative Umweltpolitik fehlende Agrarumweltpolitik (bis 1987) Wachsen oder Weichen sunk costs in Landwirtschaft und Wasserwirtschaft wissenschaftsbasierte Nitratdiskussion	marktorientierte Landwirtschaft einflußreiche Agrarpolitik aktionsfähige Wasserwirtschaft sunk costs in Landwirtschaft und Wasserwirtschaft fehlende Agrarumweltpolitik (bis 1987) administrativ schwache Umweltpolitik	strukturell heterogener, exportorientierter Agrarsektor mit internen Konfliktlinien konzentrierte Wasserwirtschaft einflußreiche Agrarpolitik mit starken Implementationsressourcen administrativ schwache Umweltpolitik fehlende Agrarumweltpolitik
politikstrukturelle Determinanten	eher geschlossene Politikformulierung begrenzte Implementationskapazität Föderalismus geringe Politikkoordination Zentralität von Rechtsformigkeit und Parteipolitik	geschlossene Politikformulierung macht- und interessenabhängige Implementationskapazität informelle, korporative Politikgestaltung	geschlossene Politikformulierung hohe Organisations- und Ressourcenkapazität des PAS geringe Politikintegration »Elitenformalismus«
situationsstrukturelle Determinanten	Länderzuständigkeit für Gewässerschutz segmentierte Politikarenen Landwirtschaft gegen Wasserwirtschaft Kopplung von Sach- und Verteilungskonflikten Gefangenendilemma Pfadfinderrolle von Nitrat	Agrar- versus Umweltministerien England versus EG Gefangenendilemma segmentierte Politikarenen Entscheidungsdruck nach 1985	segmentierte Politikarenen Gefangenendilemma wachsender Entscheidungsdruck seit 1985 Agrar- versus Umweltministerium Pfadfinderrolle von Nitrat
historiographische Determinanten	lokale Wasserpolitik engagierte Individuen in der Nitratpolitik Wechselhaftigkeit in der Entwicklung konkreter Agrarumweltpolitik	Privatisierung der Wasserwirtschaft Beschwerden von Bürgern und Umweltgruppen bei der EG-Kommission wechselhafte Politikentwicklung im Konkreten	Engagement der Wassergebetsämter lokale Selbstregulierung Koinzidenz von Dezentralisierung und verschärfter Nitratpolitik
problemstrukturelle Determinanten	unterschiedliche regionale Problemlagen bei tendenziell steigenden Nitratgehalten des Grundwassers	hohe Nitratgehalte des Grundwassers im Südosten infolge intensiver Mineraldüngung	unterschiedliche regionale Problemlagen bei steigenden Nitratgehalten des Grundwassers

DK	NL	CH	EG
<p>relevantes Umweltbewußtsein starke zivile Gesellschaft bürokratische Politik steigende Politisierung der Produktion</p>	<p>relevantes Umweltbewußtsein starke zivile Gesellschaft bürokratische und informelle Politik steigende Politisierung der Produktion Modernisierungskapazität</p>	<p>relevantes Umwelt- und Verbraucherbewußtsein starke zivile Gesellschaft Koexistenz von Konservatismus und »postmodernem« Individualismus Konsens-, aber keine Konfliktkultur Modernisierungskapazität steigende Politisierung der Produktion Nation verschiedener regionaler Kulturen</p>	<p>hoher Bürokratisierungsgrad geringe Modernisierungskapazität Bedeutungsgewinn von Umweltschutz Prävalenz nationaler Regierungsinteressen</p>
<p>bedeutsamer exportorientierter Agrarsektor einflußreiche Agrarpolitik partiell durchsetzungsfähige Umweltpolitik beträchtlicher Anteil von Privatbrunnen Ökologisierung von Politikbereichen</p>	<p>bedeutsamer exportorientierter Agrarsektor einflußreiche Agrarpolitik Tradition der Wasserregulierung staatlich-regulative Umweltpolitik strukturell verankerte sozioökonomisch-ökologische Konfliktslagen Politikrelevanz von Umwelt- und Verbraucherverbänden</p>	<p>einflußreiche Agrarpolitik Politikrelevanz von Verbraucherverbänden hoffähiger ökologischer Landbau kommunale Wasserwirtschaft Ökologisierung von Politikbereichen</p>	<p>zentrale Stellung einer bürokratischen Agrarpolitik mit enormen sunk costs regulative, ressourcenschwache Umweltpolitik bislang fehlende Agrarumweltpolitik Krise der EG-Agrarpolitik</p>
<p>relativ offene Politikformulierung administrative Organisations- und Ressourcenkapazität rechtsförmige Politik Korporatismus</p>	<p>relativ offene Politikformulierung mittlere Implementationskapazität konsensorientierte, formalisierte und kontinuierliche Politikgestaltung</p>	<p>kantonale Politikgestaltung konsensorientierter Korporatismus relativ offene Politikformulierung mit Plebisziten varierende Implementationskapazität konservativer Hintergrund des politischen Prozesses</p>	<p>geschlossene informelle, expertengeprägte Politikformulierung in segmentierten Politikarenen fehlende umweltpolitische Implementationskapazität institutionelle Politikfragmentierung</p>
<p>Nitratpolitik innerhalb von Agrarumweltpolitik Verkopplung von Nitrat- und Phosphatmissionen wenige Hauptakteure vorübergehend starke Priorität der Umweltpolitik</p>	<p>Nitratpolitik innerhalb von Agrarumweltpolitik hohe »Altlasten« zentrale Rolle des Agrarministeriums Pfadfinderrolle von Nitrat</p>	<p>Nitratpolitik innerhalb von Agrarumweltpolitik kantonale Entscheidungszuständigkeiten Orientierung auf soziales Lernen verschiedene Regulierungsbereiche</p>	<p>Bestandsrationalität Gefangenendilemma mehrschichtige Konflikt- und Interessenlagen segmentierte Politikarenen</p>
<p>Umweltbundesamt als eigenständiger Akteur »grüne Mehrheit« im Parlament</p>	<p>Interimgesetz 1984 Nitratforschung der Wasserwirtschaft</p>	<p>Bedeutsamkeit engagierter Individuen und der Ökologisierung der FAC-L sekundäre Stellung des Nitratproblems</p>	<p>Koinzidenz von GAP-Krise und Umsetzungsproblemen der Trinkwasser-Richtlinie fehlende Folgenwahrnehmung bei deren Diskussion engagierter, für die Kontrolle ihrer nationalen Umsetzung zuständiger EG-Beamter</p>
<p>keine regionaltypischen Problemlagen geringer Problemdruck bei steigenden Nitratgehalten des Grundwassers</p>	<p>gravierendes Gülleüberschußproblem in den Südostregionen, verbunden mit hohen Ammoniak- und Phosphatmissionen</p>	<p>lokal (regional) begrenzte Nitratprobleme mit steigenden Nitratgehalten des Grundwassers, primär infolge lokaler Gülleausbringung</p>	<p>große Varianzen in nationaler/regionaler Problemstruktur, -wahrnehmung und -behandlung</p>

Aus Tabelle 11.4 lassen sich nur schwer eindeutige Zusammenhänge zwischen bestimmten Determinanten und einer spezifischen Nitratpolitik herausfiltern, was auf die Komplexität, Vielschichtigkeit und Interaktionsdynamik der Determinanten konkreter Politikmuster hinweist. Damit vermag die Politikanalyse zwar empirisch plausible Interpretationsfiguren zum besseren Verständnis von Politikprozessen anzubieten, aber keine zwingenden Kausalerklärungen konkreter Politiken.

Folgende Zusammenhänge lassen sich aufgrund der Verknüpfung der in den Tabellen 11.3 und 11.4 komprimierten Angaben über Nitratpolitiken und ihre Determinanten plausibilisieren:

1. Problemstrukturelle Determinanten haben einen Einfluß auf die sachlichen Schwerpunkte von Nitratpolitik. Bei aller sozialpsychologisch und politisch bestimmten Wahrnehmung und Definition des Nitratproblems schlägt seine - innerhalb des gesellschaftlich konsentierten kognitiven Rahmens - »objektive« Struktur auf die Politikformulierung durch. Die niederländische Nitratpolitik orientiert sich auf präventiver Ebene trotz durchaus auch hoher Mineraldüngergaben am Gülleproblem. Die Schweizer Nitratpolitik ist kantonal bestimmt und bei dem hohen Anteil organischer Düngung ebenfalls primär güllebezogen. In Deutschland und Frankreich finden sich entsprechend eher gleichgewichtig auf Mineraldüngung und Gülleausbringung bezogene Politikprogramme.
2. Ein auf formell-rechtliche Regulierungen ausgerichteter Politikstil in der Bundesrepublik, Dänemark und den Niederlanden sowie auf EG-Ebene schlägt sich deutlich in deren Nitratpolitiken nieder, während Englands informell-korporative Politikgestaltung im weitgehenden Verzicht auf rechtsverbindliche agrarumweltpolitische Maßnahmen zum Ausdruck kommt.
3. Eine in allen Ländern einflußreiche Agrarpolitik dürfte durchgängig maßgeblich dazu beitragen, daß Umweltauflagen für die Landwirtschaft nur allmählich substantiell und nicht nur symbolisch durchgesetzt werden können und die wirtschaftlichen Interessen der Landwirtschaft dabei mehr oder weniger stark berücksichtigt werden. Da der Agrarsektor in fast allen Industriestaaten politisch und ökonomisch gestützt wird, böte sich wohl allein Neuseeland als empirischer Test dieser Aussage an.
4. Hingegen hat die volkswirtschaftliche Bedeutung respektive Bedeutungszuschreibung offenbar keinen prägnanten Einfluß auf die Nitratpolitik. Allenfalls läßt sich eine stärkere Belastbarkeit durch Umweltauflagen (einschließlich einer Phosphat- oder Stickstoffabgabe) einer mehr markt- und exportorientierten Landwirtschaft wie der dänischen

- oder niederländischen vermuten. Die politisch-rechtliche Absicherung von Ausgleichszahlungen in den Niederlanden, England und der BRD, nicht jedoch in Dänemark, Frankreich und der Schweiz verdeutlichen die Unzulässigkeit eindeutiger Schlußfolgerungen.
5. Länder mit stärkerem Umweltbewußtsein und einer bereits beobachtbaren Politisierung der Produktion scheinen zumindest zeitlich eher in präventiver Richtung nitratpolitisch aktiv zu werden. Wie die Rekonstruktion des Prozesses der Problemdefinition deutlich macht (vgl. Kapitel 11.2), dürfte in diesem Zusammenhang Nitratpolitik nur als ein Element einer solchen soziokulturellen Konstellation und damit als Korrelation und nicht als Ursache-Wirkungs-Zusammenhang zu interpretieren sein.
 6. Umweltverbände haben eine Frühwarnfunktion und belebten die (öffentliche) Nitratdiskussion, besaßen aber überwiegend nur geringen Einfluß auf die konkrete Ausrichtung der Politikprogramme, wie die Beispiele der Niederlande und der Schweiz mit recht aktiven Umwelt- bzw. Verbraucherverbänden zeigen.
 7. Nationale Politikstile schlugen sich bislang nur sehr begrenzt in der inhaltlichen Ausrichtung der Nitratpolitiken nieder. Die relative Offenheit oder Geschlossenheit der Programmformulierung und die differierenden Implementationskapazitäten des politisch-administrativen Systems (PAS) führten nicht zu national deutlich unterschiedlichen Politikprogrammen. Allerdings sprechen durchaus auch aufzeigbare Ähnlichkeiten in den Politikmustern und Regulierungsmodi von Deutschland und den Niederlanden (zum Beispiel Rechtsförmigkeit von Regulierungen) oder von Frankreich und der Schweiz (zum Beispiel Signifikanz regionaler Implementationsressourcen) gegen die Irrelevanz nationaler Politikstile. Der Befund ihrer begrenzten Bedeutsamkeit mag auch daran liegen, daß das Nitratproblem in den vergangenen Dekaden überwiegend einen geringen politischen Stellenwert besaß und daß diesbezügliche Folgewirkungen auf die Nitratpolitik erst in der Zukunft im Zuge ihrer Implementation zum Tragen kommen mögen.
 8. Die politisch erfolgreiche Verknüpfung von Sach- und Verteilungsfragen, insbesondere seitens der Landwirtschaft, macht Ausgleichszahlungen für Umweltauflagen wahrscheinlicher, wie die Beispiele Bundesrepublik, England und Niederlande und die Verhandlungen um die EG-Nitrat-Richtlinie indizieren. Aber auch hier ist vor uneindeutigen Korrelationsaussagen zu warnen, wie die Diskussion um eine Stickstoffabgabe in Frankreich verdeutlicht und wo die Strategie der

Agrarverbände einer solchen Verknüpfung bislang (noch) nicht erfolgreich war.

9. Die mehr oder minder als Gefangenendilemma darstellbare Spielsituation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft macht eine Kooperation beider Akteure nur aufgrund die Auszahlungsmatrix verändernder politischer Vorgaben und des Schattens einer kommenden agrarumweltpolitischen Zukunft (vgl. Axelrod 1984) wahrscheinlicher. Sonst zahlt sich insbesondere für die Landwirtschaft ein Konfliktverhalten und Kooperationsverzicht ökonomisch fast stets aus. Allerdings ist das Beispiel Englands mit wenigen politischen Vorgaben und fehlendem agrarumweltpolitischen Schatten der Zukunft wohl kein hinreichender Beleg für die Stringenz dieser Hypothese.
10. Daß das Engagement bestimmter Individuen oder Organisationen die Entwicklung und die Durchsetzbarkeit von Nitratpolitik maßgeblich beeinflußt, belegen etwa der umweltpolitisch profilierte Landwirtschafts- und Umweltminister Nordrhein-Westfalens, die EG-Aktivitäten der britischen Friends of the Earth, manche französische Wassergebietsämter, das dänische Umweltbundesamt oder der in der DG XI für die Kontrolle der nationalen Umsetzung der EG-Trinkwasser-Richtlinie zuständige EG-Beamte. Ebenso hat die Koinzidenz steigender Nitratwerte mit der Krise der EG-Agrarpolitik zweifellos den Spielraum für eine gewisse Deintensivierung der landwirtschaftlichen Produktion aus Gründen des Umweltschutzes erweitert.

Für die sechs Klassen von Politikdeterminanten erscheint zusammenfassend die differentielle Erklärungskraft von Kontext- und historiographischen Determinanten als am augenfälligsten für die substantielle Umsetzung von Nitratprogrammen. Die (erzwungene) Reorientierung der Agrarpolitik, die Formulierung einer Agrarumweltpolitik und die politisch-institutionelle Absicherung und Durchsetzungsfähigkeit von Umweltpolitik, einerseits, und das überdurchschnittliche Engagement von Einzelpersonen und manchen Organisationen sowie zeitliche Koinzidenzen mit der Privatisierung der Wasserwirtschaft Großbritanniens oder der Dezentralisierung des politisch-administrativen Systems Frankreichs, andererseits, scheinen substantielle Erfolge (oder Mißerfolge) der Nitratpolitik signifikanter zu beeinflussen als unterschiedliche nationale Politikstile, sozioökonomische Basisstrukturen oder substantielle, d. h. agrarische, hydrogeologische oder die Trinkwassergewinnung betreffende nitratspezifische Problemlagen.

Methodologisch erscheint eine Gewichtung der relativen Bedeutung unterschiedlicher Klassen von Politikdeterminanten allerdings unangemessen. Je nach interessierender Erklärungsebene variiert die Wichtigkeit

einzelner Determinanten. Deren Taxonomie zielt ja gerade darauf ab, beobachtete Politiken aus der Überlagerung und dem Zusammenspiel der sechs ausgezeichneten politikrelevanten Variablensets relativ umfassend erklären zu können, ohne damit die zwingende Notwendigkeit spezieller Determinanten zu behaupten.

Dagegen ist die Frage nach der die Entwicklung von Nitratpolitik prägenden Dynamik zweifellos von politiktheoretischem Interesse.

Welche Dynamik erzeugt zum einen die Interaktion der verschiedenen Sets von Politikdeterminanten, und welche Dynamik resultiert aus der Überlagerung und strukturbedingten Verkopplung verschiedener Politik-ebenen, -arenen und -spiele. Da eine entsprechend ausgearbeitete Politiktheorie jedoch nicht vorliegt, werden im folgenden Abschnitt lediglich einige plausibel abschätzbare nitratpolitische Entwicklungstrends aufgezählt.

11.6 Entwicklungstendenzen

In den neunziger Jahren dürfte sich die Nitratpolitik im Grundtenor in den einzelnen Ländern ähnlich, im konkreten aber recht verschieden entwickeln. Generell ist mit folgenden Entwicklungstendenzen zu rechnen¹⁰:

1. Ökologisierungstendenzen werden sich gesellschaftsweit fortsetzen. Umwelt- und Naturschutzfragen werden stärker berücksichtigt werden. Das Umweltbewußtsein der Landwirte nimmt zu.
2. Die Formulierung und Detaillierung agrarumweltpolitischer Programme wird sich ausweiten.
3. Die Landwirtschaft wird eher vielfältiger werden, und verschiedene Leitmodelle (konventionelle, ökologisch orientierte, High-tech-Landwirtschaft) werden koexistieren.
4. Der Agrarstrukturwandel wird sich eher verstärken, aber regional nach Standortgunst weiter differenzieren.
5. Die vertikale Integration am Markt wird zunehmen mit Folgen für die Entscheidungsspielräume der unterschiedlichen Akteure im Agrarsektor.
6. Die EG-Agrarpolitik wird weiterhin via politisch kontroverser Modelle einen Abbau der Überschußproduktion anstreben, wobei offen ist, wie stark die Rolle des Marktes wird.

¹⁰ Unterstellt wird dabei wie stets bei derartigen Extrapolationen in die Zukunft das Ausbleiben extremer Ereignisse und Turbulenzen sowie grundlegender Strukturveränderungen.

7. Der soziokulturelle Druck zugunsten einer umweltverträglicheren Landwirtschaft dürfte zunehmen, allerdings mit der parallelen Verbreitung der alternativen Option einer stärkeren Differenzierung des ländlichen Raums in landwirtschaftliche Produktionsstandorte, Erholungs- und Naturschutzregionen.
8. Andere (globale) Umweltprobleme als die der (nationalen) Landwirtschaft werden in den Vordergrund der öffentlichen Diskussion treten, und auch innerhalb der Agrar-Umwelt-Diskussion wird das Nitratthema an Bedeutung verlieren.
9. Von der politischen Debatte zum administrativen Vollzug, so dürfte sich die Entwicklung der Nitratpolitik charakterisieren lassen.
10. In der Agrar- und Umweltverwaltung wird Nitrat aber einen wichtigen Platz einnehmen.
11. Gemischte Regulierungsmuster aus Selbstregulierung und konkreten, jedoch flexiblen politisch-administrativen Vorgaben dürften zum allmählich dominanten Modus der Umsetzung nitratpolitischer Programme werden.
12. Politische Brisanz dürfte zunehmend nur mehr von örtlichen Konflikten um hohe Nitratwerte und die Implementation von Nitratprogrammen ausgehen.

Länderspezifisch lassen sich folgende Einschätzungen plausibilisieren:

1. In der Bundesrepublik Deutschland werden andere Gesundheits- und Umweltprobleme der Landwirtschaft wie Pestizidemissionen oder Tierpharmaka im Vordergrund etwa der Agrar-Umwelt-Diskussion stehen. Der Agrarstrukturwandel samt seiner agrarsozialen und agrarökologischen Folgen wird massiv bleiben. Die Eingliederung und die Umweltprobleme der ehemaligen DDR-Landwirtschaft werden in den Vordergrund der politischen Diskussion rücken. Die Nitratpolitik werden bürokratisch geprägte Regulierungen, die Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit deutlicheren Bewirtschaftungsaufgaben als in der weiter zurückliegenden Vergangenheit und die Erprobung entsprechender Modelle von Ausgleichszahlungen als auch die Fortsetzung ökologisch begründeter Agrarsubventionen prägen. Dabei dürften auch Gerichtsstreitigkeiten und -urteile eine wachsende Rolle spielen (vgl. Conrad 1992).
2. In England dürfte die pragmatische und kontroverse Agrar-Umwelt-Diskussion anhalten. Ökologisch motivierte *management agreements* und deren umweltpolitische Effektivität könnten im Vordergrund solcher Debatten stehen. Konflikte mit der EG-Kommission hinsichtlich der Implementation der Nitrat-Richtlinie dürften an Bedeutung gewinnen. Das Nitratproblem könnte durchaus noch eine zentrale Stel-

lung in der britischen Agrarumweltpolitik einnehmen. Die notwendige Erneuerung des Wasserleitungsnetzes einer privatisierten Wasserwirtschaft wird der Frage nach der Durchführung und Finanzierung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen in den von hohen Grundwasser-Nitratgehalten betroffenen Gebieten zusätzliche Brisanz verleihen.

3. In Frankreich kann mit einer effektiven, aber auch pragmatischen, sich auf die markanten Problemgebiete konzentrierenden Umsetzung der teils konsensuell entwickelten nitratpolitischen Programme gerechnet werden, wobei die angestrebte Nitrat-Abgabe der Landwirtschaft - im Falle ihrer Verabschiedung - durch anderweitige (versteckte) Agrarsubventionen teilweise kompensiert werden könnte.
4. In Dänemark wird sich die modifizierte, den landwirtschaftlichen Interessen mehr entgegenkommende Implementation nationaler agrarumweltpolitischer Programme kontinuierlich fortsetzen, wobei die EG-Nitrat-Richtlinie infolge der absehbaren Notwendigkeit der Ausweisung zumindest umfangreicher Landesteile als gefährdete Gebiete zu verschärften politischen Auseinandersetzungen führen dürfte. In einigen Gebieten könnte es längerfristig zu einer Verschärfung des Nitratproblems kommen, wenn sich die bislang bevorzugte wasserwirtschaftliche Ausweichstrategie des Bohrens tieferer Brunnen durch zunehmende Nitratkonzentrationen auch in diesen tieferliegenden Aquiferen als mittelfristig erfolglos erweisen sollte. Dann könnte Nitrat noch zu einem zentralen agrarumweltpolitischen Thema werden, da es dann als ein im Prinzip landesweites Problem der Trinkwasserversorgung eingestuft werden müßte.
5. Auch die Niederlande wären mehr oder weniger landesweit von der EG-Nitrat-Richtlinie betroffen. Hier ist mit Auseinandersetzungen mit der EG-Kommission zu rechnen, da die niederländische Regierung wohl kaum eine Bestandsobergrenzen beinhaltende Reorientierung ihrer intensiven, exportorientierten Landwirtschaft anstreben dürfte. Zur Bewältigung des Gülleproblems ist aber mit gegenüber den jetzigen Nitratprogrammen noch mit gewissen Verschärfungen zu rechnen. Zusätzlich ist im Rahmen der Nitrat-Richtlinie eine Ausweitung der Nitratpolitik auf den Pflanzenbau und die Mineraldüngung nicht unwahrscheinlich. Die Gewährung von Ausgleichszulagen in Wassergewinnungsgebieten wird sich etablieren, während wegen der großen betroffenen Flächen Ausgleichszahlungen für schwächere Bewirtschaftungsauflagen in weiteren Schutzzonen weniger wahrscheinlich sind. Die Landwirtschaft wird sich vermutlich maßgeblich an den Kosten der Nitratprogramme beteiligen müssen.

6. Die Tradition kantonaler und kommunaler Nitratprogramme wird sich in der Schweiz fortsetzen und in Umfang und Detaillierung parallel zu lokal steigenden Grundwasser-Nitratgehalten ausweiten. Diese Programme sind dementsprechend den örtlichen Gegebenheiten angepaßt und primär auf das Gülleproblem ausgerichtet. Die Umweltberatung in einer (trotz entgegengerichteter agrarpolitischer Maßnahmen) von regional differenziertem Strukturwandel betroffenen Landwirtschaft wird verstärkt werden.
7. Auf EG-Ebene dürfte sich ein Konzept der Agrarpolitik durchsetzen, das - bei Begrenzung der traditionellen Agrarmarktsubventionen - eine (zusätzliche) ökonomische Absicherung der Landwirtschaft aufgrund umweltverträglicher Produktionsformen vorsieht. Dadurch wird die DG VI verstärkt mitzuständig für Umweltpolitik im Agrarsektor und kann die sich abzeichnende EG-Agrarumweltpolitik entscheidend mitdefinieren. Nach Verabschiedung der Nitrat-Richtlinie wird es auch um deren (mangelnde) nationale Umsetzung zu Verfahren vor dem Europäischen Gerichtshof kommen. Aufgrund des politischen Drucks in Richtung auf eine Erweiterung der EG werden agrarumweltpolitische Fragen aber kaum ins Zentrum der EG-Politik rücken, ihre rechtliche Regulierung im Falle neuer Mitgliedsstaaten jedoch politisch noch komplizierter und in ihrer Implementation noch schwerer kontrollierbar werden. Dies könnte längerfristig auch zu einer Reorientierung der regulativ geprägten EG-Umweltpolitik führen (Majone 1989b).

12. Interpretation der Untersuchungsergebnisse

Dieses Kapitel faßt die wesentlichen Merkmale der Nitratpolitik in den untersuchten Ländern in sachlicher, sozialer und zeitlicher Hinsicht zusammen, diskutiert den Einfluß formaler Politikstrukturen, erörtert die Stimmigkeit und Triftigkeit einiger formaler und substantieller Hypothesen und fragt anhand der Skizze von drei prototypischen Szenarien der Nitratpolitik um das Jahr 2000 nach der Bedeutung stochastischer Momente für ihre Entwicklung. Abschließend wird der Versuch einer knappen selbstkritischen Evaluation der vorgelegten vergleichenden Rekonstruktion nationaler Nitratpolitiken unternommen.

12.1 Nitratpolitik in der Sach-, Sozial- und Zeitdimension

1. Sachdimension

Von seinem Entstehungszusammenhang her bestimmte die Gefahr der Methämoglobinämie durch hohe Nitratgehalte des Trinkwassers die politische Perzeption des Nitratproblems. Dies führte zu entsprechenden Grenzwertempfehlungen und -festlegungen durch die WHO und im Rahmen nationaler Gesundheitspolitiken in den sechziger und siebziger Jahren und zu deren teilweiser Herabsetzung auf 25 bis 50 mg/l in der EG-Trinkwasser-Richtlinie, in revidierten nationalen Rechtsverordnungen sowie in den überarbeiteten WHO-Empfehlungen in den achtziger Jahren. Somit bestimmte ein gesundheitspolitisch motivierter Qualitätsstandard des Trinkwassers maßgeblich die Problemdefinition der Nitratpolitik. Während hinsichtlich möglicher Gesundheitsrisiken der Nitrataufnahme die Nitratbelastung von Salat und Gemüse und das Krebsrisiko durch endogene gebildete Nitrosamine die Nitratdiskussion in den einzelnen Ländern in unterschiedlichem Ausmaß prägten, rückten ansonsten zunehmend Ursache-Wirkungszusammenhänge, Problemlösungsmaßnahmen und ökologische Problemlagen ins Zentrum der Nitratdiskussion. Sie betrafen den Zusammenhang von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweisen und Nitrateinträgen der Landwirtschaft, den Stickstoffkreislauf im Boden und die hydrogeologischen Bestimmungsfaktoren der Nitratauswaschung ins Grundwasser, geeignete wasserwirtschaftliche und wassertechnische Maßnahmen, Eutrophierung der Gewässer und Böden sowie agrartechnische Verfahren und landwirtschaftliche Bewirtschaftungstechniken der Problemlösung. In diesem Prozeß wurde zum einen die Landwirt-

schaft, kaum aber deren agrarpolitische Rahmenbedingungen als Hauptverursacher des Nitratproblems gesellschaftlich identifiziert und zum anderen das verfügbare Wissen im Rahmen einer teils intensiven Nitratforschung stark erweitert und detailliert. Zugleich wurde das Nitratproblem zunehmend weniger isoliert betrachtet und in die Kontexte der Agrar-Umwelt-Diskussion, einerseits, sowie diejenigen zum Beispiel medizinischer, gewässerkundlicher oder auf den Stickstoffkreislauf bezogener Fachdiskussionen, andererseits, eingebettet.

Auf der Ebene von Politikformulierung waren die agrarwirtschaftlichen und -politischen Bedingungen landwirtschaftlicher Produktion und Strukturwandels, einerseits, und ein steigendes Umweltbewußtsein und das wachsende politische Gewicht der Umweltpolitik, andererseits, entscheidende Kontextdeterminanten. Die Krise einer zur Überschußproduktion führenden Agrarpolitik und der angesichts zunehmend perzipierter Umweltprobleme der Landwirtschaft wachsende gesellschaftliche Druck zugunsten einer umweltverträglicheren Agrarproduktion führten in der Tendenz zu politischen Problemlösungen nach dem Muster »Umweltfreundlichkeit gegen Geldzahlungen«, die die Durchsetzung substantieller Umweltanliegen in der Landwirtschaft gegen die Öffnung neuer Subventionskanäle für den Agrarsektor möglich machten. Dabei differieren Ausmaß und konkrete Form dieses Regulierungsmusters von Land zu Land beträchtlich. Umgekehrt war Nitrat in einigen Ländern wesentliches Medium der Entwicklung einer agrarumweltpolitischen Arena und von Agrarumweltpolitik. Dies erleichterte die allmähliche Umorientierung nitratbezogener Politikprozesse von primär korrektiven auf vermehrt präventive Politikprogramme. Während gegenüber der Landwirtschaft als Adressat der Nitratpolitik persuasive Politik vorherrschte, die erst in den letzten Jahren stärker regulative und ökonomische Politikinstrumente einbezieht, ging es - bei unterschiedlicher Stringenz in den einzelnen Ländern - gegenüber der Wasserwirtschaft vor allem um die zumindest formelle Implementation eines rechtsverbindlichen Standards. Hier entfalte te der Nitratgrenzwert der EG-Trinkwasser-Richtlinie eine politisch unbeabsichtigte starke Eigendynamik.

Es lassen sich zwar in den meisten Ländern eine (zeitweise) hohe politische Aufmerksamkeit gegenüber dem Nitratproblem und vielfältige diesbezügliche politische Debatten und Maßnahmen konstatieren, jedoch kaum eine genuine Nitratpolitik. Die zunehmende Integration nitratpolitischer Maßnahmen über die Gesundheitspolitik hinaus in eine sich entwickelnde Agrarumweltpolitik erscheint der Sachlage dabei durchaus angemessen.

Politikstrategisch dominierte ein technik- und adressatenzentrierter Ansatz in der Nitratpolitik, indem sie auf geeignete technische Maßnahmen seitens ihrer Adressaten und diesbezügliche Lernprozesse setzte, wie Wasserverschneidung oder Denitrifizierungsanlagen seitens betroffener WVUs, den Bau von Güllespeichern und eine umweltverträglichere Gülleausbringung in der Viehhaltung oder Düngungsberatung und die Nutzung der N_{min} -Methode im Pflanzenbau. In der Praxis reagierte die Politik vor dem Hintergrund steigender Umweltsensibilität der Bevölkerung vielfach im Sinne von symbolpolitischem Krisenmanagement auf öffentlichkeitsrelevante (lokale) Ereignisse und ging primär inkrementalistisch vor, während sich die damit einhergehenden Strukturwandel- und Ökologierungsprozesse im Agrarsektor im wesentlichen eher naturwüchsig und aus den *withinputs* des politischen Prozesses ergaben.

In der Sachdimension unterscheiden sich die untersuchten Länder in Problemstruktur und -druck von landwirtschaftlicher Nitrat Auswaschung und Grund- und Trinkwasserbelastung, in der Regulierung der Nitratgehalte in Salat und Gemüse und in der volkswirtschaftlichen Bedeutung der Landwirtschaft. Politisch differieren der Stellenwert des Nitratproblems, der Entwicklungsgrad von Agrarumweltpolitik und die nationalen Politikstile und -profile der Nitratpolitik. Somit unterscheiden sich die Vergleichsländer unter Berücksichtigung verschiedenartiger sachlich-substanzieller Problemlagen weniger in den Inhalten als in den Formen und den Zeitpunkten der Formulierung und Implementation ihrer Nitratpolitik.

2. Sozialdimension

In der Sozialdimension fällt zunächst die starke Rolle des Wissenschafts-systems ins Auge, das Problemwahrnehmung und verfügbare Problemlösungen wesentlich geprägt hat, ohne jedoch damit die Präferenzen der Nitratpolitik innerhalb dieses Rahmens, z. B. zugunsten wasserwirtschaftlicher Problemlösungen, entscheidend zu beeinflussen (vgl. Conrad 1990a, 1991c). Landwirtschaft, Agrar- und Umweltministerien und -behörden sowie teilweise Gesundheitsbehörden, Wasserwirtschaft, EG-Kommission und Umweltverbände bestimmten die Akteurkonfiguration, während die Parteipolitik und die Gerichte nur in wenigen Fällen eine bedeutsame Rolle spielten. Das Grundmuster der Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik besteht aus zwei Akteurpaaren mit relativ polaren Interessenlagen und Positionen, bestehend aus jeweils einer politisch-administrativen und einer gesellschaftlichen Akteurgruppe, nämlich dem Landwirtschaftsministerium samt nachgeordneter Organisationen sowie der Landwirtschaft und teilweise Nahrungsmittel- und Düngemittelindustrie, einerseits, und dem Umwelt- und teils Gesundheitsministerium samt nachgeordneter Be-

hörden und Ämter sowie, in stark variierendem Ausmaß, Wasserwirtschaft, Umweltschutzorganisationen und teils Verbraucherverbände, andererseits.¹ Bei ungefähr gleich starken, daher auf Verhandlungen angewiesenen Akteurpaaren verstärkt eine solche Viereckskonstellation Trends zum Konfrontationsabbau und zum Kompromiß sowie zur Bevorzugung »weicher« Vollzugsinstrumente in der Nitratpolitik (Knoepfel 1991b). Je nach politischer Stärke der Akteurguppen kamen präventive Politikprogramme mehr oder weniger, früher oder später zum Zuge.

Politikspiele um Nitrat fanden (zunächst) in unterschiedlichen Politikarenen statt, in denen Nitrat keine zentrale Bedeutung zukam. Erst infolge der politisch-administrativen Eigendynamik des Nitratgrenzwertes der EG-Trinkwasser-Richtlinie² und der zunehmend präventiven, auf die Landwirtschaft bezogenen Lösungsanforderungen kam es zur Überlagerung und Verknüpfung von Politikspielen mit heftigen, kontroversen, auch öffentlich ausgetragenen Nitratdebatten und bildeten sich relativ klare Konfliktlinien zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, zwischen Agrar- und Umweltbehörden und zwischen Kompetenzansprüchen verschiedener Politikebenen (EG-Kommission, nationale Regierung, Länder- oder Provinzregierungen, Kommunalverwaltung) heraus.³ Damit einher gingen eine verstärkte Interaktion und Kommunikation der Akteure und soziale Lernprozesse, die Internationalisierung und »Kommunalisierung« der Nitratdiskussion mit vermehrter Themenverknüpfung und -integration und ein politischer Bedeutungsgewinn des Nitratthemas. Aufgrund der partiellen Kopplung formeller ökonomischer und kompetenzmäßiger Interessen der Akteure mit dem *issue* Nitrat⁴ gewann das Nitratthema an

1 Diese Basiskonfiguration wird natürlich durch Interessendifferenzen innerhalb der jeweiligen Akteurguppen überlagert.

2 Dem korrespondierte in der Schweiz mehr oder weniger die Vorgabe von 40 mg/l, die erst 1986 gesetzlich verankert wurde.

3 Daneben gab es durchaus auch noch andere, teils akteurinterne Konfliktlinien wie zwischen Umweltschützern und Wasserwirtschaft in der Bundesrepublik und teils in den Niederlanden, zwischen dem Interesse der kommunalen Abwasserwirtschaft an der Klärschlammabnahme durch Landwirte und deren Interesse an wenig behinderter Gülleausbringung in der BRD und der Schweiz, oder zwischen verschiedenen sozioökonomischen Gruppierungen in der Landwirtschaft wie Pflanzenbauer und Viehhalter in den Niederlanden, ökologischer und konventioneller Landbau in der Schweiz und der BRD oder Kleinbauern und Agrarindustrielle in Frankreich und der BRD.

4 Einkommensverhältnisse der Landwirte und Wasserkosten und -preis kleinerer WVUs in ländlichen Gebieten können signifikant von dem Modus der Einhaltung des Nitratgrenzwertes beeinflusst werden, und Entscheidungsspielräume und Handlungsmöglichkeiten von EG-, Bundes-, Länder- und lokalen Behörden wurden bei der Implementation des Nitratgrenzwertes offensichtlich und kontrovers.

politischer Brisanz und führte verstärkt⁵ zu vielfältigen Bargainingprozessen und Auseinandersetzungen.

Insgesamt spielten staatliche Organe in allen Ländern auch bei teils bewußtem Politikverzicht, wie in England, eine zentrale Rolle im Politikspiel um Nitrat.

Im Zuge der Heterogenisierung und Verflüssigung von Interessen- und Motivlagen und der Auflösung etablierter Politikroutinen mit der Bedeutungszunahme informalen Verwaltungshandels (vgl. Bohne 1981) und einer Deregulierungsbewegung (vgl. Hancher/Moran 1989) sowie der Formierung eines neuen Politikfeldes, der Agrarumweltpolitik, besaß und besitzt das Modell der (lokalen) Selbstregulierung des Nitratproblems jedoch eine mehr oder minder ausgeprägte Anziehungskraft in den untersuchten Ländern. Somit laufen (private) Selbstregulierung und staatliche Strukturbildung und Regulierung in der Nitratpolitik vielfach parallel. Die entscheidenden gesellschaftlichen Rahmenbedingungen für die substantielle Durchsetzung präventiver nitratrelevanter Politikprogramme liegen allerdings auf der Ebene ökonomischer und kultureller Bedingungsverhältnisse, wie mangelnde Internalisierung von Umweltkosten, prekäre Einkommenslage und Zukunftsperspektive vieler Landwirte, fehlendes bzw. nicht internalisiertes Leitbild moderner umweltverträglicher Landwirtschaft, denen die Nitratpolitik Rechnung zu tragen hatte.

Die Unterschiede zwischen den Ländern beziehen sich vor allem auf das unterschiedliche Ausmaß an nitratpolitischem Engagement und Zugang der Akteure, die Rolle staatlicher Regulierung und den unterschiedlichen Stellenwert supra- und subnationaler Politikebenen.

So waren Umweltverbände in den Niederlanden und Verbraucherverbände in der Schweiz nitratpolitisch bedeutsamer als in der Bundesrepublik und Frankreich. Die Landwirtschaftsverbände befaßten sich in der BRD früh mit dem Nitratproblem (vgl. Welte/Timmermann 1982) und waren maßgeblich am Prozeß der Programmformulierung beteiligt (zum Beispiel WHG-Novelle 1986, Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen 1984), während sie in Dänemark hiervon relativ überrascht wurden und das Landwirtschaftsministerium mühsam politisches Terrain zurückgewinnen mußte. Die Düngemittelindustrie war in Frankreich und England wesentlich, in Dänemark und den Niederlanden hingegen kaum an der nitratpolitischen Diskussion beteiligt. Die Wasserwirtschaft der BRD und der Niederlande engagierte sich nach anfänglicher Problemverharmlosung

5 Auch der Verabschiedung des Nitratgrenzwertes von 90 mg/l in der TrinkwV der BRD von 1976 gingen zum Beispiel intensive Verhandlungen voraus, die mit Zuständigkeitsstreitigkeiten zwischen Bund und Ländern zusammenhingen (vgl. Conrad 1990a).

stark in der Nitratdiskussion, während dies für Dänemark, England und Frankreich weit weniger gilt.

Staatliche Regulierung und Formalisierung besaßen in der Nitratpolitik Dänemarks, der Niederlande und der BRD einen höheren politischen Stellenwert als in England und Frankreich mit entsprechenden Konsequenzen für die nitratpolitische Akteurkonfiguration und die Regeln des Politikspiels.

Die EG-Kommission besaß speziell für die englische Nitratpolitik einen beträchtlichen Stellenwert. Regionale Politikregulierung spielt(e) in Deutschland und der Schweiz nitratpolitisch eine entscheidende Rolle.

3. Zeitdimension

Als zeitliches Grundmuster der Entwicklung des gesellschaftlichen und politischen Umgangs mit dem Nitratproblem läßt sich *cum grano salis* die Reihenfolge festhalten: gesundheitsbezogene Problemwahrnehmung - Grenzwertfestlegung - wasserwirtschaftliche Korrekturmaßnahmen - Erweiterung des Problemhorizonts und Diskussion präventiver Nitratprogramme - Implementation dieser Programme im Rahmen einer neu entstehenden Agrarumweltpolitik. Dazu parallel laufen regional steigende Nitratkonzentrationen im Grundwasser und vermehrte lokale Problemlösungen wasserwirtschaftlicher oder landwirtschaftlicher Art im Sinne der (Wieder-)Einhaltung des Nitratgrenzwertes und verringerter landwirtschaftlicher Nitratauswaschung. Gerade in der Nitratpolitik kommt dabei die zeitliche Sequenz von steigendem Umwelt(problem)bewußtsein, Entwicklung umweltpolitischer Programme, Durchführung umweltpolitischer Maßnahmen und substantiellen *outcomes* der Umweltpolitik zum Tragen. Dabei fallen die (aufgrund größerer Problemnähe) häufiger zu beobachtende lokale Initiierung von Nitratpolitik, der Wandel von konfliktbetonter zu kooperativerer Programmdiskussion und -implementation unter den Politikadressaten Landwirtschaft und Wasserwirtschaft auf der Basis sozialer Lernprozesse und Kompromißlösungen sowie eine gewisse Diskrepanz zwischen kontroverser politisierter Problemdefinition und Programmdiskussion und routinierterer administrativer Norm- und Programmimplementation auf.

Die Entwicklung der Nitratpolitik lief überwiegend parallel zur Entstehung einer Arena »Landwirtschaft und Umwelt«. Sie war aber kaum mit signifikanten Policy-Innovationen verknüpft, sondern verlief eher innerhalb etablierter politischer Kanäle und Routinen, auch unter Berücksichtigung der Betonung persuasiver und auf Selbstregulierung abhebender Politik. Schließlich läßt sich der nitratpolitische Prozeß in der Zeitdimension kennzeichnen durch eine gewisse grenzwertbasierte Eigendyna-

mik, deren *policy impacts* und *outcomes* teils nur politisch relativ langfristig, nämlich in Jahrzehnten zu erwarten sind.⁶ Pointiert formuliert, erklärt sich die zeitliche Inzidenz (und Entwicklung) von Nitratpolitik aus der Koinzidenz (und Entwicklung) von Problemdruck, Verfügbarkeit von Problemlösungstechnologien, (öffentlichem) Umweltbewußtsein und zufälligen Politikentscheidungen (EG-Trinkwasser-Richtlinie).

In der Zeitdimension sind die Unterschiede zwischen den untersuchten Ländern mit am augenscheinlichsten. Sowohl was die Formulierung und Implementation nitratbezogener Politikprogramme als auch was die Entwicklung und Umsetzung einer Agrarumweltpolitik angeht, differieren die Länder in Zeitpunkt und Tempo der Politikentwicklung beträchtlich. Im Hinblick auf die Entstehung von Agrarumweltpolitik gehören die Schweiz und die Niederlande mehr zu den Früh- und Frankreich und Dänemark mehr zu den Spätentwicklern. Deren politische Formulierung und Abstimmung scheint lediglich in Dänemark relativ rasch abgelaufen zu sein. Ihre Umsetzung dürfte überall lange dauern und hatte Ende der achtziger Jahre ansatzweise in der Schweiz, den Niederlanden, Dänemark und der Bundesrepublik begonnen. Nitratrelevante Politikprogramme über den Trinkwasserstandard hinaus wurden in der Schweiz relativ früh (Ende der siebziger Jahre) und in England und Frankreich relativ spät (Ende der achtziger Jahre) entwickelt. Analog ist mit deren Implementation in England und Frankreich erst in den neunziger Jahren zu rechnen. Die (Um-)Orientierung auf eine präventiv angelegte Nitratpolitik ist jedoch bei allen Ländern mit partieller Ausnahme Englands auf Mitte der achtziger Jahre anzusetzen.

6 So war, um ein Beispiel zu geben, entgegen optimistischen offiziellen Verlautbarungen von Vertretern der Landwirtschaftskammern und -ämter die N_{\min} -Methode Ende der achtziger Jahre immer noch relativ wenig verbreitet. Rechnet man eine Diffusionszeit von zehn Jahren und für den Nachweis einer reduzierten Nitratkonzentration im Grundwasserleiter weitere zehn Jahre, so hat man eine realistische Zeitspanne für eine wirksame verursacherorientierte Lösung des Nitratproblems vor Augen. Bei klareren Verhältnissen wie der Zwischenbegrünung im Weinbau, die auch dem Erosionsschutz dient, sind Erfolge rascher zu verzeichnen (Schweiger 1988).

12.2 Interessenberücksichtigungsmuster, politische Arenen, Machtlagen und Regulierungsmuster

Prägnant formuliert geht es in diesem Abschnitt um die Frage, inwieweit strukturelle Einflüsse unabhängig von der aktuellen Interessenartikulation und den politischen Schachzügen der Akteure den Verlauf der Nitratpolitik⁷ determiniert haben. Hätte sich diese bei anders, zum Beispiel einheitlich 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.

1. Interessenberücksichtigungsmuster

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 Interessen und Anliegen in der Politik Berücksichtigung finden (vgl. Knoepfel et al. 1980).⁸ 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 und sich länderspezifisch unterscheiden.

7 Die Analyse ihrer strukturellen Einflußfaktoren beschränkt sich hier aus pragmatischen Gründen auf die Wasserseite des Nitratproblems.

8 Davon zu unterscheiden ist die Tatsache, daß grundsätzlich nur eine begrenzte Anzahl von Themen, Problemen, Interessen etc. politisch relevant und durchgesetzt werden kann.

Für die Bundesrepublik Deutschland hielten sich Asymmetrien in der Interessenberücksichtigung auf der Ebene der Nitratpolitik 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. Auch der »Gesundheitsbias« der Nitratdiskussion ist nicht nitratspezifisch.⁹ Interessenselektivitäten kamen dann allerdings auf der Ebene nitratbezogener 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, begünstigten systematisch eine Präferenz der Nitratpolitik zugunsten korrekativer wasserwirtschaftlicher oder -technischer Problemlösungen und die Vermeidung von Kostenbelastungen und Auflagen für die Landwirtschaft.¹⁰ 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 schlugen systematische Interessenberücksichtigungsmuster auf der Ebene von Umweltpolitik allgemein durch, die damit auch für die Nitratpolitik spürbar werden. Nicht nur beeinflußt die Etablierung von Umweltpolitik insgesamt und von Agrarumweltpolitik im besonderen die Chancen wirksamer Nitratpolitik maßgeblich - in den fünfziger und sechziger Jahren hatte das Nitratthema kaum eine Chance, politisch rezipiert zu werden -, sondern es kommt die bisherige strukturelle Unterprivilegierung des Umweltschutzes in Programmformulierung und Implementation (Sening 1985) natürlich auch in bezug auf die Nitratpolitik zum Tragen. Damit bestätigt sich erneut, daß Umweltprobleme inzwischen zwar mit ihrer politischen Wahrnehmung rechnen können, jedoch noch nicht 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 Rol-

9 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.

10 Damit wird *ceteris paribus* nur die strukturelle Bevorzugung, nicht die politische Realisierung dieser Präferenz behauptet.

le. 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 und kognitive Gründe, etwa der eines höheren Verschmutzungsgrades der Oberflächengewässer, ausschlaggebend waren.

Auch der Raumplanung kann man trotz ungenutzter Handlungsspielräume für eine bessere Verzahnung von Raumordnungs- und Umweltpolitik (Fürst et al. 1986) 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. zum Beispiel 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.

Vergleicht man die Interessenberücksichtigungsmuster der anderen Länder mit diesem Bild, so stimmen sie in ihrer Grobstruktur der strukturellen Unterprivilegierung des Umweltschutzes im wesentlichen mit ihm überein. Varianten lassen sich etwa in folgenden Punkten ausmachen.

Soweit Agrarproduktion und -handel stärker marktwirtschaftlich organisiert und agrarpolitisch weniger abgesichert sind, wie etwa der Gemüseanbau in der Schweiz und den Niederlanden, aber durchaus auch in den übrigen Ländern, ist die Durchsetzung von Nitratstandards im Gemüse augenscheinlich leichter möglich.

Die infolge der unterschiedlichen politischen Kultur und des andersgelagerten Parteiensystems stärkere Offenheit der kleineren Länder Dänemark, Niederlande und Schweiz für Umweltbelange scheint die politische Durchsetzung substantieller nitratbezogener Maßnahmen zu erleichtern.

Bei einem überwiegend sehr hohen Grundwasseranteil an der Trinkwasserversorgung und der bisherigen Verfügbarkeit noch unbelasteter

(tieferliegender) Grundwasseraquifere fällt bei diesen Ländern zugleich die politische Kopplung von Nitratpolitik mit Programmen zur Begrenzung von Phosphatmissionen auf, die zum einen nicht allein die Landwirtschaft betreffen, zum anderen vor allem ein Problem der Oberflächengewässer-Eutrophierung und des Bodenschutzes darstellen. Das Interessenberücksichtigungsmuster dieser Länder scheint somit Paketlösungen (in der Umweltpolitik) zu begünstigen. Allerdings zeigt das Beispiel Belgien mit hohen Nitratwerten im Grundwasser, wenig substantiellen nitratpolitischen Maßnahmen, relativer Parteienvielfalt und den beiden seit den achtziger Jahren politisch signifikanten Umweltparteien (vgl. Kitschelt 1989) die begrenzte Stringenz einer solchen Korrelation.

Schließlich ist in Frankreich und auch in England das Interesse an der wirtschaftlichen Entwicklung ländlicher Räume in Politik und Verwaltung stark verankert, so daß die Modernisierung der Agrarproduktion und die Industrialisierung solcher Räume bislang systematisch Priorität über umweltpolitische Anliegen wie eine Begrenzung der Nitratauswaschung besaßen.¹¹

2. Politische Arenen

Des weiteren 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 Grenzbeziehungen 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 ein-

11 Analog argumentierte auch die spanische Regierung, um Modifikationen der EG-Nitrat-Richtlinie und einen besonderen Finanzausgleich durchzusetzen.

schließt, stets verwässert und partiell unterlaufen. Darüber hinaus bildet sich eine agrarumweltpolitische Arena 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 für den Umgang mit dem Nitratproblem vorerst kaum zu, während seine segmentierte Problemwahrnehmung nach Maßgabe arenenspezifischer Regulierungskompetenzen in Agrar-, Wasser-, Gesundheitspolitik etc. insbesondere in den achtziger Jahren durchaus aufgebrochen wurde.

Insgesamt machten die Arenenkonstellation (vgl. Abbildung 11.1) ebenso wie die vorherrschenden Interessenberücksichtigungsmuster korrektive Lösungen des Nitratproblems wahrscheinlicher als präventive. Der wesentliche Unterschied zwischen den untersuchten Ländern besteht in dem früheren oder späteren Zeitpunkt der Herausbildung einer agrarumweltpolitischen Arena und der Permeabilität anderer fachpolitischer Arenen für ökologische Belange. Hier schneiden die Schweiz und die Niederlande etwas besser ab, und entsprechend war die Nitratpolitik dieser Länder relativ frühzeitig agrarumweltpolitisch eingebettet und auch präventiv orientiert.

3. Machtlagen

Sodann 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 Albrecht/Hummel 1990, Bachrach/Baratz 1970, Dahl 1961, Luhmann 1975, Nashold 1971, Parsons 1969). In Anlehnung an Schneider (1988) wurde in Kapitel 3 zwischen instrumentellen, relationalen und strukturellen Machtpotentialen unterschieden.

Zwischen den verschiedenen Akteuren bestehen auf all diesen drei Ebenen von Macht zwar Ungleichgewichte mit einer insgesamt stärkeren Position der Agrarseite gegenüber der Wasserseite, die im wesentlichen die soziopolitisch verankerte Subventionierung der Landwirtschaft und die weitgehende Blockierung präventiver Umweltpolitik betreffen, aber sich ansonsten nur fallspezifisch begrenzt in konkreten Machtdifferentialen niederschlagen. Erleichtert wird die Bestimmung der Rolle von Machtlagen für die Entwicklung der Nitratpolitik durch die beiden Befunde, daß zum einen die direkt nitratbezogenen *vested interests* relativ begrenzt waren (im wesentlichen zu finden bei der Landwirtschaft, der Was-

serwirtschaft, der Düngemittelindustrie und der Agrarverwaltung) und es zum anderen bei den Politikspielen um Nitrat nicht primär um Macht (Gewinn) ging.

Betrachtet man für die BRD zunächst die beiden Protagonisten Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, so ist zunächst 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 Machtdifferentialle; eher erzeugt hier Macht Gegenmacht (vgl. Luhmann 1975). Die betroffenen Landwirte, obwohl als Einzelpersonen 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 im Prinzip 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 Machtdifferentialen.¹²

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 empfundenen - Wählerpotentials der Landwirtschaft.

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

12 Daß staatlich kontrollierte oder gar organisierte Unternehmen Eigeninteressen und Eigenmacht entwickeln, dürfte inzwischen hinreichend gesichert sein und ist unter anderem am Beispiel der Elektrizitätsversorgung empirisch abgesichert (vgl. die Aufgabe der WAA Wackersdorf infolge des Rückzugs der VEBA 1989; Bruche 1977 sowie Lahl/Zeschmar 1984).

Bereichen der Vertragslandwirtschaft einmal abgesehen. Ebenso sind die Unternehmen, die inzwischen Technologien der Denitrifizierung für die Trinkwasserversorgung anbieten, nicht in einer Machtposition, deren Nutzung in der Wasserwirtschaft zum Standard werden zu lassen, auch wenn dies landwirtschaftlichen Interessen parallel läuft und von staatlichen Förderinstanzen begrüßt werden mag.

Zusammengefaßt finden sich in bezug auf das Nitratproblem keine ausschlaggebenden Machtdifferentiale zwischen den relevanten Akteuren.¹³ Landwirtschaft und Wasserwirtschaft verfügen über instrumentelle Machtressourcen (Finanz- bzw. Haushaltsmittel), sind in ihrer eigenen Domäne zwar von den relationalen Machtpotentialen der entsprechenden Behörden, jedoch kaum vom anderen Proponenten abhängig und sind beide strukturell auf rechtlicher Ebene durch Gesundheits-, Wasser- bzw. Landwirtschaftsgesetze oder -klauseln abgesichert. Auch hier liegen die Verhältnisse in den anderen Ländern analog, wenn auch im Falle vorherrschender kleinräumiger kommunaler Wasserversorgung oder politisch schwachen Umwelt- und Wasserbehörden die Agrarseite machtmäßig eher etwas günstiger abschneidet.

Wesentlich ist hingegen die bestehende weitgehende Machtlosigkeit der Agrarumweltpolitik - etwa 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.¹⁴ Ihre Adressaten sind die Landwirtschaft und die kommunalen Behörden sowie potentiell die Agrarpolitik. Sie verfügt bislang weder finanziell noch personell über die notwendigen (Macht-)Ressourcen, hängt relational von der Kooperationsbereitschaft ihrer Adressaten ab und ist strukturell noch wenig rechtlich und institutionell verankert. Zwar variiert die Durchsetzungsfähigkeit agrarumweltpolitischer Maßnahmen zwischen den Ländern und nimmt sie in der Tendenz zu. Ihre Machtbasis ist jedoch bisher in allen Ländern gering. Dies macht in anderer Perspektive¹⁵ die faktische Vorrangigkeit korrekativer wasserwirtschaftlicher Maßnahmen bis in die achtziger Jahre und

13 Die Landwirtschaft vermochte eine sie als Hauptverursacher des Nitratproblems einstuftende Problemdefinition nicht zu verhindern; die Wasserwirtschaft und die Wasserbehörden besaßen nicht die Macht, ein Dünge- und Bewirtschaftungsverhalten der Landwirte zu erzwingen, das die Nitratauswaschung minimiert.

14 Man kann dies auch so formulieren, daß die Landwirtschaft (und die Agrarpolitik) die Macht haben, das Eindringen ökologischer Anforderungen in ihren Kernbereich weitgehend zu blockieren oder zu entschärfen.

15 Interessenselektivitäten lassen sich ja durchaus als Macht- und Herrschaftsverhältnisse interpretieren.

die nur allmähliche Umsetzbarkeit präventiver agrarbezogener Programme in der Nitratpolitik verständlich.

4. Regulierungsmuster

Der Vergleich der nitratpolitischen Regulierungsmuster der untersuchten Länder weist in sachlicher Hinsicht zwar unterschiedliche Gewichte, aber ein gleichartiges Maßnahmenspektrum auf, das in Tabelle 12.1 verdeutlicht wird (vgl. hierzu auch Tabelle 4.3): gesundheitsbezogene Standards, wasserwirtschaftliche Maßnahmen, Nitratforschung, Gülleregulierung, nitratbezogene landwirtschaftliche Beratung, Schutzzonenausweisung, örtliche Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft (Eigenregulierung).

Es lassen sich dabei ganz unterschiedliche Regulierungsstile ausmachen¹⁶, die jedoch meist alle, etwa auf lokaler Ebene, in jedem Land anzutreffen sind, wenn auch mit national verschiedener Gewichtung. So schlagen unterschiedliche Regulierungsmuster und -stile zwar auf die Modi nationaler Nitratpolitiken durch, doch ist deren Vielfältigkeit und Variabilität zu groß, um hier eindeutige Korrelationen behaupten zu können, die über die bereits bezeichneten Differenzen in den nationalen Politikstilen und -profilen hinausgehen.

Somit legt der Vergleich nationaler Interessenberücksichtigungsmuster, Arenenkonstellationen, Machtlagen und Regulierungsmuster die Vermutung nahe, daß das Nitratproblem als *issue* politisch eine zu geringe Bedeutung besitzt, um zweifellos vorhandenen nationalen Differenzen in den politisch-institutionellen Strukturen und *withinputs* eine erklärungs-trächtige Bedeutung zukommen zu lassen. Während grundsätzlich strukturanaloge Akteurkonstellationen, Interessenberücksichtigungsmuster und Arenenkonfigurationen ähnliche nitratpolitische Grundmuster plausibel machen, scheinen nationale Differenzen in der Nitratpolitik, abgesehen von unterschiedlichen politischen Kulturen und Politikstilen, eher durch nitratspezifischere historiographische, situationsstrukturelle und problemstrukturelle und weniger durch politikstrukturelle Determinanten zu erklären zu sein.

Dies wird anhand der summarischen Projektion von Nitratpolitik auf eine Reihe der in Kapitel 3 aufgeführten politikanalytischen Taxonomien nochmals deutlich.

16 In Conrad 1990a unterschied ich stille, partizipativ-prozedurale, korporative, machtbetonte, substantiell oder symbolisch orientierte und auf Regulierungsverzicht hinauslaufende Regulierungsstile.

Tabelle 12.1: Nitratbezogene Regulierungsmuster im internationalen Vergleich (achtziger Jahre)

Regulierungs- einheitliche Land	gesundheits- bezogene Standards und Maßnahmen	wasserwirt- schaftliche Maßnahmen	Entwicklung von Aufberei- tungs- verfahren	Nitrat- forschung	Gülle- regulierung	nitrat- bezogene land- wirtschaftliche Beratung	Proben- nahmen und -analysen	Wasserschutz- gebietsaus- weisungen (und Ausgleichs- zahlungen)	lokale Kooperation und Eigen- regulierung
BRD									
S	groß überwiegend	groß meist	gering fortgeschritten	mittel weitgehend	groß teilweise	mittel teilweise	mittel teilweise	groß mittel; begrenzt	mittel begrenzt
U	gering gering	zunehmend gering	gering gering	umfangreich gering	zunehmend mittel	zunehmend gering	zunehmend gering	zunehmend mittel bis hoch	zunehmend eingegrenzt
England									
S	groß	groß	mittel	mittel	gering	mittel	gering	zunehmend (NASS) begrenzt	mittel begrenzt
U	überwiegend	meist	fortgeschritten	weitgehend	gering bis mittel	teilweise	teilweise	gering (NSAs) mittel; begrenzt	zunehmend gering
A	gering teilweise	zunehmend gering	gering gering	beträchtlich gering	gering gering bis mittel	mittel gering	begrenzt gering		zunehmend gering
Frankreich									
S	mittel bis groß	groß	mittel	mittel	regional groß	groß	mittel	gering	gering, zunehmend
U	überwiegend	meist	fortgeschritten	weitgehend	teilweise	teilweise	teilweise	begrenzt	begrenzt
A	gering	zunehmend	mittel	beträchtlich	zunehmend	zunehmend	zunehmend	gering	zunehmend
K	gering	teilweise	gering	gering	mittel	gering	gering	teilweise	eingegrenzt
Dänemark									
S	groß (kein Thema)	mittel	gering	mittel	groß mittel	gering bis	gering	gering	gering
U	überwiegend	weitgehend	nicht verfolgt	weitgehend	teilweise	teilweise	teilweise	gering	gering
A	gering	fortlaufend	berücksichtigt	berücksichtigt	zunehmend	begrenzt	teilweise	gering	gering
K	gering	gering (Privatbrunnen)	gering	gering	begrenzt	gering	gering	gering	gering

Niederlande										
S	groß	überwiegend	groß	gering	mittel	groß	gering	gering	mittel	gering, zunehmend
U	gering	überwiegend fortlaufend	begrenzt	gering	weitgehend umfangreich	teilweise zunehmend	teilweise begrenzt	gering	begrenzt zunehmend	begrenzt zunehmend
A	gering, teils bei Gemüsestandards	gering	gering	gering	gering	mittel bis hoch	gering	gering	mittel bis hoch	mittel; eingegrenzt
K										
Schweiz										
S	groß	überwiegend	mittel	gering	mittel	groß	gering	gering	gering	mittel
U	gering	weitgehend fortlaufend	weitgehend fortlaufend	fortgeschritten	weitgehend	teilweise zunehmend	teilweise zunehmend	gering	begrenzt	begrenzt fortlaufend
A	gering	gering	gering	begrenzt	berücksichtlich	regional	mittel	gering	gering	eingegrenzt
K										
EG										
S	groß (Trinkwasser-Richtlinie)	nur mittelbar	nur mittelbar	nur mittelbar	mittel	groß (Nitrat-Richtlinie)	nur mittelbar	nur mittelbar	zukünftig indirekt groß (gefährdete Gebiete)	nur mittelbar

- S Stellenwert in der Nitratpolitik
 U praktische Umsetzung
 A Ausmaß konkreter Maßnahmen
 K Konfliktfähigkeit der Regulierungen

Hinsichtlich der unterschiedenen substantiellen Lösungen des Nitratproblems: Metaprävention, Prävention, Korrektur und Kompensation läßt sich mehr oder minder ausgeprägt eine allmähliche Verschiebung von primär korrektiven zu präventiven Regulierungsstrategien konstatieren.

Bei den Politikinstrumenten: Persuasion, rechtliche Regelungen, marktmäßige Regelungen, Eigenleistungen, Maßnahmen auf Metaebene und Maßnahmenverzicht werden alle eingesetzt, allerdings mit deutlichen nationalen Präferenzen, einer Betonung persuasiver Politik gegenüber der Landwirtschaft und regulativer Politik gegenüber der Wasserwirtschaft.

Von den Finanzierungsmodi: Verursacherprinzip, Nutznießerprinzip, Gemeinlastprinzip kommen ebenfalls alle, mit nationalen Unterschieden, zum Tragen, wobei vor allem die Priorität des Verursacherprinzips politisch kontrovers war.

Auch bei den Politikrationalitäten: Effektivitäts-, Effizienz-, Legitimations- und Bestandsrationalität finden sich typischerweise Mischungen in bezug auf eine ja überwiegend nur analytisch rekonstruierte Nitratpolitik.

Das gleiche gilt für vorfindbare Entscheidungstypen und Entscheidungsstile. Programmatisch handelte es sich vorwiegend um Planungs-, im Vollzug um Routine- und bei (unerwarteten) Grenzwertüberschreitungen teils auch um Krisenentscheidungen. Gerade die durchgeführten lokalen Fallstudien belegen die Existenz von Konfrontation, Bargaining, Problemlösen und Paternalismus in den Entscheidungsstilen kommunaler und regionaler Entscheidungsträger.

Im Hinblick auf mögliche Konflikttypen: Wertekonflikte, Mittelkonflikte, Interessenkonflikte über relativ bestimmte und über absolut bestimmte Güter handelt es sich beim Nitratproblem zunächst einmal um einen Mittelkonflikt sowie teilweise um einen Interessenkonflikt um ein absolut bestimmtes Gut (Gesundheit, saubere Gewässer), die beide am ehesten kooperativ bearbeitet werden können (vgl. Zürn et al. 1990).¹⁷ Ob eine solche Konfliktlösung zustande kommt, ist damit noch nicht gesagt.

17 »Ein Wertekonflikt besteht dann, wenn zwischen mindestens zwei Akteuren vereinbare Positionsdifferenzen über ein anzustrebendes Ziel bestehen. Gibt es dagegen zwischen den Akteuren einen Dissens über den Weg zur Erreichung eines gemeinsamen Ziels, so liegt ein Mittelkonflikt vor. Bei Interessenkonflikten wird danach unterschieden, ob das umstrittene Gut absolut oder relativ bewertet wird. Ein absolut bewertetes Gut zeichnet sich dadurch aus, daß es seinen Wert unabhängig davon bezieht, wieviel von demselben Gut andere besitzen (zum Beispiel ausreichende Nahrung oder saubere Gewässer). Demgegenüber bezieht ein relativ bewertetes Gut seinen Wert erst daraus, daß ein Akteur mehr davon besitzt als andere (zum Beispiel Waffenpotential eines Staates oder sein internationales Ansehen.« (Zürn et al. 1990: 157)

Jedoch weisen die beschrittenen Regulierungswege in den untersuchten Ländern auf diesbezügliche Bemühungen und Erfolgchancen hin.¹⁸

Spieltheoretisch unterscheiden sich Hirschjagd und Gefangenendilemma von Hühnchenspiel und Geschlechterkampf dadurch, daß erstere den Akteuren eine dominante Strategie nahelegen, letztere nicht, mit optimalem Ergebnis bei der Hirschjagd und suboptimalem Ergebnis beim Gefangenendilemma. Beim Trinkwasser-Nitratproblem befinden sich Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im wesentlichen in einem Gefangenendilemma, insofern Kooperationsverweigerung für die Landwirtschaft, aber meist auch für die Wasserwirtschaft ökonomisch zumeist vorteilhaft ist, unabhängig von der Kooperation oder Nichtkooperation des anderen Akteurs. Nur insofern die Entscheidungssituation für die Wasserwirtschaft häufig nicht so eindeutig ist¹⁹ und es sich um Spiele mit wiederholten Interaktionen und mit mehr als zwei Spielern handelt, wobei der Staat die Auszahlungsmatrizen gerade für die Landwirtschaft zu ändern droht und auch vermag, nimmt die Wahrscheinlichkeit der Kooperation in Abhängigkeit von diesen Kontextbedingungen zu, wie der Vergleich Englands mit Dänemark demonstriert.

Das Modell des Politikzyklus ist zweifellos komplexer und realitätsangemessener als eine simple Zweck-Mittel-Vorstellung von Politik, obwohl auch dieses Modell einige gravierende Defizite aufweist (vgl. zusammenfassend Conrad 1990a: 448 f.). Auch wenn sich die Nitratpolitik erwartungsgemäß nicht umstandslos auf die Phasen des Politikzyklus abbilden läßt, so erscheint die heuristische und typisierende Verwendung dieser Begriffe dennoch sinnvoll, soweit es die Bereiche der Problemwahrnehmung und -selektion, der Problemartikulation und -definition, der Politikformulierung, Programmentwicklung und Entscheidung betrifft, jedoch weniger in bezug auf Implementation, Feedback, Evaluation und Termination. Von daher spricht die Empirie der Nitratpolitik nicht gegen die

18 »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.« (Conrad 1990a: 181)

19 Ausgleichszahlungen für landwirtschaftliche Bewirtschaftungseinschränkungen können für sie durchaus ökonomisch vorteilhafter sein als wasserwirtschaftliche Maßnahmen.

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.

Zusammengefaßt besteht der Haupteinfluß von politischen Strukturen auf den Verlauf nitratrelevanter Politikprozesse auf der der eigentlichen Nitratpolitik vorgelagerten 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.

Nach dieser analytisch-deskriptiven Interpretation nationaler Nitratpolitiken erörtern die beiden folgenden Abschnitte einige diesbezügliche formale und substantielle Hypothesen anhand des empirischen Materials der Länderstudien.

12.3 Formale Hypothesen

Als formale Hypothesen seien die folgenden genannt:

1. Die objektive Problemlage beeinflusst maßgeblich die Entwicklung von konkreter Nitratpolitik.
2. Nitratbezogene Intentionen spielen in der Politikformulierung und -umsetzung eine wichtige Rolle.
3. Je nach nationalen politischen Input- und Output-Strukturen kommen Konflikte um Nitrat mehr im Prozeß der Programmentwicklung oder der Implementation zur Geltung.
4. Nur die Kopplung inhaltlich-ökologischer Anliegen mit formellen Interessen und ihre Übersetzung in formale Regulierungen läßt jene sozial wirksam werden.
5. Für Nitratpolitik gilt: *politics determine policy*.
6. Agrarökonomie und Agrarkultur, und nicht *politics* und *withinputs* bestimmen entscheidend den gesellschaftlichen Umgang mit dem Nitratproblem.
7. In funktional differenzierten Gesellschaften bearbeiten soziale Funktionssysteme das Nitratproblem lediglich gemäß ihrer jeweiligen funktionsspezifischen Codes und Programme, und eine gesamtgesellschaftliche Problemlösung ist strukturell nicht möglich.

ad 1: Diese Aussage ist zu unpräzise, um ihre empirische Triftigkeit hinreichend überprüfen zu können. Zum einen hängt Politikgestaltung wesentlich von der subjektiven Perzeption einer Problemlage und ihre Verknüpfung mit den jeweiligen Interessen der Akteure im Politikspiel ab, wie die unterschiedlichen Zeitpunkte und Reaktionsmuster nationaler ebenso wie lokaler Nitratpolitiken belegen. Zum anderen können Problemdefinition und Programmformulierung unter den Rahmenbedingungen kapitalistischer Industriegesellschaften aber nicht beliebig variieren. In den Niederlanden werden bei landwirtschaftsbezogenen Maßnahmen vor allem die Gülleüberschüsse und in England vor allem die Mineraldüngung im Vordergrund stehen. Die Hypothese läßt sich also dahingehend präzisieren, daß die Entwicklung konkreter Nitratpolitik in ihrer Sachdimension maßgeblich von der objektiven Problemlage im Rahmen der in den Vergleichsländern politisch zum Tragen kommenden Problemdefinition, zum Beispiel Gülleüberschüsse als Problem von Nitrat- oder Ammoniak- oder Phosphatmissionen, beeinflußt wird.

ad 2: Diese Hypothese behauptet die Wichtigkeit inhaltlich-sachbezogener Intentionen der Akteure für die Nitratpolitik. Wiederum gilt dies für deren Sachdimension. Daß diese im Prozeß der Politikformulierung und -umsetzung relevant war, belegen die Problemprezeption und -behandlung maßgeblich prägende Rolle der Wissenschaft, der deutlich technisch-administrative Charakter der Nitratdebatten und Programmformulierungsprozesse und die Betonung persuasiver Informationspolitik gegenüber der Landwirtschaft im Hinblick auf das Nitratproblem in allen Vergleichsländern. Nitratpolitik war keineswegs mehr oder minder ausschließlich von formalen Interessen und Strategien der Akteure bei Irrelevanz jedweder Sachdiskussion bestimmt, wie sich dies für manche andere Themen der Politik beobachten läßt.

ad 3: Diese These behauptet, daß Konflikte in Ländern mit relativ offenen Artikulations- und Aggregationsprozessen²⁰ eher im Prozeß der Politikformulierung ausgetragen werden und in Ländern mit relativ geschlossenen Input-Strukturen eher in der Implementationsphase von Politiken manifest werden. Ordnet man die BRD, England und Frankreich als rela-

20 Als Indikatoren für die Offenheit oder Geschlossenheit politischer Input-Prozesse können die Konstitution und der Zugang von Interessenorganisationen zum politischen Prozeß, die Struktur des Parteiensystems und die strategische Position des Parlaments im politischen Prozeß gelten. Als Indikatoren für die staatliche Handlungskapazität zur Implementation von politischen Programmen sind zu nennen der Grad interner Fragmentierung der Exekutive, die Existenz oder Abwesenheit von Föderalismus und lokaler Autonomie, die Rolle und Autonomie der Verwaltungsgerechtigbarkeit im politischen Implementationsprozeß und die wirtschafts- und industriepolitischen Fähigkeiten einer Regierung (Kitschelt 1983: 81).

tiv geschlossene und die Niederlande, Dänemark und auch die Schweiz als relativ offene politische Systeme ein, so trifft die Hypothese für die Nitratpolitik allenfalls teilweise zu. Die Nitratdebatten waren in der Phase der Programmformulierung in den Niederlanden, der BRD, der Schweiz und zeitweise auch in Dänemark intensiv, wurden aber auch in England und Frankreich gegen Ende der achtziger Jahre öffentlich kontrovers ausgetragen. In der Implementationsphase, die in einigen Ländern gerade erst begonnen hat, nahm die Vehemenz der öffentlichen Diskussion überwiegend ab, um anderen *issues* wie Pestizidbelastungen von Gewässern Platz zu machen, kam es jedoch von Seiten der Landwirtschaft noch zu massiven Protestaktionen und zu (wegweisenden) Gerichtsurteilen gegenüber einigen Landwirten in Deutschland, Dänemark oder der Schweiz.

ad 4: Der zweite Teil dieser These ist weiterreichender Natur. Er besagt, daß inhaltliche Anliegen nicht nur mit formellen Interessen verknüpft werden, sondern auch in formale Regulierungen münden müssen, um sozial wirksam zu werden. Der erste Teil der Hypothese folgt mehr oder weniger theoretisch aus der gesellschaftstheoretischen Prämisse, daß es sich bei den untersuchten Ländern um funktional differenzierte Industriegesellschaften mit der Vorrangigkeit der Problembearbeitung in sozialen Funktionssystemen und hier formalen Organisationen entlang institutionalisierter Prozeduren handelt. Die sogenannten neuen sozialen Bewegungen haben zwar die Ausschließlichkeit dieses Modus der Problembearbeitung in Frage gestellt, aber seine Vorherrschaft bislang noch nicht unterminiert. Daß dieser Modus aber noch nicht die Fixierung substantieller Problembearbeitung in formalen Regulierungen impliziert, zeigen auf verschiedene Weise die Beispiele England, Schweiz und Frankreich. Die britische Regierung setzte gegenüber der Landwirtschaft nitratpolitisch explizit auf informelle Selbstregulierung, auch wenn sie sich aufgrund des umweltpolitischen Drucks verschiedener Akteure gezwungen sah, einige formale Rahmenregulierungen zu verabschieden. In der Schweiz standen ebenfalls trotz rechtlicher Rahmenvorgaben soziales Lernen der Landwirte und lokale bzw. kantonale Verhandlungslösungen im Vordergrund. In Frankreich setzt die Implementation rechtlich vorhandener agrarumweltpolitischer Regulierungsmöglichkeiten entsprechenden Implementationswillen und -ressourcen voraus, die in der Nitratpolitik bislang noch kaum existieren. Somit kann lediglich der erste Teil der Hypothese als (tautologisch) zutreffend gelten.

ad 5: Diese politiktheoretische Hypothese behauptet, daß die jeweiligen politischen Auseinandersetzungen und Kräfteverhältnisse, also die Politikspiele die Politikprogramme mehr oder weniger vollständig determinieren, während nach der umgekehrten Hypothese, *policy determines politics*,

intentionale Politiken die diesbezüglichen politischen Konflikte und Bargainingprozesse bestimmen. In der Realität des politischen Prozesses finden sich nicht unerwartet Beispiele für beide Thesen, insofern *politics* und *policy* sich ja gerade wechselseitig prägen. Für die Nitratpolitik läßt sich für die Phase der Problemdefinition und Politikformulierung wohl ein Übergewicht von *politics* konstatieren, vor allem insofern mit den bestehenden Interessenlagen und Kräfteverhältnissen nicht übereinstimmende Politikkonzepte noch wenig Realisierungschancen in der Praxis hatten. Je mehr jedoch nitratpolitische Programme verabschiedet wurden, umso mehr bestimmen sie sowohl im Vollzug als auch bei der Weiterentwicklung diesbezüglicher Politikprogramme die entsprechenden Politikspiele, wie etwa im Zuge weitergehender agrarumweltpolitischer Regierungspläne der Positionswechsel des Akteurs Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen von einem Gegner zum Verteidiger der Gülleverordnung illustriert.

ad 6: Diese These hebt auf die Priorität außerpolitischer Determinanten des gesellschaftlichen Umgangs mit dem Nitratproblem ab. Ihre Plausibilität ergibt sich aus folgenden Beobachtungen. Verschiedene persuasive Bemühungen um ein verändertes Düngeverhalten der Landwirte, wie Naturlabors in der Schweiz, vermehrte Umweltberatung in Deutschland, erwiesen sich überwiegend als (zunächst) wenig erfolgreich. Auch wenn dies teilweise unzureichenden Beratungskonzepten und entgegenstehenden Beratungstraditionen zuzurechnen sein mag, so ist solange nicht mit einem ökologisch orientierten Verhalten der meisten Landwirte zu rechnen, solange dieses unter den gegebenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen ökonomisch bestraft wird, insbesondere weil die Ökonomisierung der Landwirtschaft gerade ihr herausragendes Kennzeichen seit dem Zweiten Weltkrieg war. Des weiteren sind die Möglichkeiten regulativer Politik bei einer die Eigenständigkeit der Bauern betonenden Agrarkultur-Tradition ohne deren Mitwirkungsbereitschaft begrenzt. Gesamtgesellschaftlich zu beobachtende Ökologisierungstendenzen schlagen sich, relativ unabhängig von agrarumweltpolitischen Maßnahmen, durchaus im Bewußtsein vieler Landwirte nieder, deutlicher als bei manchen ihrer Vertreter in bäuerlichen Organisationen. Entsprechende Untersuchungen unterscheiden denn auch verschiedene Typen von Landwirten (vgl. Knoepfel/Zimmermann 1988/1990, Kölsch/Dettmer 1990).²¹ Wenn die Hypothese auf den gesellschaftlichen, und nicht nur politischen Umgang mit dem Nitratproblem abhebt, so kann sie in der Tendenz als angemessen gelten, soweit es um agrarbezogene Maßnahmen in bezug auf das Nitrat-

21 Zum Beispiel Maximalisten, vorsichtige Traditionalisten, Modernisten und Post-Modernisten bei Knoepfel/Zimmermann 1988/1990.

problem geht. *Politics* und *withinputs* mögen zwar die staatliche Nitratpolitik stark prägen, aber deshalb noch längst nicht unbedingt deren agrarökonomisch und agrarkulturell geprägte praktische Umsetzung vor Ort in der Landwirtschaft. Dabei ist die Hypothese im Sinne relativer Gewichte von Ökonomie, Kultur und Politik zu verstehen. Zweifellos beeinflussen nitratpolitische Vorgaben wie etwa das Verbot der Gülleausbringung im Winter das Verhalten der Landwirte. Aber dieses Beispiel verdeutlicht auch, daß sein Zutreffen Vollzugskontrolle voraussetzt, was etwa im Falle von Mengenbegrenzungen bei der Gülleausbringung keineswegs unterstellt werden kann (vgl. Teherani-Krönner 1987).

ad 7: Mit dieser Hypothese habe ich mich in Conrad (1990a: 523 ff.) näher auseinandergesetzt. Infolge der nicht nur in der akademischen Diskussion bestehenden Affinität politikstrategischer Überlegungen zu Luhmanns systemtheoretischer Fassung des Ökologieproblems seien hier dennoch die diesbezüglichen zusammenfassenden Abschnitte wiedergegeben.

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).²² 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.²³ 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 in Frage stellen.

22 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).

23 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.

Soziokulturelle Evolution beruht unter anderem darauf, daß die Gesellschaft nicht auf ihre Umwelt reagieren muß.²⁴ Sie reagiert nur unter den sehr beschränkten Bedingungen ihrer eigenen Kommunikationsmöglichkeiten auf Umweltprobleme, und das heißt nach Maßgabe der jeweiligen Codes und Programme sozialer Funktionssysteme - oder im Protest gegen diese Systeme.²⁵ 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.²⁶ Funktionale Spezifikation wird mit hohen Interdependenzen bezahlt, die ihrerseits durch Systemgrenzen kontrolliert werden.²⁷

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.²⁸ 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 sozialen Funktionssysteme

-
- 24 Dabei wird von dem Extremfall einer radikalen Auslöschung allen menschlichen Lebens abgesehen, nach der gesellschaftliche Kommunikation ohnehin nicht mehr möglich ist.
- 25 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.
- 26 Politisch gesetzte Umweltstandards haben wirtschaftliche Anpassungsreaktionen, aber möglicherweise auch Bankrotts zur Folge. Entscheidungen von Verwaltungsgerichten können die Realisierung von Politikprogrammen blockieren.
- 27 Es ist jedenfalls verfehlt, aus diesen wechselseitigen Abhängigkeiten auf Entdifferenzierung zu schließen.
- 28 »Der Bau von Kernkraftwerken ist aufgrund von wissenschaftlichen Forschungsergebnissen zunächst durch eine politische Entscheidung über rechtliche Haftungsbeschränkungen wirtschaftlich ermöglicht worden.« (Luhmann 1986: 99)

steme damit zu überlasten²⁹, und wenn drittens sich das Zusammenwirken der Funktionssysteme konstruktiv und nicht destruktiv entwickelt.³⁰

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 1989a: 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 wechselseitige Interaktion zwischen strategisch handelnden Akteuren keineswegs im unkalkulierbaren infiniten Regreß endet, sondern allseits antizipierbare Lösungen hervorbringt« (Scharpf 1989a: 15).³¹

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

29 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), zum Beispiel 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 zum Beispiel einer ökologischen Anpassung der Wirtschaft ankommt.

30 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).

31 Typischerweise sind ja auch nicht die Funktionssysteme selbst, sondern die darin handelnden Akteure Adressaten der Politik.

auch zu einer eingeeengten Funktionsbestimmung von Umweltverbänden, die gerade nicht in das Bild von Gesellschaft als eines Sets selbstreferentieller Funktionssysteme passen.

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 1991), die unterschiedliche Naturauffassungen, Moralkonzepte und Wissensformen repräsentieren, zwar zu benennen, nicht aber soziologisch bzw. sozialhistorisch zu erklären.³²

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

32 »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 Tabucharacter versehene moralische Forderungen und wertet nicht-objektivierende Erkenntnisweisen als Mittel des Weltzugangs auf.« (van den Daele 1991: 15)

Natur und Gesellschaft und insbesondere zur Ökologieproblematik vermittelt.

12.4 Substantielle Hypothesen

An politologisch interessanten inhaltlichen Hypothesen über Nitratpolitik seien folgende aufgeführt:

1. Die wichtige Rolle des Nitratproblems im Kontext der Gewässer-schutz- und Agrarumweltpolitik beruht auf historischem Zufall, insbesondere den nicht bedachten Folgen des Nitratparameters in der EG-Trinkwasser-Richtlinie.
2. Bei der Evolution von Agrarumweltpolitik nahm das Nitratproblem eine Pfadfinderrolle ein.
3. Die gesellschaftliche Thematisierung von Umweltproblemen der Landwirtschaft und die Formulierung einer Agrarumweltpolitik sind entscheidend für signifikante *policy impacts* und *outcomes* der Nitratpolitik.
4. Symbolpolitik und eine lediglich formelle Implementation von Nitratprogrammen kennzeichnen die Nitratpolitik.
5. Nitratpolitik tangiert nicht den Kern der Agrarpolitik.
6. »Objektive« Bedeutung des Nitratproblems, seine technische Lösbarkeit und Ökologisierungsgrad einer Gesellschaft (Umweltbewußtsein, Politikrelevanz ökologischer Fragen) bedingen zusammen seine Politikrelevanz.
7. Die Unbestimmtheit von Nitratpolitik rührt aus der parallelen Verflüssigung und dem evolutionären Strukturwandel von Politik auf drei Ebenen her: genereller Bedeutungsverlust formeller Politikroutinen im Evolutionsprozeß der Moderne (Zunahme von Quasi- und Subpolitik; vgl. Beck 1986), Entstehung einer neuen Arena der Agrarumweltpolitik, und »postmoderne«³³ Struktur des Nitratproblems.

ad 1: Diese These hat insofern einiges für sich, als es aufgrund der geringen gesundheitlichen Risiken von mit unter 100 mg/l nitratbelastetem Trinkwasser zumindest keine drängenden gesundheitspolitischen Gründe für eine hervorgehobene Stellung des Nitratproblems im Vergleich zu anderen Stoffen und Problemlagen gab. So spielte es in der Schweiz und in Dänemark auch allenfalls vorübergehend eine politisch gewichtige Rolle.

33 Diese Bezeichnung hebt die Mehrschichtigkeit und nicht einfach auf traditionelle Konfliktlinien und Zusammenhänge projizierbare Struktur des Nitratproblems hervor: verschiedene Ursachen, verschiedene Folgen, verschiedene Lösungsmöglichkeiten, verschiedene prozedurale Regulierungsoptionen.

Ebenso lassen sich bei den Akteuren keine Interessenlagen ausmachen, für deren Verfolgung sich speziell Nitrat besonders gut eignete. Allenfalls bildete Nitrat im Wissenschaftssystem einen geeigneten Aufhänger, um Forschungsinteressen zur ertragsmaximierenden Düngung, zur Krebsentstehung³⁴ oder zum globalen Stickstoffkreislauf abzustützen. Während der Nitratparameter bei den Verhandlungen über die EG-Trinkwasser-Richtlinie keine wichtige Rolle spielte, erwies sich die Implementation des Nitratgrenzwertes dann als unvorhergesehen schwierig. Von daher ist primär die politische Eigendynamik, die aus der Diskrepanz zwischen rechtsverbindlich einzuhaltenden Standards und deren faktisch ohne enormen Aufwand kaum möglicher Einhaltbarkeit resultiert, für den (zeitweise) hohen politischen und administrativen Stellenwert des Nitratproblems verantwortlich.³⁵ Von daher war etwa 1970 die spätere zentrale Bedeutung von Nitratpolitik in der Gewässerschutz- und neu entstehenden Agrarumweltpolitik in einigen Ländern kaum vorhersehbar.

ad 2: Diese Hypothese trifft nur für die BRD und eingeschränkt für die Niederlande und eventuell Frankreich zu. Insofern sich die Herausbildung einer neuen Politikarena an konkreten Sachfragen kristallisiert, kann, aber muß nicht das Nitratproblem diese Funktion übernehmen. In keinem Land hatte nur ein Sachthema eine solche Pfadfinderrolle inne. So waren dies in der BRD noch Arten- und Biotopschutz, in England Landschafts-, Arten- und Biotopschutz, in der Schweiz und in Dänemark Phosphat und Gewässereutrophierung und in den Niederlanden Pestizide, Phosphat, Nitrat und Artenschutz. Insofern Stickstoffdüngung und Gülleausbringung einen zentralen Platz in der modernen Landwirtschaft innehaben, verbunden mit entsprechenden *vested interests*, wird eine Pfadfinderrolle von Nitrat in der Agrarumweltpolitik wahrscheinlich, falls das Nitratproblem zu einem Kernpunkt in der Agrar-Umwelt-Diskussion geworden ist. Von daher ist die Wahrscheinlichkeit der empirischen Bestätigung der Hypothese als nicht allzu gering einzuschätzen. Dies bestätigt das Beispiel Englands, wo Nitrat Ende der achtziger Jahre doch noch zu einem wichtigen Thema der Agrar-Umwelt-Diskussion und der Agrarumweltpolitik geworden ist.

34 Entsprechende Anmerkungen wurden beispielsweise über das DKFZ (Deutsches Krebsforschungszentrum) gemacht.

35 Eine analoge Dynamik läßt sich seit Ende der achtziger Jahre für die Pestizidgrenzwerte der EG-Trinkwasser-Richtlinie beobachten. In Ländern, in denen Rechtsverbindlichkeit eine geringere politische Wichtigkeit hat, entwickelt sich eine solche Eigendynamik auch weniger. So verfügte ein Bürgermeister in Süditalien auf kommunaler Ebene infolge festgestellter hoher Pestizidkonzentrationen im Trinkwasser laut Frankfurter Rundschau schlicht eine Anhebung der Grenzwerte.

ad 3: Diese Hypothese hebt auf die zentrale Stellung günstiger Kontextbedingungen für eine erfolgreiche Nitratpolitik ab. So wie oben die Bedeutung von Agrarökonomie und Agrarkultur hervorgehoben wurde, verweist auch sie darauf, daß ohne eine entsprechende agrarumweltpolitische Bewußtseinsbildung im öffentlichen und politischen Raum spezifische Maßnahmen leicht leerlaufen, weil sie einerseits kaum über die erforderliche politische Ab- und Unterstützung verfügen und andererseits von den Politikadressaten nicht unbedingt ernst genommen werden. Für die Nitratpolitik läßt sich zumindest eine deutliche Korrelation, wenn schon nicht ein kausaler Zusammenhang zwischen der verstärkten Diskussion von Umweltproblemen der Landwirtschaft und der Evolution von Agrarumweltpolitik, einerseits, und substantiellen *impacts* und *outcomes* der Nitratpolitik, andererseits, konstatieren, wie die Dominanz von nitratbezogener Symbolpolitik in den untersuchten Ländern teils bis Ende der achtziger Jahre indiziert (vgl. Conrad 1990a, 1991a).

ad 4: Diese Hypothese geht mit der vorangehenden konform. Sie gilt wesentlich für die frühen Phasen der nationalen Nitratpolitiken. Ihre weitgehende Richtigkeit ist hier jedoch wenig verwunderlich, da solche Politikmuster für neue, technisch-administrativ lösbare Problemlagen moderner Industriegesellschaften typisch sind. In Ländern, in denen die politische Kultur die rechtliche Ausformulierung und Absicherung von Politik weniger betont wird, wie Großbritannien, kennzeichnet zwar auch Symbolpolitik, aber weniger die formelle Implementation von Politikprogrammen die englische Nitratpolitik.

ad 5: Für die Richtigkeit dieser These gibt es Argumente auf drei Ebenen. Einmal trifft sie empirisch für alle untersuchten Länder zu. Sodann wäre der Beitrag einer zum Beispiel mehr marktorientierten, aber auch ökologische Belange mehr in Rechnung stellenden Agrarpolitik zur Verminderung der Nitratreinträge der Landwirtschaft vermutlich relativ begrenzt (vgl. Conrad 1990a: 312 ff.). Schließlich hat sich eine genuine Nitratpolitik in keinem Land wirklich etabliert, die denn den Kern der Agrarpolitik überhaupt erst tangieren könnte.

ad 6: Diese Hypothese überträgt entsprechende Aussagen Vaahtorantas (1990) auf die Nitratpolitik. Für sie spricht die Plausibilität und die Kombinationswirkung dieser drei unterschiedlichen Determinanten der Umweltpolitik in modernen Industriegesellschaften. Zum einen kann unterstellt werden, daß aufgrund der wissenschaftlich-technischen Prägung dieser Gesellschaften Umweltpolitik sich zumindest *à la longue* auf die als gravierender eingeschätzten Umweltprobleme konzentrieren wird. Zum anderen präferiert die Umweltpolitik systematisch solche Umweltprobleme, die sie technisch lösen kann, da eine solche Strategie Erfolg ohne In-

fragestellung gesellschaftsstruktureller Prämissen verspricht. Schließlich impliziert eine weitergehende Ökologisierung einer Gesellschaft öffentlichen Druck und die Ausbildung »umweltindustrieller« *vested interests* mit entsprechend wachsender Politikrelevanz ökologischer Themen. Für das Nitratproblem heißt dies, daß es in Ländern mit größeren Nitratbelastungen, einem stärkeren Umweltbewußtsein und, gegebenenfalls, der größeren Verfügbarkeit nitratbezogener Technologien wie Denitrifizierungsanlagen oder Gülleaufbereitungsanlagen eine stärkere Politikrelevanz gewonnen haben sollte. Diese Bedingungen treffen zusammen nur für die Niederlande und einige kleinere Regionen in der BRD zu. Nun kann man zwar für diese Länder für die Vergangenheit die vergleichsweise höchste Politikrelevanz des Nitratproblems konstatieren; aber in einer etwas längerfristigen Perspektive, die die neunziger Jahre miteinbezieht, ist diese Aussage empirisch noch nicht als gesichert anzusehen.

ad 7: Bei dieser Hypothese kann zwar das Zutreffen ihrer Voraussetzungen unterstellt werden, nicht jedoch der behauptete kausale Zusammenhang. Dieser läßt sich zwar noch plausibilisieren, aber kausale Attribuierungen dieser Art sind in sozialen Umbruchsituationen sozialwissenschaftlich nur schwer möglich.

Wenn kaum mehr zu übersehen ist, daß in der heutigen Politik die Entscheidungen meist nicht in den eigentlich gesetzlich dafür vorgesehenen Institutionen bzw. Verfahrenswegen getroffen werden, »sondern auf einer großen Zahl von institutionell gar nicht vorgesehenen Schleich-, Um- und Nebenwegen« (Offe 1982: 15), dann kann angenommen werden, daß der subtile generelle Legitimationsverlust formeller, institutionalisierter Politik als gesellschaftlich adäquater und wirksamer Form der Problembehandlung und Regelung gesellschaftlicher Problemlagen einen signifikanten Entwicklungstrend der Moderne darstellt (vgl. auch die Deregulierungsdebatte der achtziger Jahre). Postmoderne Problemlagen in der Risikogesellschaft zeichnen sich in ihrer Komplexität, ihren vielfältigen Betroffenheiten und ihrer Expertendefiniertheit gerade dadurch aus, daß die Politik zu keinen eindeutigen, für die betroffenen Parteien akzeptablen Problemlösungen mehr in der Lage ist, dies jedoch systematisch behaupten muß. Organisierte Unverantwortlichkeit (Beck 1988) generiert (zwangsläufig) Legitimationsprobleme im Spätkapitalismus (Habermas 1973). Schließlich weisen neue Politikfelder wie die Agrarumweltpolitik in ihrer Entstehungsphase typischerweise keine festen Strukturen und Organisationsformen auf, sondern zeichnen sich durch permanente Veränderungen in ihren Zielen, Reichweite, Spielregeln, Akteurkonfiguration, Institutionalisierungsmodi und Programmatik aus.

Nitratpolitik als Teil einer entstehenden Agrarumweltpolitik in einer durch ökologische Krisentendenzen geprägten Risikogesellschaft läßt sich dann nur schwer abgrenzen und auf bestimmte Politikmuster und -bereiche fixieren.³⁶ Fraglich wird allerdings der Stellenwert einer solchen Aussage der Unbestimmtheit von Nitratpolitik, wenn sie in dieser allgemeinen Form für mehr oder weniger alle Politik gilt, die sich auf technologische oder ökologische Detailfragen bezieht.

12.5 Nitratpolitik: Struktur, Intention und Chaos

In der Retrospektive erscheinen die häufig nur analytisch zu rekonstruierenden Nitratpolitiken in ihrer Genese wie in ihrem Muster als eine gut verteilte Mischung von Struktur, Intention und Chaos, die politiktheoretisch nicht auf einen einfachen Begriff zu bringen ist.

Im Entstehungszusammenhang spielten zum einen international relativ ähnliche strukturelle Gegebenheiten, wie die Privilegierung des Agrarsektors, die Unterprivilegierung der Umweltpolitik oder die politisch sensitive Rolle der Trinkwasserqualität, zum zweiten intentionale Handlungsorientierungen, wie agrarpolitische Kompensationsansprüche oder Forderungen nach umweltverträglichen Bewirtschaftungsweisen der Landwirtschaft, und zum dritten eher zufällige Ereignisse und Koinzidenzen, wie die Krise der EG-Agrarpolitik, die Privatisierung der britischen Wasserversorgung oder das Engagement eines Umweltbeamten, sowie nicht vorhersehbare, eher stochastisch anmutende Politikprozesse, wie die um die Verankerung von Ausgleichsansprüchen der Landwirtschaft in Wasserschutzgebieten in der WHG-Novelle oder um die Festlegung von ordnungsgemäßer Landwirtschaft zusammen, um dann nationale Nitratpolitiken zu generieren, die zwar einerseits in mancher Hinsicht vergleichbare Grundmuster aufweisen, sich aber andererseits in ihren konkreten Formen, Orientierungen und Vollzugswirklichkeiten markant unterscheiden.

Zusammengefaßt: Es kam, wie es kommen mußte, aber es hätte konkret auch alles ganz anders kommen können. Deutlich wird dies an der trotz sicher unterschiedlicher Eintrittswahrscheinlichkeiten vergleichbaren

36 Genau dies korrespondiert ja auch der empirischen Beobachtung, daß sich die verschiedenen nationalen Nitratpolitiken selten als solche verstanden und verstehen und primär analytische Konstrukte der Politikanalyse darstellen.

Plausibilität folgender drei Alternativszenarien³⁷, die ganz verschiedenartige nitratpolitische Zukünfte skizzieren.³⁸

1. Ein strukturell den Status quo fortsetzendes und in krisenhafte Problemlagen führendes Szenario »Krise des Status quo« wäre exemplarisch durch folgende Merkmale charakterisiert: Fortsetzung der gegenwärtig vorherrschenden Politik- und Regulierungsmuster einer bürokratischen Agrarpolitik und technokratisch-symptomorientierten Umweltpolitik, Vorherrschen einer Agrarumweltpolitik, die von *muddling through* (Lindblom 1965, 1979) und organisierter Unverantwortlichkeit (Beck 1988) mit papiernen Pseudoregulierungen, von wachsender Vollzugsobstruktion der Politikadressaten infolge steigender sozialer Erosionsprozesse und Legitimationsverluste der Politik und von zunehmender Verharmlosung der Umweltprobleme der Landwirtschaft im Kontext der politischen Vorrangigkeit anderer (globaler) Umweltprobleme gekennzeichnet ist, Fortsetzung des agrarstrukturellen Wandels zugunsten einer vermehrt agrarindustriellen, konventionell basierten Landwirtschaft, häufigere Nitratdurchbrüche im Untergrund, wachsende Belastung des Grundwassers mit Fremdstoffen und ökologisches Absterben der Küstengewässer, sodann auf gesamtgesellschaftlicher Ebene die Ausbreitung der Charakteristika der Risikogesellschaft (Beck 1986), steigende Ausländerkonflikte infolge anhaltender Migrationsströme aus osteuropäischen und Entwicklungsländern und die Prominenz von Skandalen im Politikgeschehen.

In einer solchen gesellschaftspolitischen und ökologischen Situation ist in der Nitratpolitik mit *non-policy*, Symbolpolitik, einer bürokratischen Politik der Aktenberge und vereinzelter substantieller Umweltschutzmaßnahmen - als Tropfen auf den heißen Stein - zu rechnen, die sich durch Problemvertuschung, -verdrängung und -verharmlosung und die Vorrangigkeit von Verteilungskonflikten auszeichnet.

2. Ein »High-tech-Markt«-Szenario wäre charakterisiert durch eine unter anderem die Gentechnik nutzende High-tech orientierte Landwirtschaft (Bossel et al. 1986) auf zunehmend marktwirtschaftlicher Basis in einem echten EG-Binnenmarkt mit entsprechenden agrarindustriellen Produktionsstrukturen (Großbetriebe, Spezialisierung, wirtschaftliche Vernetzung, Produktionsplanung und -integration), das technokra-

37 Es handelt sich dabei nicht um Szenarien im engeren Sinne der Entwicklung möglicher Zukünfte mit Hilfe der Szenario-Technik, sondern lediglich um einen für den Leser nachvollziehbaren Anriß solcher keineswegs auszuschließender Zukünfte.

38 Eine gewisse Parallelität zu den in Conrad 1987a aufgezeigten (agrarpolitischen) Politikoptionen ist nicht zu verkennen.

tisch effektive, in sich überzeugende Management von Umweltproblemen der Landwirtschaft, der Wasserwirtschaft und der Freizeitindustrie etwa via Gefährdungshaftung, Internalisierung von Umweltkosten, Segregation (landwirtschaftliche Intensivgebiete, umweltfreundliche Hobby-Landwirtschaft, Wasserschutzgebiete mit rigorosen sanktionsbewehrten Bewirtschaftungsaufgaben, Fernwasserversorgung, Freizeitparks mit Ökozertifikat), effizienter Düngung und Güllebehandlung, Wasseraufbereitung, technokratisch professioneller Landschaftspflege und Naturschutzgestaltung, sowie auf gesamtgesellschaftlicher Ebene Fortsetzung der sozialstrukturellen Standardisierungs- und Individualisierungstendenzen, Informations- und Biorevolution, Anzeichen eines superindustriellen Durchbruchs (als fünfte lange Kontradieffsche Welle; Huber 1982), steigende Modernisierungskapazität (Jänicke 1990), wachsende räumliche Funktionsteilung auf nationaler und auf globaler Ebene mit einer Konzentration und Absicherung technologischer und ökonomischer Potentiale und Kompetenzen in wenigen Weltregionen (Japan/Ostpazifik, USA, EG/Westeuropa).

Vor einem solchen Hintergrund stellt sich das Nitratproblem als ein technisch und organisatorisch leicht lösbares dar (geringere Nitratreinträge der Landwirtschaft, räumlich vielfach abgegrenzte Trinkwassergewinnung mit substantiell geschützten Wasserschutzgebieten, Wasseraufbereitung sofern erforderlich), das die Nitratpolitik durch Vorgabe verbindlicher Raumplanungsdaten, Vertrauen auf Selbstregulation seitens der Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Kommunen (*management by delegation*), die Selbstregulierungskräfte des Marktes angesichts der realisierten Gefährdungshaftung und Internalisierung von Umweltkosten und wirksame Vollzugskontrollen technokratisch lösen oder zumindest auf ein politisch akzeptables Niveau beschränken kann.

3. Ein öko-soziales Szenario zeichnete sich aus durch den substantiellen Niederschlag gesamtgesellschaftlicher Ökologisierungstendenzen und -dynamik in der Landwirtschaft mit der soziokulturellen Selbstverständlichkeit von Anspruch und Erwartung einer umweltverträglichen Landwirtschaft und der starken Verbreitung des ökologischen Landbaus. Die wachsende umweltpolitische Prominenz von globalen Umweltproblemen beeinträchtigt dann nicht die Entwicklung einer substantiell ausgerichteten Agrarumweltpolitik zur Bewältigung der Umweltprobleme der Landwirtschaft wie des Nitratproblems, sondern ordnet ihr nur eine sachlich angemessene Stellung zu. Eine auf dauerhafte Entwicklung in der Landwirtschaft mit entsprechenden Formen der Diversifizierung und regionaler Eigenständigkeit setzende Agrar- und

Umweltpolitik verfügte aufgrund ihrer soziokulturellen Verankerung über Durchhaltevermögen angesichts zunächst infolge unvermeidlicher zeitlicher Verzögerungen und Latenzeffekte vielfach noch zunehmender Umweltprobleme der Landwirtschaft wie zum Beispiel steigende Nitratgehalte des Grundwassers und verweigerte sich nicht technologisch basierten Lösungsansätzen. Auf gesamtgesellschaftlicher Ebene liefen Prozesse der institutionellen und sozialen Verankerung sowie der inhaltlichen Stabilisierung von Trends zum ökologischen Umbau der Industriegesellschaft, zur Selbstbegrenzung bei gleichzeitiger Entfaltung von Modernisierungsfähigkeit, zur Internalisierung von Umweltkosten ab. Politik zeichnete sich durch offene Input-Strukturen, partizipative Politikgestaltung, partielle Dezentralisierung von Entscheidungsprozessen und -kompetenzen, die Betonung sozialer Lernprozesse, Gebrauchswertorientierung (Marx 1972) und damit den hohen Stellenwert inhaltlicher Sachkonflikte aus.

Für die Nitratpolitik bedeutete eine solche gesellschaftspolitische Situation vermutlich ihre starke agrarumweltpolitische Einbettung, die Vorrangigkeit von Prävention und Metaprävention bei gleichzeitiger Förderung von soziokulturell zunehmend verankerter ökologisch orientierter Selbstregulation und die Präferenz für persuasive Politikinstrumente (Umweltberatung), den Verzicht auf Detailregulierung und exemplarische Kontrolle und Bestrafung beim Vollzug nitratbezogener Politikprogramme und in der Sache die Ausrichtung auf eine mehr oder weniger flächendeckende agrarbezogene Lösung des Nitratproblems.

Die skizzierten prototypischen, auf innere strukturelle Konsistenz abstellenden und etwa auf das Jahr 2000 und danach abhebenden Szenarien dienen dem Zweck, trotz ihrer deshalb vernachlässigbaren Eintrittswahrscheinlichkeiten³⁹ aufgrund der in ihnen jeweils betonten spezifischen, faktisch feststellbaren Entwicklungstendenzen die Spannweite möglicher realer Zukünfte zu verdeutlichen. Welche von ihnen auch immer eintreten wird, die jeweilige Nitratpolitik dürfte sich stets plausibel aus der Kombination struktureller und intentionaler Einflußfaktoren erklären lassen. Die mögliche Bandbreite wenn auch nicht beliebiger Entwicklung nimmt allerdings dem ausschließlichen Bezug auf sachproblembezogene, soziostrukturelle und intentionale Erklärungsebenen an Plausibilität, so daß

39 Die Eintrittswahrscheinlichkeit des Umbruchs in der Sowjetunion und Osteuropa Ende der achtziger Jahre war aufgrund der bestehenden strukturellen Voraussetzungen keineswegs gering, wenn man vom speziellen Zeitpunkt einmal absieht, auch wenn er von den meisten westlichen Wissenschaftlern und Entscheidungsträgern zuvor so nicht ins engere Kalkül einbezogen worden war.

sich als zusätzliche Referenzebene die Chaostheorie anbietet, die der relativen Unbestimmtheit von Zukunft, die sich in den vielfältigen möglichen Entwicklungspfaden von Nitratpolitik ausdrückt, Raum läßt, auch ohne sogleich auf den berühmten Schmetterlingseffekt (*butterfly effect*) zu rekurrieren.⁴⁰ Gerade in (krisenhaften) Umbruchsituationen läßt sich nach der Theorie dynamischer Systeme nichts vorhersagen und treten Überraschungen leichter auf.⁴¹ Die Frage, ob sich dennoch Ordnungsprinzipien hinter der Vielfalt (chaotischer) Formen verbergen, die die Chaostheorie und fraktale Geometrie (vgl. Spektrum der Wissenschaft 1989) zu entschlüsseln versuchen, gewinnt damit natürlich an Interesse. Jedenfalls erscheint es durchaus denkbar, hinter völlig unterschiedlichen konkreten Formen von Nitratpolitik dabei zum Tragen kommende einheitliche (fraktale) Entwicklungsdynamiken aufzudecken. Dieser Verweis auf die möglichen »chaotischen«, nicht strukturellen oder intentionalen Momente von Nitratpolitik sollte zum Abschluß dieser vergleichenden Analyse ihrer Entwicklung auf der Ebene methodologischer Reflexion noch einmal auf die dabei verbleibenden Spielräume und Unsicherheiten hinweisen.

12.6 Zusammenfassende Evaluation der Rekonstruktion

Eine knappe Evaluation der bislang dargestellten Rekonstruktion nationaler Nitratpolitiken schließt dieses Kapitel ab. Unter Verweis auf die entsprechenden Ausführungen in Kapitel 3 ist zu betonen, daß das Ergebnis einer Evaluation entscheidend von den einer Arbeit unterstellten Zwecken abhängt. Wie dort ausgeführt, sind weder Theorietests noch eindeutige (Kausal-)Erklärungen noch konkrete Politikempfehlungen Ziel dieses Buches. Vielmehr geht es in Wiederholung der entsprechenden Passage zusammengefaßt darum, dem Leser eine komplexe hermeneutische Interpretationsfolie der Entwicklung von Nitratpolitik als einem analytisch ausgewählten, exemplarischen, von den politischen Akteuren nicht notwendig als solchen perzipierten Fall der Struktur- und Prozeßmuster von Ökologisierungsprozessen und deren Variationsspielräumen in Abhängigkeit von deren verschiedenen relevanten Politikdeterminanten zu vermitteln, die sich der mehrschichtigen Kontextabhängigkeit ihrer Aussagen bewußt ist und von daher auf die Identifizierung eineindeutiger Kau-

40 Vor diesem Hintergrund erscheint auch die Erkenntnis, daß eine im naturwissenschaftlichen Sinn hinreichende Erklärung sozialer Einzelphänomene durch kausale Gesetzmäßigkeiten immer nur zu (historisch) singulären Erklärungen führt, in einem anderen Licht.

41 Ein markantes Beispiel ist die Lage der Sowjetunion in 1991.

salzusammenhänge verzichtet, vielmehr angesichts der zunehmenden Heterogenität von Interessen- und Motivlagen sowie der Verflüssigung von organisatorisch-institutionellen Zusammenhängen in modernen Gesellschaften die relative Unergiebigkeit oder gar Unmöglichkeit generalisierender sozialwissenschaftlicher Kausalaussagen behauptet.

Wenn sich behaupten läßt, daß die Darstellung und Analyse der Nitratpolitik zumindest in ihren wesentlichen Zügen dieser eher wissenschaftlich »weichen« Intention entspricht, deren Erfüllungsgrad sich aber kaum quantitativ angeben läßt, so erscheint es unter evaluativen Gesichtspunkten sinnvoll, die Arbeit, die auch einen Lernprozeß des Autors im Hinblick auf die Begrenztheit, mangelnde Stringenz und Komplementarität sozialwissenschaftlicher Theorien und Modelle widerspiegelt, anhand einiger spezieller Fragen und Kritikpunkte sowie ihrer eigenen Ansprüche zu beleuchten.

1. Die Rekonstruktion der (nationalen) Nitratpolitiken verbleibt weitgehend auf der Ebene intelligenter Spekulation und weist eher feuilletonistischen als wissenschaftlichen Charakter auf.

Dieser Kritik ist entgegenzuhalten, daß eine analytisch relativ komplex angelegte, vergleichende sozialwissenschaftliche Untersuchung, die nicht auf die Überprüfung bestimmter Hypothesen abstellt, innerhalb eines akzeptablen Umfangs ihrer Darstellung stets auch den Charakter begründeter (qualitativer) Mutmaßungen und Einschätzungen (*educated guesses and assessments*) aufweisen wird, insbesondere wenn sie darauf abzielt, primär die großen Linien nationaler Nitratpolitiken zu rekonstruieren. Die aufgeführten Beispiele dienen eingeständenermaßen der Illustration der mehr abstrakten politiktheoretischen Überlegungen, für die sich bekanntlich fast immer auch Gegenbeispiele auffindig machen lassen. Die Reliabilität und Validität der Ausführungen basiert dabei auf zwei wichtigen Voraussetzungen. Zum einen kann auf die sehr viel detaillierteren und substantiierteren Veröffentlichungen der Fallstudien im Rahmen des gesamten Forschungsvorhabens »Ökologisierung der Agrarpolitik« verwiesen werden, auf die insbesondere eingangs der meisten Länderkapitel explizit Bezug genommen wird. Zum anderen beruhen die vorgetragenen Einschätzungen der Nitratpolitiken auf jenen Informationen und teils subtilen Kenntnissen, die man als (partieller) Insider und Zugehöriger zu Gesprächskreisen und *communities* über einen längeren Zeitraum gewinnt.⁴²

42 Nicht umsonst schätzen gerade Praktiker die subtilen Kenntnisse von Insidern sozialer Netzwerke und *communities*. Und nicht umsonst wurde in Kapitel 2 auf den Abschluß der systematischen empirischen Erhebungsarbeiten um das Jahr 1988 hingewiesen.

2. Die angebotene Erklärung der Nitratpolitik ist überkomplex und daher beliebig, politiktheoretisch nicht überzeugend und analytisch nicht ausgewiesen.

Es ist richtig, daß das Erklärungsmuster nicht den eingangs in Kapitel 3 bei Haftendorn (1990) zitierten Anforderungen entspricht und keineswegs einfach ist. Auch wurden die benutzten politikanalytischen Kategorien kaum näher ausgebreitet und in einen theoretischen Zusammenhang gestellt. Und die theoriegeleitete Verknüpfung der einzelnen Erklärungsebenen, insbesondere von Mikro- und Makroebene wurde nicht weiter verfolgt. Es ist auch ein Defizit dieser Arbeit, daß sie ihr Erklärungsmodell von Nitratpolitik nicht mit alternativen Interpretationsmustern theorievergleichend konfrontiert und seine behauptete Überlegenheit dann anhand der empirischen Daten systematisch prüft und belegt. Gegenzufragen ist allerdings zum einen, ob diese Anforderungen innerhalb des begrenzten Rahmens dieser Untersuchung, in der das analytische Modell von sechs Klassen unterschiedlicher Politikdeterminanten erst entwickelt wurde, bereits angemessen und einlösbar sind. Zum anderen hätte eine solche Ausrichtung des Buches seinen für den Praktiker ohnehin vorhandenen politiktheoretischen Bias noch weiter verstärkt. Schließlich kann auf der Grundlage der ausgewerteten Literatur zu (vergleichenden) Politikanalysen die relative analytische Bestimmtheit und Differenziertheit der verwandten Analysekategorien behauptet werden, auch wenn diese nicht weiter expliziert wurden. Die Mehrdimensionalität und Komplexität des gesamten Interpretationsrasters stellt eine davon unabhängige Problematik dar, die bereits zugestanden wurde, aber hier nicht weiter vertieft werden soll. Sicherlich ist die eklektizistische Verknüpfung verschiedener Erklärungsebenen und Theoriestränge ohne einen entsprechenden metatheoretischen Rahmen für den Praktiker allenfalls von indirektem (beußtseinsbildenden) Nutzen.

3. Die Arbeit stellt keine Politikanalyse im strengen Sinn dar.

Gegenüber dieser Kritik ist zu betonen, daß Nitratpolitik als analytisches Konstrukt einzustufen ist und nur partiell als intentionale Politik identifizierbar war. Auch stellt eine diverse substantielle Politikprozesse zusammenfassende komplexe hermeneutische Interpretationsfolie nicht primär auf genuine Politikanalyse ab. Allerdings orientierte sich die Untersuchung in ihrer Vorgehensweise durchaus primär an politikanalytischen Kategorien. Von daher beruht diese sachlich partiell zutreffende Kritik auf einem teils unangemessenen Maßstab.

4. Die auf der Grundlage der Länderfallstudien angestrebte und mögliche komparative Politikanalyse wurde nicht wirklich durchgeführt.

Diese Kritik ist zu einem gewissen Grad berechtigt. Über die dem Analyseraster dieser Untersuchung folgende zusammenfassende Rekonstruktion nationaler Nitratpolitiken kam deren systematischer politikanalytischer Vergleich zu kurz. Dennoch weisen meines Erachtens die Ausführungen des Kapitels 11 Grundmerkmale vergleichender Politikanalyse auf. Schließlich sprechen politisch-pragmatische Gründe für die Begrenzung des Detaillierungsgrades der vergleichenden Analyse nationaler Nitratpolitiken in diesem Forschungsvorhaben, da die Relevanz der Details nitratpolitischer Prozesse in den siebziger und achtziger Jahren in sich verändernden Politikfeldern für die Nitratpolitik der neunziger Jahre häufig nicht mehr gegeben sein dürfte.

5. Eine auf der Analyse der Nitratpolitik basierende Strategie der Agrarumweltpolitik wurde nicht ausgearbeitet.

Diese Kritik trifft weitgehend zu. Es kann jedoch zum einen auf die methodologisch begrenzten Möglichkeiten einer solchen Vorgehensweise und zum anderen auf die entsprechenden Ausarbeitungen zu einem paradigmatischen Konzept von Agrarumweltpolitik in Conrad (1990a, 1991a) verwiesen werden.

6. Eine Überprüfung der Angemessenheit der empirischen Darstellung der Nitratpolitiken ist dem Leser nicht möglich.

Diese Aussage trifft sicherlich zu. Die Arbeit belegt im allgemeinen weder ihre einzelnen empirischen Aussagen näher noch setzt sie sich mit anderen Untersuchungen zum gleichen Thema wissenschaftlich auseinander. Zur Entlastung kann sie zum einen wieder auf die zitierten Fallstudien verweisen und zum anderen auf den weitgehenden Mangel vergleichbarer politikanalytischer Untersuchungen von Nitratpolitik. Sodann ist sie sich des zwangsläufigen *trade-off* zwischen Verwendung eines komplexen Interpretationsrasters, einem begrenzten Darstellungsumfang und der Stringenz und Überzeugungskraft der Ausführungen bewußt.

7. Die eingangs in Kapitel 2 aufgelisteten Forschungsfragen werden nur rudimentär beantwortet.

Diese Kritik trifft nur vordergründig zu. Zum einen sollten nicht primär diese Fragen systematisch und explizit abgearbeitet werden; und den drei zentralen Fragestellungen der vergleichenden Politikanalyse ist ein eigenes Kapitel gewidmet. Zum anderen lassen sich der Darstellung und Analyse der Nitratpolitiken durchaus vielfach ausreichende Hinweise entnehmen, die dem Leser die selbständige Beantwortung vieler Fragen ermöglichen.

8. Das Verhältnis von Aufwand zu Ertrag ist als ungünstig zu bewerten. Hierzu ist zum einen nochmals die Abhängigkeit einer Evaluation von den einer Arbeit unterstellten Zwecken hervorzuheben. Zum anderen entkräften der Vergleich mit dem Ressourceneinsatz bei analogen komparativen Politikanalysen und der Blick auf die Gesamtzahl (über 100) und die Inhalte der im Rahmen des Forschungsvorhabens »Ökologisierung der Agrarpolitik« veröffentlichten Arbeiten diese Kritik.

13. Zentrale Fragestellungen

Nach der zusammenfassenden Darstellung verschiedener nationaler Nitratpolitiken und ihrer politikanalytischen Rekonstruktion sollen nun vor dem Hintergrund der angesprochenen Hypothesen und Szenarien (Entwicklungstendenzen) die eingangs in Kapitel 2 formulierten, für das Nitratproblem zentralen politikstrategischen Fragestellungen erörtert werden.

13.1 Kontingenzen in der Nitratpolitik

Wie kontingent war die Entwicklung der Nitratpolitik? Hätte konkret alles auch anders verlaufen können? Zusammenfassend lautet die Antwort: sowohl als auch nicht. Sie hängt ab von der gewählten Abstraktionsebene, einerseits, und der Differenzierung von Nitratpolitik nach ihren Komponenten, andererseits. Die folgenden Ausführungen konkretisieren und substantiieren zum einen diese abstrakte Antwort und sichern sie zum anderen analytisch-argumentativ ab.

Vor dem Hintergrund der sechs hier nur kompakt zusammengefaßten Länderfallstudien wird zunächst deutlich, daß sich die jeweiligen analytisch rekonstruierten nationalen Nitratpolitiken sachlich, sozial und zeitlich zwar einerseits recht unterschiedlich entwickelt haben, andererseits aber auch einige grundlegende Gemeinsamkeiten aufweisen, was den hohen Stellenwert des Nitratgrenzwerts für Trinkwasser, das (anfängliche) Setzen auf persuasive Politikinstrumente gegenüber der Landwirtschaft und die allmähliche Verschiebung und Ausweitung einer vor allem an der Wasserversorgung korrektiv ansetzenden zu einer zunehmend auch die Landwirtschaft einbeziehenden präventiv orientierten Nitratpolitik anbetrifft.

In sachlicher Hinsicht fallen an Unterschieden etwa auf der nitratpolitisch signifikante Stellenwert hoher Nitratwerte in Salaten und Gemüse in der Schweiz und den Niederlanden, die Verknüpfung der umweltpolitischen Diskussion von Nitratreinträgen mit Ammoniakemissionen der Landwirtschaft in den Niederlanden, die Konzentration der Nitratdiskussion auf Viehdung in den Niederlanden und auf Mineraldünger in England oder die unterschiedliche Einbettung von Nitratpolitik in Agrarumweltpolitik in den Vergleichsländern. Sozial unterscheiden sich die Länder weniger in der Wissenschaftsorientiertheit der Nitratdebatte als in der Betonung rechtlicher Absicherung und staatlicher Regulierungen in der Ni-

tratpolitik. So kontrastieren die weitgehend korporativ basierte Gemüse-/Salatregulierung (Knoepfel/Zimmermann 1987) in der Schweiz und das nicht völlig unbegründete Insistieren auf der ökologischen Wirksamkeit freiwilliger *management agreements* in England deutlich zu den Gülleverordnungen in Deutschland und analogen Vorschriften im dänischen Aktionsplan von 1987. Zeitlich lassen sich etwa deutliche Unterschiede in der politischen Perzeption des Nitratproblems zwischen der Schweiz, einerseits, und Dänemark und Frankreich, andererseits, ausmachen.

Die bezeichneten Gemeinsamkeiten werden vor dem relativ übereinstimmenden historischen Hintergrund einer auf Marktschutz und Subventionen bauenden Agrarpolitik und des kulturellen Verständnisses des Bauern als freier Unternehmer und genuiner Landschaftspfleger sowie der Zentralität der Trinkwasserversorgung in der Gesundheitspolitik verständlich. Einerseits geht die zunehmende Präferenz zugunsten präventiver Maßnahmen meist mit zusätzlichen staatlichen Subventionen für die Landwirte, etwa für den Bau von Güllespeichern, einher, andererseits kommen sowohl Ausgleichszahlungen für Bewirtschaftungsbeschränkungen als auch Abgaben auf (übermäßige) Gülleausbringung und Stickstoffsteuer (Finnland, Schweden, Österreich) als ökonomische Instrumente, teils auch parallel (Niederlande), zum Einsatz.

Unterschiede in der Problemdefinition, bei häufig späterer Angleichung der Problemsicht im Zuge internationaler Kommunikation, erscheinen in ihren substantiellen Auswirkungen gravierender als solche in den Politikinstrumenten zur Umsetzung nationaler Politikprogramme, denn die Problemdefinition steckt maßgeblich den Rahmen ab, den diesbezügliche Politikprogramme dann auf unterschiedliche Weise ausfüllen mögen. Dies illustriert besonders die Gegenüberstellung der Niederlande und der Schweiz: Trotz im Grunde gleichartiger Perzeption des Nitratproblems in beiden Ländern konzentrierten sich Nitratdebatte und politischer Definitionsprozeß in den Niederlanden auf Nitrat als Gülleproblem und in der Schweiz auf Nitrat im Gemüse. Nach relativ erfolgreicher verbandlich-korporativer Lösung des letzteren Problems trat in der Schweiz die Gülleproblematik wieder stärker in den Vordergrund der nitratpolitischen Auseinandersetzungen, während die (öffentliche) Diskussion über hohe Nitratgehalte in Blattgemüse in den Niederlanden parallel zur Gülledebatte anhält.

Umgekehrt kann die Implementation nitratpolitischer Programme große Differenzen aufweisen, so daß auch gleichartige Politikprogramme ganz unterschiedliche substantielle Erfolge verzeichnen können, wie die unterschiedlichen Vollzugsdefizite bei der Implementation der EG-Trink-

wasser-Richtlinie auch nach deren Übernahme in nationales Recht illustrieren.

Zwangsläufig treten nationale (und regionale) Unterschiede in der Nitratpolitik um so mehr in den Vordergrund, je konkreter die Analyseebene wird. Im einzelnen unterschieden sich etwa auch die Gülleverordnung Nordrhein-Westfalens von 1984 und der Gülleerlaß Niedersachsens von 1983 durchaus, obwohl sie hinsichtlich ihrer sachlichen Grundkonzeption, ihrer inhaltlichen Standards und ihrer organisatorischen Verortung weitgehend übereinstimmen (vgl. Conrad/Teherani-Krönner 1989). Insgesamt finden sich kaum krasse Differenzen in den verschiedenen nationalen Nitratpolitiken, was ihre sachliche Orientierung, ihre politisch-organisatorische Verortung, ihre Politikadressaten oder ihre wesentlichen Konfliktpunkte angeht. Jeweils zielen vor dem Hintergrund eines wachsenden Umweltbewußtseins eine sich auf den Agrarbereich ausweitende Umweltpolitik und eine allmählich Umweltgesichtspunkte aufgreifenden Agrarpolitik darauf ab, die Landwirtschaft zu einer Verringerung ihrer Nitratemissionen zu veranlassen und die Konflikte zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft durch unterschiedliche prozedurale, rechtliche und ökonomische Maßnahmen zu regulieren. Allerdings dürfte dieser Befund von im Grundsatz überwiegenden Gemeinsamkeiten mit der Auswahl der untersuchten Länder zusammenhängen. Bereits in Griechenland, und erst recht in Bulgarien, der Türkei oder Kenia unterscheiden sich nitratpolitische Maßnahmen, soweit überhaupt existent, weit einschneidender von den hier empirisch untersuchten Ländern. Damit wird nur die »tautologische« Aussage bestätigt, daß inhaltlich gleichartige Politikdeterminanten im Falle einer hohen Erklärungskraft der Determinanten zu ähnlichen Nitratpolitiken führen müssen. Insofern sind die hier exemplarisch illustrierten Ähnlichkeiten und Unterschiede unter den Vergleichsländern nicht verwunderlich.

Von entscheidender Bedeutung für mögliche Kontingenzen in der Nitratpolitik wird damit die Frage, ob die jeweiligen spezifischen nationalen Gegebenheiten und Bedingungsbeziehungen von Nitratpolitik diese so eindeutig präterminieren, daß deren Varianzen im internationalen Vergleich lediglich Unterschiede nationaler Politikvoraussetzungen und nicht Optionen für andersartige Verlaufsformen indizieren. Am Beispiel verdeutlicht hieße dies, daß die Erhebung einer Stickstoffabgabe zwar in den Niederlanden, nicht aber in England möglich sein mag, weil entweder deren Durchsetzung im englischen Politikprozeß aufgrund der gegebenen Kräfteverhältnisse und agrarpolitischen Traditionen nicht möglich ist oder aber im Falle ihrer Durchsetzung auf der Implementationsebene unterlaufen würde. Somit stellt sich die Frage, ob die identifizierten Struktur-

analogien nationaler Nitratpolitiken bei gegebenen Politiktraditionen und dominanter Position von Agrarinteressen zwangsläufig ein bestimmtes Entwicklungsmuster von Nitratpolitik implizieren oder ob deren Spielraum für alternative Entwicklungspfade dennoch als beträchtlich einzustufen ist.

Die Beantwortung dieser Frage hängt letztlich von zugrunde liegenden wissenschaftstheoretischen Prämissen ab, zum Beispiel welcher Stellenwert handlungstheoretischen gegenüber strukturtheoretischen Erklärungsmodellen eingeräumt wird, ob also etwa Individuen für Politikentwicklung noch eine ausschlaggebende Rolle spielen können. Meine Position in dieser Hinsicht läuft auf die Verknüpfung und nicht Gegenüberstellung von intentionaler und struktureller Erklärung hinaus: Die jeweils vorliegenden Politikmuster und gesellschaftlichen Bedingungsbeziehungen - und nicht nur naturwissenschaftliche Gesetzmäßigkeiten - bilden ein durch bestimmte Strukturen geprägtes Kräftefeld, in dem sehr wohl deutlich unterschiedliche, allerdings nicht beliebige Handlungsoptionen realisierbar bleiben, jedoch mit recht verschiedenen Durchsetzungschancen und damit Eintrittswahrscheinlichkeiten.¹ Im wissenschaftlichen Verständnis politischer Prozesse bestimmen dann nicht nur bestehende Strukturen die Realisierungschancen intentionaler Handlungskonzepte, sondern verändern diese über die Zeit auch jene.

Für die empirisch kontrollierte Einschätzung der Kontingenzen in der Nitratpolitik ist nun die Beurteilung der relativen Rigidität bzw. Variabilität bestehender Strukturdeterminanten zentral, die allerdings nur eine gewisse Plausibilität für sich beanspruchen kann. Folgende Gesichtspunkte erscheinen dabei wesentlich:

1. Eine historische Umbruchsituation, in der sich mehr oder minder alle gegebenen Strukturen verflüssigen und zur Disposition stehen, wie jüngst in Osteuropa, kann für den Bereich der Agrarumweltpolitik nicht unterstellt werden. Von daher werden die bestehenden Verhältnisse nitratpolitische Optionen begrenzen.
2. Die soziokulturelle und institutionelle Verankerung der politischen Privilegierung der Landwirtschaft ist so massiv, daß der diesbezüglich zu beobachtende Wandel nur allmählich stattfindet. Von daher sind weiterreichende präventive oder gar metapräventive Nitratpolitiken allenfalls in einem länger dauernden (konflikthaften) Prozeß der Politikformulierung erwartbar.

¹ Die Analyse der gesellschaftlichen Umbrüche in Osteuropa um 1989 oder die Feinanalyse von Regionalkonflikten in der Dritten Welt (vgl. Senghaas 1989) verdeutlichen solche weitreichenden Entwicklungsmöglichkeiten, aber auch ihre gesellschaftsstrukturellen Voraussetzungen.

3. Insofern die Umweltpolitik einen jungen Politikbereich darstellt, in dem subjektive Problemwahrnehmung und -bewertung sachnotwendig von entscheidender Bewertung und institutionelle Versäulungen noch wenig ausgebildet sind, dürften hier die Sichtweise und das Engagement von Einzelpersonen und intentionale Politik eine maßgebliche Rolle spielen. Dies gilt insbesondere für eine gerade neu entstehende Agrarumweltpolitik.
4. Umgekehrt ist die Durchsetzungsfähigkeit von Umweltsanierungsmaßnahmen gegenüber anderen Politikbereichen sozioökonomisch und politikstrukturell als bisher schwach, allerdings langsam wachsend einzustufen (vgl. Conrad 1990a, Jänicke 1990).
5. Die zunehmende Erkenntnis der Überforderung von Politik in komplexen Problemlagen hat im Rahmen der Deregulierungsdebatte zu verstärkten Bemühungen um funktional äquivalente Formen gesellschaftlicher Regulierungsmodi mit der Wiederentdeckung von (korporativer) Selbstregulierung geführt (vgl. Conrad 1990e, 1991b, Hancher/Moran 1989, Knoepfel 1991a, Ladeur 1987, Majone 1990, Voigt 1991). Vor diesem Hintergrund gewinnen verschiedenartige gesellschaftliche Formen des Umgangs mit dem Nitratproblem an Legitimität, so daß sich diesbezügliche Handlungsspielräume vergrößern.
6. Prozesse des subtilen generellen Legitimationsverlustes formeller, institutionalisierter Politik als gesellschaftlich adäquater und wirksamer Form der Problembehandlung und Entscheidungsfindung in modernen Industriegesellschaften gehen einher mit einem wachsenden Bedarf nach formaler (politischer) Behandlung und Regelung gesellschaftlicher Problemlagen, weil traditionell (besser) funktionierende Formen sozialer Selbstregulation auf der Basis etablierter Werte und Normen gleichartige Delegitimationsprozesse erfahren, indem diesbezügliche gesellschaftliche Arrangements und Prozeduren immer weniger als sozial gegebene und anerkannte vorausgesetzt werden können. Diese Strukturpolitik beinhaltet eine kontinuierliche Verflüssigung verbindlicher Strukturen und weist auf die Frage nach der anderen (reflexiven) Moderne (Beck 1991) hin, so daß durchaus die These von der historischen Phase eines grundlegenden historischen Strukturwandels (und -bruchs) auf gesamtgesellschaftlicher Ebene postuliert werden kann. Ein solcher macht auch nitratbezogene Politikmuster unsicherer und wandelbarer, erhöht also die Kontingenzen in der Nitratpolitik.
7. Da es sich beim Nitratproblem primär um einen Interessen- und Mittelekonflikt und nicht um einen schwerer lösbaren Wertekonflikt handelt, lassen sich diesbezügliche Konfliktlagen mit Hilfe der etablierten Formen der Konfliktkanalisierung durch Politik und Recht im allge-

meinen austragen und bewältigen. Dies spricht wiederum für die Existenz beachtlicher Kontingenzen in der Nitratpolitik.

8. Schließlich ist das Nitratproblem in seiner gesellschaftlich vorwiegend perzipierten Form auf unterschiedlichen Wegen technokratisch lösbar, was die Einhaltung des Nitratgrenzwertes angeht. Damit hat die Politik ein lösbares Problem vor sich. Dies erlaubt Reaktionsformen von der Nichtwahrnehmung² und -behandlung des Nitratproblems bis zu seiner weitgehenden Problemlösung.

Insgesamt machen diese Gesichtspunkte einen Kontingenzbereich in der Nitratpolitik plausibel, der durch die Möglichkeit zu allmählicher, jedoch nicht rascher Formulierung und Implementation weiterreichender, die Landwirtschaft adressierender Politikprogramme gekennzeichnet ist und der auf substantieller Ebene mehr Unterschiede erlaubt als auf der Ebene formeller Politikstrukturen, wie etwa nationale Politikstile und -profile. Mit anderen Worten, für alle Vergleichsländer wird ein Optionsspielraum von rein symbolischer bis hin zu substantiell weitreichender Nitratpolitik angenommen, die jedoch kaum stark von den jeweils typischen nationalen Politikstilen und -profilen abweichen wird. Auch präventive und sogar auf Metaprävention angelegte, den Kern der Agrarpolitik betreffende Nitratpolitiken werden für möglich gehalten, jedoch erst im Zuge eines länger währenden, über Dekaden reichenden Umorientierungs- und Bargainingprozesses, in dem Konflikte auszutragen und zu regeln sind und soziale Lernprozesse der Akteure stattfinden. Die Gemüse-/Salatregulierung in der Schweiz, der dänische Aktionsplan von 1987 oder die EG-Nitrat-Richtlinie sind partielle Beispiele für einen solchen strukturell möglichen, aber nicht notwendigen Entwicklungsprozeß von Nitratpolitik.

13.2 Nitratpolitische Handlungsspielräume und Steuerungsfähigkeit

Aus den Ergebnissen der Überlegungen über Kontingenzen in der Nitratpolitik ergeben sich relativ zwanglos die bestehenden Handlungsspielräume. Ob diese allerdings politisch auch genutzt werden und ob darüber hinaus eine genuine Strategie- und Steuerungsfähigkeit der Gesellschaft bzw. des Staates auch besteht und realisiert wird, ist eine andere, weitergehende Frage.

An der Frage nach den Handlungsspielräumen der Politik wird deutlich, wie sehr die Antwort von den jeweiligen Prämissen und Spezifizie-

² Es lassen sich weiterhin Staaten benennen, in denen trotz einer wichtigen Rolle der Landwirtschaft das Nitratproblem schlicht kein Thema ist.

rungen abhängt (vgl. etwa auch exemplarisch frühere Arbeiten wie Grotian/Murswieck 1974). Je mehr zum einen Handlungsbedingungen als gegeben vorausgesetzt werden, um so geringer sind natürlich die Handlungsspielräume. Werden die gegenwärtige Ausrichtung der Agrarpolitik (vgl. Priebe 1985, Kluge 1989), die de facto vorherrschende Interpretation von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG als keine Erlaubnispflichtigkeit der Düngung implizierend³ oder das bisherige Düngeverhalten der Landwirte hingegen als (politisch) änderbar angesehen, erweitern sich die Handlungsspielräume der Nitratpolitik beträchtlich. Zum anderen sind Handlungsspielräume akteurspezifisch zu betrachten. Die Handlungsoptionen etwa des Umweltbundesamtes, der Umweltministerien der Länder, der Landwirtschaftskammern oder des BMELF hinsichtlich möglicher nitratpolitischer Maßnahmen differieren enorm. Sicherlich hat die staatliche Nitratpolitik eine weitgehende Wahlmöglichkeit, bei der Behandlung des Nitratproblems auf staatliche Regulierung wie in Dänemark oder weitgehende (private) Selbstregulierung vor Ort wie in England zu setzen. Hat sie sich aber zum Beispiel für letztere Option entschieden, so ist sie im folgenden stark auf die umweltpolitische Eigenverantwortlichkeit der privaten Akteure und primär persuasive Politik angewiesen und kann selbst fürs erste kaum mehr direkt steuernd eingreifen.

Handlungsspielräume der Politik werden entlang der benannten sechs Klassen von Politikdeterminanten sicher bestimmt

1. durch bestehende substantielle (zum Beispiel ökonomisch begrenztes Steueraufkommen) und formelle (zum Beispiel verfassungsrechtliche Vorgaben) *strukturelle Restriktionen* politischen Handelns, die sich sowohl auf die Umwelt (zum Beispiel unvermeidbarer Agrarstrukturwandel) als auch auf die interne Struktur (zum Beispiel föderative Struktur) des politischen Systems beziehen können,
2. durch Interessen und Verhaltensdispositionen der *Akteure* (zum Beispiel Umweltbewußtsein und Kooperationsbereitschaft der Landwirte),
3. durch das *Problembewußtsein* der Politik (zum Beispiel Nitrat nur als Problem zulässiger Trinkwasserbelastung oder als (Teil-)Problem umweltverträglicher Landwirtschaft) und

3 Vgl. die diesbezügliche Fachliteratur: Breuer 1985, Conrad/Gitschel 1988, Hötzel 1985, von Mutius 1985, Preusker 1982, Rösgen 1983, Salzwedel 1983. 1989 endete ein entsprechendes Verfahren zwischen der Stadt Bielefeld und einem Massentierhaltungsbetrieb nach entsprechend abgelehntem Widerspruchsbescheid des Regierungspräsidenten Detmold mit einem Vergleich, in dem die Landwirtschaftskammer und der klagende Landwirt die Anwendbarkeit von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG auf die Gülleausbringung anerkannten.

4. durch die *Ziele und Reichweite* von Politik (zum Beispiel Durchsetzung einer umweltverträglichen Landwirtschaft versus Einhaltung des Trinkwasserstandards versus Politikverzicht).

Analytisch bezieht sich die Frage nach nitratpolitischen Handlungsspielräumen zunächst nach der Spannweite möglicher Politikausrichtung und -umsetzung und erst in diesem Rahmen nach der Realisierbarkeit spezifischer Maßnahmen. Es ist also etwa sowohl nach den Möglichkeiten einer metapräventiv orientierten Nitratpolitik angesichts entgegenstehender agrarpolitischer Macht- und Rechtspositionen als auch nach denjenigen eines weitgehenden Politikverzichts angesichts wachsenden Drucks einer umweltbewußten Öffentlichkeit zu fragen. Eine formal-abstrakte Antwort läßt sich im Prinzip entlang zweier Analysedimensionen formulieren.

Zum einen werden die Handlungsspielräume im allgemeinen um so begrenzter, je substantiellere Gestalt die Politik annimmt. Sind die Möglichkeiten des Einbringens politischer Ideen noch nahezu unlimitiert, so ist ihre Umsetzung in Politikprogramme schon weit schwieriger und deren Realisierung in der Praxis erst recht fraglich.⁴ Frankreich ist ein Beispiel dafür, daß rechtlich durchaus vorhandene nitratpolitische Handlungsoptionen wie die Ausweisung von Wasserschutzgebieten politisch auch deshalb nicht angestrebt werden, weil ihre Implementation aufgrund der örtlichen sozioökonomischen und soziopolitischen Bedingungen in der Vergangenheit voraussichtlich »verdampft« wäre.

Zum anderen bestimmen sich Handlungsspielräume der Politik aus den in Kauf genommenen (verschiedenartigen) Kosten der Realisierung spezifischer Handlungsprogramme. Bei für die Landwirte vorteilhaften staatlichen Ausgleichszahlungen für (nitratrelevante) Bewirtschaftungsbeschränkungen oder bei deren entschädigungsloser Durchsetzung mit (massiver) polizeilicher Kontrolle und strafrechtlichen Sanktionen erscheinen überhöhte Nitrateinträge der Landwirtschaft zwar vermeidbar, aber die ökonomischen und politischen Kosten der ersten und die rechtlichen, politischen und auch ökonomischen Kosten der zweiten Option dürften für das politische System inakzeptabel sein, selbst wenn es sie ernsthaft ins Auge fassen würde.

Entlang dieser analytischen Differenzierungen sind die nitratpolitischen Handlungsspielräume auf genereller Ebene und für konkrete Beispiele wie folgt einzuschätzen:

1. Die Handlungsspielräume zugunsten einer präventiv orientierten, substantiellen Nitratpolitik wurden über die Zeit größer, da agrarumwelt-

⁴ Das schließt nicht aus, daß die Implementation eines Politikprogramms eine Eigen-
dynamik entwickeln kann, die diese leichter als die Programmformulierung macht.

politische Maßnahmen strukturell (zum Beispiel durch entsprechende Gesetze), auf Akteurebene (zum Beispiel durch eine weniger ausgeprägte politische Sonderstellung und entsprechend veränderte Subventionsstrategien der Landwirtschaft), bewußtseinsmäßig (zum Beispiel durch Wahrnehmung und Anerkennung von Umweltproblemen der Landwirtschaft in den Agrarministerien) und auf einer konzeptionell breiteren Basis politisch zunehmend besser abgesichert und durchsetzbar wurden. Umgekehrt wurden die Chancen für nitratbezogenen Politikverzicht geringer, wie besonders das englische Beispiel zeigt.

2. Für das im allgemeinen für WVUs und Landwirte nicht existenzbedrohende und nicht mit Wertekonflikten belastete Nitratproblem sind die politischen Handlungsspielräume im Prinzip als hoch anzusetzen, da die (politischen) Risiken einer sich noch innerhalb institutionell und kulturell etablierter Bahnen bewegenden Nitratpolitik als eher gering einzustufen sind. Die Verabschiedung der EG-Trinkwasser-Richtlinie, die als verbindlich proklamierte Vorgabe einer Halbierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee auf der 2. INK⁵ und die nach der diesbezüglichen Einigung der Umweltminister der EG im Juni 1991 bevorstehende Verabschiedung der EG-Nitrat-Richtlinie belegen diese Einschätzung ebenso wie die wesentlich größeren Widerstände bei der materialen Implementation dieser nitratpolitischen Vorgaben.
3. Je mehr sich die Nitratpolitik innerhalb der vorherrschenden nationalen Politikstile und -profile bewegt, um so größer werden in der Tendenz ihre Handlungsspielräume in substantieller Hinsicht, während dies für prozedurale Politikinnovationen zunächst nicht unterstellt werden kann.
4. Je nach »Modernität« der politischen Kultur differieren die strukturellen Restriktionen von Nitratpolitik. Während die gesellschaftspolitische Verbindlichkeit (symbolpolitisch herausgehobener) formaler Regulierungen und programmatischer (umweltpolitischer) Zielvorgaben für die verbleibenden Handlungsspielräume in Deutschland als weit gewichtiger einzustufen ist als in Italien, limitieren dort soziokulturelle Normen deutlich mehr das Verhalten der Akteure.
5. Hinsichtlich der beiden benannten Analysedimensionen Realisierungsgrad und Kosten einer Politik läßt sich auf allgemeiner Ebene festhal-

5 Der Nitratparameter der EG-Trinkwasser-Richtlinie und das Ziel der Halbierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee oder den Rhein sind zwei Beispiele für die Selbstbindung erzeugende Eigendynamik von sachlich keineswegs zwingenden, aber aus eher symbolpolitischen Gründen festgelegten gesundheits- oder umweltpolitischen Vorgaben, deren Implementationsschwierigkeiten dabei kaum bedacht wurden.

ten, daß die nitratpolitischen Handlungsspielräume mit zunehmender Politikumsetzung immer stärker auf die Kooperation ihrer Politikadressaten angewiesen sind und daß die möglichen (politischen) Kosten einer substantiellen Nitratpolitik vor dem Hintergrund von Agrarstrukturwandel und Agrarkrise in der Perzeption der politischen Akteure vermutlich größer waren als in der Wirklichkeit einer sich entwickelnden Agrarumweltpolitik.

6. Die struktur-, akteur-, bewußtseins- und strategiebedingten nitratpolitischen Handlungsgrenzen haben sich in den letzten beiden Dekaden auch gelockert. Substantielle strukturelle Restriktionen wie die schwache machtmäßige Position einer sich neu formierenden Agrarumweltpolitik oder bestehende ökonomische Strukturen der Agrarproduktion waren bedeutsamer als formelle, insofern etwa die rechtlichen Möglichkeiten der Durchsetzung des Nitratstandards zumindest auf Seiten der Gesundheits- und Wasserpolitik mehr oder minder gegeben waren. Auf Akteurebene belegen Dänemark, die Niederlande und Frankreich, daß der nitratpolitische Kompromiß von Umweltauflagen gegen Ausgleichszahlungen in Deutschland und England zwar nahelag, aber keineswegs zwangsläufig war. Der Bewußtseinswandel über Problemlagen und Eingriffsmöglichkeiten der Nitratpolitik und deren zunehmend weiterreichende, längerfristige Zielvorgaben in mehr oder weniger allen Vergleichsländern indizieren - im Rahmen einer »technokratischen« Problemdefinition - eine Ausdehnung nitratpolitischer Handlungsspielräume.

Anhand einiger konkreter Beispiele sollen diese nun noch genauer markiert werden.

1. Theoretisch war die Festlegung nationaler Nitratgrenzwerte gemäß dem Richtwert von 25 mg/l in der EG-Trinkwasser-Richtlinie möglich, praktisch jedoch vor dem Hintergrund bestehender wasser- und landwirtschaftlicher Interessen- und Machtlagen und wissenschaftsgeprägten Problembewußtseins nicht. Umgekehrt gelang es England nicht, an einem Grenzwert von 100 mg/l als politisch noch vertretbar festzuhalten. Hinsichtlich des Trinkwassergrenzwertes bestanden somit allenfalls in Form von Ausnahmegenehmigungen, Sanierungsfristen und der Einbeziehung von Privatbrunnen gewisse Handlungsspielräume. Dagegen waren diese bislang für Salate und Gemüse betreffende Standards weit größer. Allerdings waren die (politisch-kulturell bedingten) Spielräume hinsichtlich der substantiellen Implementation des Trinkwassergrenzwertes vor Ort insbesondere in den mediterranen EG-Ländern immer noch beachtlich.

2. In der Schweiz und den Niederlanden wurden für Blattgemüse angesichts des im internationalen Vergleich größeren politischen Gewichts der Verbraucherverbände und der stärkeren Problemwahrnehmung der Akteure Nitratgrenzwerte verabschiedet, was in den anderen Ländern gar nicht auf der politischen Tagesordnung stand. Das problem- und marketingbewußte Vorgehen einschließlich substantieller Maßnahmen der Schweizer Gemüseproduzenten - vor dem Hintergrund der einflußreichen Position einer konzentrierten Nahrungsmittelbranche - belegt den beachtlichen (selbstregulativen) Handlungsspielraum dieser (agrарischen) Akteure bis hin zum partiellen Verzicht auf Gemüseanbau im Winter aufgrund sonst nicht einzuhaltender Grenzwerte, einen Schritt, der in der wirtschaftlich anders strukturierten, exportorientierten niederländischen Gemüseproduktion bislang zurückgewiesen wird.
3. Hinsichtlich möglicher substantieller Lösungen des Trinkwasser-Nitratproblems bestand im Prinzip auch die raumordnungspolitische Option der großräumlichen Segregation von Trinkwassergewinnung und (intensiver) Landwirtschaft. Deren Schranken rühren aus den regional flächendeckend steigenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser und den daraus resultierenden beträchtlichen Zusatzkosten für die Wasserwirtschaft.
4. Eine präventiv orientierte, auf verringerte Nitrateinträge der Landwirtschaft abzielende Nitratpolitik war im Laufe der Zeit immer leichter möglich. Sie setzte ein entsprechendes, längerwieriges ökologisch orientiertes Umdenken der Landwirtschaft oder hohe Eigenleistungen des Staates in Form von Ausgleichszahlungen oder Beihilfen und/oder staatlich getragenen Düngungsmaßnahmen voraus.⁶
5. Eine auf der Ebene von Metaprävention ansetzende Nitratpolitik, die etwa auf weniger preisgestützte Agrarmärkte und auf die Internalisierung von Umweltkosten abzielt, hatte agrarpolitisch und ökonomiestrukturell keine Chance, wie bereits die seit Jahrzehnten akademisch immer wieder vertretenen Politikempfehlungen vieler Agrarökonomien verdeutlichen. Hingegen erhöhte die Krise der EG-Agrarpolitik in den achtziger Jahren die Chancen des Einsatzes ökonomischer Politikinstrumente ein wenig.
6. Eine auf bloße Kompensation wie die medizinische Behandlung von Methämoglobinämiefällen und medizinisch begründete Entschädigungszahlungen abzielende Nitratpolitik wäre zumindest in Ländern

6 Auch wenn die gesamten Düngungskosten und die Düngung selbst beispielsweise vom Landwirtschaftsamt übernommen wurden, garantierte dies noch nicht, daß mißtrauische Bauern nicht nachts noch heimlich nachdüngten.

mit einer einflußreicheren Ökologiebewegung längerfristig nur schwer durchsetzbar gewesen. Die in Einzelfällen über kaufwirksame Boykottaufrufe politikrelevant gewordenen Verbraucherverbände wie im Schweizer Kalbfleisch-Hormon-Skandal machen diese Einschätzung plausibel.

7. Deutlich wird an diesen Punkten, daß die akteurspezifische ökonomische Vorteilhaftigkeit oder Nachteiligkeit von Nitratprogrammen letztlich meist die entscheidende Determinante nitratpolitischer Handlungsspielräume darstellt.⁷
8. Hinsichtlich der nitratpolitisch anfallenden Kosten könnten diese bislang im Prinzip weitgehend der Wasserwirtschaft auferlegt werden, entweder in Form wasserwirtschaftlicher oder -technischer Maßnahmen oder durch Kauf von Land um Trinkwassergewinnungsanlagen mit anschließender Verpachtung unter Bewirtschaftungsaufgaben, weil diese sie relativ problemlos auf den Wasserverbraucher überwälzen kann. Ebenso könnte die öffentliche Hand die Kosten übernehmen, solange sie keine exorbitante Größenordnung erreichen.⁸ Allerdings könnten die damit möglicherweise verbundenen politischen Kosten, etwa in Form von Glaubwürdigkeitsverlusten einer Agrarumweltpolitik, hoch sein, was die Ausschöpfung dieser Option ganz unabhängig von den budgetären Eigeninteressen des Staates beschränken dürfte. Die Übernahme aller anfallenden Kosten seitens der Landwirtschaft war aufgrund der bestehenden Machtverhältnisse unter den Akteuren eine kaum realisierbare Option. Allerdings belegen die anvisierten Nitratprogramme in Dänemark und Frankreich die durchaus vorhandene Option, daß die Landwirtschaft den Großteil der Kosten der Nitratpolitik übernimmt.
9. Eine auf die Internalisierung von Umweltkosten zielende, in den achtziger Jahren breiter diskutierte Stickstoffsteuer oder -abgabe war politisch zwar zunächst kaum durchsetzbar, blieb aber in der Diskussion. Vor dem Hintergrund realisierbarer Mineralölsteuern dürfte auch eine ökologisch wirksame Stickstoffsteuer von 500 % nicht von vornherein nitratpolitisch unmöglich sein. Wichtige Voraussetzung wäre aus Wettbewerbsgründen vermutlich nur ihre EG-weite Einführung.

7 Erst als aufgrund der Auswirkungen von Eutrophierung und Verschmutzung der Adria die italienische Fremdenverkehrsindustrie sich durch ausbleibende Touristen wirtschaftlich ernsthaft bedroht sah, konnten die hohen Einträge der Landwirtschaft in der Poebene politikrelevant diskutiert werden.

8 Immerhin dürften in der BRD bis Ende der achtziger Jahre ca. 5 Milliarden DM Kosten im Kontext des Nitratproblems angefallen sein (vgl. Conrad 1990a).

10. Die nitratrelevante Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit entsprechenden Bewirtschaftungsauflagen war bislang nur in manchen Bundesländern der BRD in größerem Ausmaß erfolgreich, während eine solche Strategie in England, Frankreich, Dänemark oder der Schweiz substantiell nicht zum Tragen kam. Dabei dürften weniger die rechtlichen Voraussetzungen für die Ausweisung entsprechender Schutzzonen als deren praktische Umsetzung im Einzelfall diese politische Option begrenzen, wie auch die jahrelangen Verfahren der Schutzgebietsausweisung in der BRD belegen (vgl. Eike 1987).

Nach dieser Erörterung nitratpolitischer Handlungsspielräume geht es im folgenden um die Diskussion der Steuerungsfähigkeit des Staates in der Nitratpolitik. Die Notwendigkeit eines differenzierten analytischen Instrumentariums für die Untersuchung von Politiksteuerung hatte ich in Conrad (1990a: 514 ff.) herausgearbeitet.

Politische Steuerung setzt zumindest die *Steuerbarkeit* eines Steuerungsobjekts und die *Steuerungsfähigkeit* eines *Steuerungssubjekts* voraus. Diesbezügliche Prämissen differieren allerdings je nach präferiertem steuerungstheoretischen Ansatz. Hob die staats- und planungstheoretische Steuerungsdiskussion der frühen siebziger 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. 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 Steuerungszwecke, seiner internen Fragmentierung und organisatorisch-institutionellen Vielfalt, seiner kollektiven Handlungsfähigkeit, seinen Sanktionspotentialen und seiner multilingualen Kommunikationskompetenz (Scharpf 1989a) ab. Sowohl für Steuerungsobjekt 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 akteurbezogene 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 Situationsdeutungen 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.

»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 1989a: 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. Bezüglich der Steuerungsziele ist es wichtig zu beachten, ob es primär um die Verhaltenssteuerung der Politikadressaten oder um bestimmte substantielle Ziele geht, welcher Steuerungsanspruch ihnen unterliegt⁹ und welche Zielkollisionen aufgrund unterschiedlicher, sich wechselseitig tangierender Steuerungsintentionen in verschiedenen Politikbereichen bestehen. 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 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).

⁹ 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).

Schließlich ist auch nach dem *Steuerungsinteresse* und *Steuerungswillen* des Steuerungssubjekts und der *Steuerungsfähigkeit* und dem *Autonomiebestreben* des Steuerungsobjekts zu fragen. Auf der einen Seite kann nicht einer politischen Deklaration umstandslos ein tatsächlicher Steuerungswille unterstellt werden, wie die Rekonstruierbarkeit vieler Politiken als *muddling through* belegt; auf der anderen Seite ist eine Dichotomisierung 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).¹⁰

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 1989a). Die spieltheoretische Analyse solcher sich 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.¹¹

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 Koopera-

10 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 1989a: 17)

11 Scharpf (1988) leitet etwa aus dem kurzfristigen Erfolgszwang demokratischer Politik die Tendenz zum Tausch kurzfristiger Vorteile gegen institutionelle Konzessionen an strategiefähigere Verhandlungspartner wie private Industrie ab.

tion und Konflikt, Wertschöpfung und Verteilung als Lösungsmöglichkeit an.¹²

In analytischer Perspektive kann die politische Steuerbarkeit des gesellschaftlichen Umgangs mit dem Nitratproblem zunächst prinzipiell 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 häufig zu beobachtenden 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 zunächst 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. Wie jüngere Entwicklungen nationaler Nitratpolitiken jedoch aufzeigen, ist diese methodologisch begründete Skepsis nicht unbedingt aufrecht zu erhalten.

Bezieht man die skizzierten analytischen Kategorien und angesprochenen Probleme politischer Steuerung zunächst einmal auf die deutsche 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

12 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.)

Nitratgrenzwert der TrinkwV 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 Steuerungsintentionen wenig durchsetzungsfähig waren, die Agrarpolitik die Gewässerschutzpolitik bei bestehenden Zielkollisionen vielfach leerlaufen lassen konnte und der Steuerungswille allenfalls begrenzt vorhanden war. Somit waren die Kohärenz der Steuerungsintentionen 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 1989, Hagedorn/Schmitt 1985) 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 Lö-

sung 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 Steuerungsfähigkeit 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.

Im Ländervergleich kann man hinsichtlich der Ansätze und Fähigkeit zur politischen Steuerung in der Nitratpolitik folgendes festhalten.

Ein über die Einhaltung des Trinkwasserstandards hinausgehendes Steuerungsziel läßt sich am ehesten für die Niederlande und - in Umrissen - für Frankreich ausmachen. In diesen Ländern wird eine längerfristig präventive Nitratpolitik nicht nur, wie in allen Ländern, von speziellen Akteuren, sondern auf der Basis eines langwierigen Konsensbildungsprozesses vom politischen System insgesamt angestrebt.¹³ Damit ist die Gefahr von in der Praxis sich widersprechenden Steuerungsintentionen und interner Fragmentierung geringer. In der Bundesrepublik und in Dänemark wurden klare Steuerungsintentionen eher von ausgewählten, aber politisch nur begrenzt durchsetzungsfähigen Akteuren wie dem dänischen Umweltbundesamt oder dem Sachverständigenrat für Umweltfragen oder im Rahmen situativer Akteurkonstellationen wie der »grünen« Mehrheit im dänischen Parlament verfolgt. Infolgedessen kann eine durchgängige, politisch-institutionell verankerte nitratpolitische Strategie für die Vergan-

13 Dies schließt massive Interessengegensätze, etwa zwischen Agrar- und Umweltministerium, nicht aus.

heit nicht unterstellt werden. Symptomatisch waren vielmehr regional- und akteurspezifisch variierende Steuerungsziele. Für England und die Schweiz kann für die Vergangenheit kein übergreifendes nitratbezogenes Steuerungsinteresse angenommen werden. England setzte viel mehr auf Selbstregulierung und *non-policy*. In der Schweiz lassen sich auf der Ebene der vom Nitratproblem betroffenen Kantone präventive Steuerungsziele ausmachen.

Die Verfügbarkeit entsprechender Steuerungsinstrumente (Recht, Geld, Verfahren, Eigenleistung etc.) und die (partielle) Steuerbarkeit der Politikadressaten kann als grundsätzlich gegeben angenommen werden. Sicherlich entscheidet letztendlich etwa das WVU, ob es zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes wasserwirtschaftliche oder wassertechnische Maßnahmen, wie in Mönchgladbach, ergreift oder die Ausweisung eines Wasserschutzgebietes betreibt; ebenso entscheidet der einzelne Landwirt über die Umstellung seines Betriebes auf ökologischen Landbau und, damit verbunden, den Verzicht auf N-Mineraldüngung, wobei eine solche Entscheidung in der Bundesrepublik oder der Schweiz heute weit weniger als noch vor zehn Jahren mit einer sozial mißliebigen Außenseiterrolle unter den Landwirten einhergeht und von daher leichter zu treffen ist.

Analytisch läßt sich vor diesem empirischen Hintergrund auf die Abhängigkeit der nitratpolitischen Steuerungsfähigkeit von den bestehenden nationalen politisch-institutionellen Strukturen und weniger von den »äußeren« agrarwirtschaftlichen oder machtpolitischen Rahmenbedingungen schließen. In seinem Vergleich nationaler Energiepolitiken schrieb Kitschelt (1983) Staaten mit demokratisch offenen, aber aggregationsfähigen Input-Strukturen des politischen Prozesses und durchsetzungsfähigen staatlichen Handlungs- und Implementationskapazitäten (Output-Strukturen) bei deren institutioneller Stabilisierung die größten Chancen bei der Bewältigung »postmoderner« Problemlagen und Konfliktfronten zu, die aus gebrauchswertorientierten Konflikten um produktive und reproduktive Lebensqualitäten und um die (Um-)Verteilung von Lebens- und Handlungschancen aufgrund der Imperative industrieller Expansion und Machtsteigerung resultieren (Politisierung der Produktion). Allerdings ist dabei die fallspezifische Variabilität solcher Politikstrukturen zu berücksichtigen, um vorschnelle, empirisch schwer haltbare Generalisierungen zu vermeiden. Hinsichtlich der nationalen Nitratpolitiken dürfte die Schweiz diesem Bild am nächsten kommen und sollte von daher die größte Steuerungsfähigkeit besitzen. England und Frankreich weisen eher geschlossene Input-Strukturen, aber relativ effektive Output-Strukturen auf. Die Niederlande erscheinen als ein relativ offenes, aber in seinen Output-Strukturen nur begrenzt effektives politisches System, die Bundesrepublik als ein

eher geschlossenes System mit nur begrenzten Implementationskapazitäten. Dänemark nimmt hinsichtlich seiner Input- und Output-Strukturen eher eine mittlere Position ein. Somit sollten England, Frankreich, Dänemark und die Niederlande eine mäßige und die Bundesrepublik eine geringe Steuerungsfähigkeit in der Nitratpolitik aufweisen. Von den verfügbaren empirischen Daten her läßt sich diese politiktheoretische Ableitung nitratpolitischer Steuerungsfähigkeiten jedoch angesichts des unterschiedlichen Steuerungswillens und der unterschiedlich weit entwickelten Nitratpolitiken bislang weder bestätigen noch zurückweisen.

Zusammenfassend kann allerdings aufgrund der technischen und administrativen Beherrschbarkeit und der fehlenden tiefergreifenden sozio-ökonomischen oder soziokulturellen Konfliktrelevanz des Nitratproblems von einer prinzipiell entwickelbaren, sei es auch begrenzten Steuerungs- und Strategiefähigkeit der Nitratpolitik ausgegangen werden.

13.3 Gesellschaftspolitische Lernprozesse und Ökologisierung

»Seit die ökologische Krise das selbstzerstörerische Naturverhältnis fortgeschrittener Industriegesellschaften unübersehbar gemacht hat, setzen wir auf *ökologische Vernunft*. Daß es vernünftig ist, die Belastung der Natur zu verringern, ist kaum strittig. Doch gegen die Vermutung, daß diese ökologische Vernunft die herrschende Unvernunft im Umgang mit der Natur auch wirklich korrigieren kann, sollen im folgenden Zweifel angemeldet werden. Denn die *ökologische Moral*, die den praktischen Umgang mit der Natur regelt, bleibt von der ökologischen Vernunft in einer eigentümlichen Weise unbeeindruckt. Diejenigen, die eine *ökologische Vernunft* predigen, wundern sich, daß diese Vernunft nicht auf fruchtbaren Boden fällt. Sie führen das in der Regel auf handfeste ökonomische Interessen zurück. Doch dieser Hinweis greift zu kurz. Denn nicht nur die *materiellen* Interessen bestimmter Industrien, sondern auch die *ideellen* Interessen der Bevölkerung - wie etwa das häufig eingeklagte Recht auf 'freie Fahrt für freie Menschen' - verweigern sich dieser Vernunft. Offensichtlich klaffen *ökologische Vernunft* und *ökologische Moral* weit auseinander. Wir wissen wohl, was wir tun sollten. Doch wir tun es nicht. Woran liegt das?

Die *ökologische Vernunft* scheint nur einen Teilaspekt unseres Umgangs mit der Natur zu korrigieren. Wenn wir von *ökologischer Vernunft* sprechen, dann meinen wir, daß die Ausbeutung der Natur zu weit gegangen ist und daß die Belastung der Natur eingeschränkt werden muß. Folgten wir nur dieser Vernunft, würde das zwar den ausbeuterischen Umgang mit der Natur 'rationaler' machen; doch ein ausbeuterischer Umgang mit der Natur bliebe er weiterhin. An den industriellen *Ausbeutungsdiskurs*, der unser Naturverhältnis bislang beherrscht hat, kann der ökologische *Belastungsdiskurs*, der die Natur nach dem ihr Zuträglichen beurteilt, nahtlos anschließen. Dann beiden Diskursen über die Natur ist eine spezifische Erfahrungsweise der Natur eigen: Natur wird als ein *Objekt* menschlicher Bedürfnisse wahrgenommen und er-

fahren. Die aus dem Belastungsdiskurs sich ergebende ökologische Vernunft führt deshalb keineswegs zu einem 'anderen' Umgang mit der Natur. Sie reproduziert vielmehr weiterhin unsere historisch lange eingeübten und kulturell tief verankerten Einstellungen und Handlungsweisen im Umgang mit der Natur. Die ökologische Vernunft scheint die kulturell tief verankerten Voraussetzungen unseres selbstzerstörerischen Naturverhältnisses nicht aufbrechen zu können.« (Eder 1988: 9 f.)

Dieses Teilkapitel fragt auf der Ebene von gesellschaftsstrukturellen und Kontextdeterminanten der Nitratpolitik nach der gesellschaftlichen Realität von Entwicklungstendenzen und Bedingungen ökologischer Vernunft und Moral. Wie lern- und innovationsfähig sind westliche Industriegesellschaften? Wie weit kommt es zu Ökologisierungsprozessen? Existieren funktionale Äquivalente für formelle Politik? Es geht also um die sozial- und politikstrukturellen Bedingungen der gesellschaftlichen Durchsetzung und Verankerung ökologischer Anliegen und somit um den Erfolg substantiellen Strukturwandels und weniger um seine spezifischen sozialen Träger, solange bei diesem Prozeß ein Mindestmaß der Berücksichtigung sozialer Interessen gewährleistet bleibt (vgl. die strukturanaloge Argumentation in Kitschelt 1989).

Das einleitende Zitat weist auf mögliche grundsätzliche Grenzen einer utilitaristischen ökologischen Vernunft bei der Bewältigung der ökologischen Krise hin. Als ein politikstrategischer Vorteil wurde in der bisherigen Analyse gerade die technokratische Lösbarkeit des Nitratproblems herausgestellt. Dies entspricht seiner Lösbarkeit durch die ökologische Vernunft, impliziert aber auch eine möglicherweise kontraproduktive Wirkung für einen im Sinne ökologischer Moral angemessenen Umgang mit Umweltproblemen der Landwirtschaft. Jedenfalls ist in dieser Perspektive zwischen zwei Stufen von Ökologisierung zu unterscheiden: einer anthropozentrisch-instrumentellen und einem Weg zum Frieden mit der Natur (Meyer-Abich 1984).

Insgesamt kann in den untersuchten Ländern, mit gewissen zeitlichen Versetzungen, von einem Prozeß der Ökologisierung sowohl generell seit den sechziger und siebziger Jahren als auch im Bereich der Landwirtschaft seit den siebziger oder achtziger Jahren ausgegangen werden, seitdem Umweltbelange öffentlich, politisch, aber auch sozial und ökonomisch zunehmend an Gewicht gewonnen haben, ohne damit bereits gesellschaftspolitisch Priorität erlangt zu haben. In seiner vorherrschenden, weiterhin auf Naturbeherrschung ausgerichteten Form stellt dieser Prozeß allerdings kaum bestehende formale Grundmuster von Politik und Ökonomie in Frage noch löst er bestehende Diskrepanzen zwischen unterschiedlichen, öffentlich kontrovers diskutierten Gesellschaftsmodellen auf (vgl.

Kitschelt 1984); vielmehr verliert die Ökologie in diesem Prozeß ihre politische Unschuld (Huber 1982).

Ökologisierung ist ein allmählicher gesellschaftlicher Prozeß, der zunächst primär über die Bewußtseinsebene abläuft. Ob sich Ökologisierung dann auch substantiell auswirkt, ist nicht vorab entschieden, sondern empirisch zu untersuchen. Die breite bewußtseinsmäßige Verankerung der ökologischen Dimension fand auf der Basis Zeit beanspruchender sozialer Lernprozesse statt, die sich (kumulativ) an ganz unterschiedlichen konkreten Gegenständen und Themen festmachen konnten und nicht unbedingt auf korrespondierende umweltpolitische Anstrengungen angewiesen waren.

Das gestiegene Umweltbewußtsein hat seit etwa Ende der siebziger Jahre das traditionelle Bild des Landwirts als Naturschützer in Frage gestellt, Umweltprobleme der Landwirtschaft zum öffentlichen Thema gemacht, hierüber auch für deren Politikrelevanz gesorgt und es erleichtert inzwischen wohl die Implementierbarkeit agrarumweltpolitischer Programme. Wichtig ist, daß Ökologisierung sich auf die Internalisierung von Umweltgesichtspunkten in einem Bereich selbst bezieht. Solange die Beachtung von Umweltbelangen zum Beispiel 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. Allerdings kann externer Druck durchaus ein Mittel sein, um »interne« Ökologisierung anzustoßen. Insgesamt macht der zweifellos zu beobachtende Prozeß gesellschaftlicher Ökologisierung substantielle Maßnahmen zugunsten einer umweltverträglichen Landwirtschaft sicher wahrscheinlicher und durchsetzbarer. Ob er allerdings die parallele Verschärfung von Umweltproblemen aufgrund andauernder Industrialisierungs- und Ökonomisierungsdynamik von Industriegesellschaften aufzulegen vermag, ist eine eher offene Frage.

Ökologisierung wirkt vor allem gedanklich-konzeptionell auf die Gesamtorientierung von Agrarumweltpolitik. Sachlich hat sie via ökologischer Forschung Einfluß durch substantielle ökologische Vorgaben für agrarumweltpolitische Programme. Politisch-formell wirkt sie sich durch die gesellschaftspolitische Stärkung von Umweltschutzinteressen, aber auch - in der Vergangenheit - durch die damit verbundenen Polarisierungseffekte aus. Faktisch dürfte sich Ökologisierung am ehesten über die Verfügbarkeit und Nutzung umweltfreundlicher Technologieoptionen und die Kritik agrarstruktureller Gegebenheiten, zum Beispiel der Regionalisierung der Agrarproduktion, weniger über die substantielle Veränderung von bestehenden Rahmendaten der Landwirtschaft ausgewirkt haben.

Das gestiegene Umweltbewußtsein und die verstärkt zu beobachtenden Bemühungen um umweltverträgliche Formen der Landbewirtschaftung bei einer zunehmenden Zahl von Landwirten (vgl. Rau 1990, Schur 1990, Wentingmann 1988, Knoepfel 1990) werfen die Frage auf, ob das gestiegene Umweltbewußtsein in Agrarpolitik und -bürokratie nicht nur ohnehin bereits ablaufenden Wandlungsprozessen in Richtung auf eine umweltverträglichere Landwirtschaft eine entsprechende umweltpolitische Optik verleiht, aber in der Sache keine zusätzlichen Umweltwirkungen hat. Eine solche Einschätzung stellt meines Erachtens eine Überzeichnung dar, da es vermutlich gerade die Wechselwirkungen zwischen öffentlicher Kritik, wachsendem Umweltbewußtsein der Landwirte und staatlichen agrarumweltpolitischen Anstrengungen und Anreizen sind, die in ihrem Zusammenspiel einer umweltverträglichen Landwirtschaft allmählich den Boden bereiten könnten.

Soziale Lernprozesse und Ökologisierung lassen sich auf den Ebenen sozialer Alltagspraxis, formaler Institutionen und Strukturen sowie wissenschaftlicher und ethischer Reflexion seit etwa den siebziger Jahren in allen untersuchten Ländern in einem mehr oder weniger großen und fortgeschrittenen Ausmaß ausmachen, was die Formulierung und Implementation einer Nitratpolitik wesentlich erleichtern bzw. deren präventive Ausrichtung überhaupt erst ermöglichen dürfte. Von Interesse sind hier die Gründe für den national unterschiedlichen Grad dieser Ökologisierungsprozesse.

Wiederum sehen sich alle Länder mit sich immer deutlicher abzeichnenden historischen Strukturbrüchen und -veränderungen in der Evolution der Moderne konfrontiert, die mit neuartigen Konfliktlinien und einer wachsenden Verflüssigung von Lebens- und Politiklagen einhergehen und auf die sie unterschiedlich erfolgreich und adaptiv reagieren können. Die vielfältigen Unsicherheiten und Umbruchsituationen, die sich noch wechselseitig überlagern und zu einer Neuen Unübersichtlichkeit (Habermas 1985) führen, kommen etwa in Phänomenen wie Wertewandel und der Verbreitung linkslibertärer Wertemuster (Kitschelt 1989), einer unvollendeten, halbierten Moderne mit problematischen sozialen und psychologischen Folgewirkungen von Individualisierung, Generalisierung, Homogenisierung und Rationalisierung, Grenzen des Wachstums und einer Verschärfung des Nord-Süd-Konflikts, der Erosion traditioneller Politikroutinen und Normen mit der Kontrastierung von bürokratischer (kontraproduktiver) Überregulierung und (lokaler bzw. *issue*-spezifischer) Selbstregulierung, einer ökologischen Krisensituation und einer sich etablierenden (technokratischen) Umweltpolitik zum Ausdruck.

Bestimmt sich die (umweltpolitische) Modernisierungsfähigkeit eines Landes neben entsprechend hohem (ökologischen) Problemdruck mit Jänicke (1990) aus seiner Wirtschaftsleistung, seiner Innovationsfähigkeit, seiner Strategiefähigkeit, seiner Konsensfähigkeit und seiner Fähigkeit zu flexibler Problemdifferenzierung (Zapf 1991), so schneiden die Bundesrepublik Deutschland, die Schweiz und begrenzt die Niederlande und Dänemark im Hinblick auf ihre Wirtschaftsleistung, die Schweiz und die Niederlande im Hinblick auf ihre Innovationsfähigkeit, Frankreich im Hinblick auf seine Strategiefähigkeit, die Niederlande, die Schweiz und begrenzt Dänemark und England im Hinblick auf ihre Konsensfähigkeit und Frankreich, die Niederlande und begrenzt die Schweiz im Hinblick auf ihre Fähigkeit zur Problemdifferenzierung relativ günstig ab. Nach dieser qualitativen, eine gewisse empirische Plausibilität beanspruchenden Einschätzung sollte unter anderem die umweltpolitisch »erfolgreichste« Nitratpolitik am ehesten in den Niederlanden anzutreffen sein. Eine solche evaluative Aussage ist aber zum gegenwärtigen Zeitpunkt empirisch kaum haltbar und methodisch kaum vertretbar. Sie dürfte erst um die Jahrhundertwende angemessen überprüfbar sein.

Auf den verschiedenen Ebenen der Nitratpolitik belegt der Ländervergleich recht eindeutig die Existenz funktionaler Äquivalente. Dies gilt grundsätzlich auf substantieller, finanzieller, prozeduraler und Zuständigkeitsebene. Agrar- oder wasserbezogene Maßnahmen vermögen die Einhaltung des Trinkwasserstandards zu gewährleisten. Die Kosten werden in unterschiedlichem Ausmaß von der Landwirtschaft, der Wasserwirtschaft und dem Staat getragen. Die Kopplung von *moral suasion* mit finanziellen Anreizen kann ebenso zu geringeren Nitrateinträgen seitens der Landwirtschaft führen wie rechtliche Ge- und Verbote oder staatlich organisierte Güllebanken. Nationale Ministerien, Länderbehörden, Kommunen und private Träger sind in den Vergleichsländern in unterschiedlichem Maß an nitratbezogenen Maßnahmen beteiligt und verfügen dabei über differierende Entscheidungskompetenzen.

Das *issue* Nitrat dürfte wiederum zu speziell sein, um generalisierbare, eindeutige Aussagen über die relative Vorteilhaftigkeit bestimmter Policy-Merkmale und Regulierungsmuster zuzulassen. Nur im konkreten Einzelfall, aber nicht allgemein lassen sich empirische Aussagen über die relative Vorteilhaftigkeit eines nitratpolitischen Regulierungsmodus gegenüber anderen machen, wobei diese bezeichnenderweise von Land zu Land variieren kann. Die englische Präferenz für private Selbstregulierung dürfte etwa in Deutschland oder Dänemark vermutlich substantiell und politisch weniger angemessen und funktional sein. Der durch weitere Beispiele im Bereich Landwirtschaft und Umwelt, wie die eigenständige verbandliche

Kennzeichnung von Produkten aus ökologischem Landbau nach der Nichtverabschiedung der 1985 vom BAG vorgelegten Verordnung »Angabe aus biologischem Landbau« in der Schweiz, weiter untermauerbare Schluß der prinzipiellen Existenz funktionaler Äquivalente für formelle Politik besagt eben wenig über deren praktische situative Realisierungsmöglichkeiten. Vor dem angedeuteten Hintergrund gesellschaftlicher Strukturbrüche und Wandlungsprozesse verbieten sich aber auch theoretisch-methodisch in der Tendenz eindeutige evaluative Aussagen über die Überlegenheit konkret-spezifischer Regulierungsmodi gegenüber ihren funktionalen Äquivalenten in der Nitratpolitik.

Insgesamt vermitteln die unterschiedlich weitreichenden und durch funktional unterschiedliche Regulierungsmodi gekennzeichneten politischen Formen des gesellschaftlichen Umgangs mit dem Nitratproblem den Eindruck, daß hierbei primär der ökologischen Vernunft zum Durchbruch verholfen werden soll, während gesellschaftliche Lernprozesse zugunsten einer genuin ökologischen Moral im Hinblick auf das Nitratproblem allenfalls unter der Hand und abseits etablierter Politikroutinen als eher unbewußter Ökologisierungsvorgang stattfinden.

14. Schlußfolgerungen

Dieses Kapitel faßt die wesentlichen Ergebnisse der vergleichenden Politikanalyse in Form resümierender Schlußfolgerungen zusammen, ehe im Schlußkapitel eine Reihe politikstrategischer Empfehlungen benannt und begründet wird. Die Schlußfolgerungen gliedern sich dabei in eine prägnante Auflistung der Bestimmungsfaktoren von Nitratpolitik, die Zusammenfassung erklärungsrelevanter Charakteristika nationaler Nitratpolitiken einschließlich politikanalytischer Quintessenzen und abschließende, die nitratpolitische Analyse generalisierende agrarumweltpolitische Schlußfolgerungen.

Als zentrale Bestimmungsfaktoren der Entwicklung von Nitratpolitik sind für alle Vergleichsländer mehr oder weniger durchgängig zu nennen:

1. eine Agrarpolitik und eine Entwicklung der Landwirtschaft, die durch Intensivierhaltung, hohe Düngungsgaben und teilweise auch Grünlandumbruch das Nitratproblem wesentlich mitgeneriert haben;
2. eine weitgehende Abschottung der Landwirtschaft vor umweltpolitischen Regulierungen in der Vergangenheit;
3. die zunehmende Politikrelevanz des öffentlichen Umweltbewußtseins auch im Agrarbereich;
4. eine weitgehend separate Gestaltung von Agrarpolitik, Wasserpolitik und Raumordnungspolitik;
5. die überwiegend korrektive Orientierung der Umweltpolitik;
6. das Fehlen einer Agrarumweltpolitik und mehr oder minder von nitratbezogenen Politikprogrammen in der Vergangenheit;
7. die Verankerung nitratpolitischer Maßnahmen in unterschiedlichen, wenig koordinierten Politikfeldern;
8. der Nitratgrenzwert in der EG-Trinkwasser-Richtlinie und in nationalen Rechtsverordnungen;
9. die Fokussierung auf den Trinkwasserpfad;
10. die technokratische Lösbarkeit des so perzipierten Nitratproblems;
11. die faktisch meist divergierenden Interessenlagen von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft;
12. die zentrale Rolle der Kostenträgerschaft bei den meisten nitratpolitischen Maßnahmen;
13. teilweise lokale Nitratkontroversen;
14. die Ausweitung der politischen Problempерzeption auf ökologische Folgeprobleme von Nährstoffeinträgen generell.

In Schlagworten zusammengefaßt war die Entwicklung von Nitratpolitik mehr oder minder gekennzeichnet durch kontroverse (öffentliche) Debat-

ten, Forschungs- und Demonstrationsprojekte, Bargainingprozesse um die Kostenverteilung, symbolpolitische Maßnahmen, Politikverzicht, Quasi-Politik der Eigenregulierung, zunehmend regulative Politik und unbeabsichtigte Konsequenzen vergangener Politikentscheidungen.

Die wesentlichen Umstände, die diese Entwicklung bewirkten, waren vor allem interne, nicht-intentionale Politikentwicklungen in einem relativ »freien« Politikraum, unbeabsichtigte Folgewirkungen gewisser politischer Entscheidungen, die Krise und partielle Reform der EG-Agrarpolitik, bewußter Politikverzicht, intentionale agrarumweltpolitische Maßnahmen, wachsendes Umweltbewußtsein und, agrarstrukturell bedingt, zunehmende Umweltprobleme der Landwirtschaft.

Dabei lassen sich im Ergebnis etwa folgende wesentlichen Erkenntnisse aus der vergleichenden Untersuchung von Nitratpolitiken festhalten:

1. Das Nitratproblem ist prinzipiell mit Hilfe von *technical fixes* weitgehend lösbar.¹ Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit seiner tatsächlichen Einfriedung und Lösung im Vergleich zu anderen grundsätzlichen, technokratisch nicht lösbaren Umweltproblemen der Landwirtschaft.
2. Diese technisch-administrative »technokratische« Lösbarkeit des Nitratproblems erleichterte wesentlich die Durchsetzbarkeit nitratpolitischer Programme.
3. Dabei war der Einfluß des Wissenschaftssystems auf die Wahrnehmung, Definition und Behandlung des Nitratproblems hoch.
4. Die Dominanz der Nitratbelastung des Trinkwassers (Trinkwasserpfad) in Nitratdiskussion und -politik läßt sich zwar in der historischen Rekonstruktion erklären, aber etwa im Vergleich mit der Nitratbelastung von Gemüse (Gemüsepfad) oder dem Verbrauch organischer Substanzen im Untergrund oder den Ammoniakemissionen sachlich nicht rechtfertigen.
5. Die mit Trinkwasser-Nitratgehalten von 50 bis 100 mg/l verbundenen Gesundheitsgefahren sind 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.

1 Durch pflanzenbedarfsgerechte Düngungspraxis und standortgerechte grundwasser-schonende Landbewirtschaftung läßt sich in vielen Fällen die Nitratwaschung ohne Ertragseinbußen, jedoch nicht immer ohne zusätzlichen Arbeits- und Meßaufwand, auf eine akzeptable Größenordnung reduzieren (Rohmann 1987). In einigen Fällen sind jedoch Grundwasserschutz und Landwirtschaft nicht vereinbar. Hier sind dann Prioritätsentscheidungen unvermeidlich.

6. Nitratbedingte Problemlagen werden auch zunehmend differenzierter sowie als ökologische und nicht mehr rein gesundheitliche angesehen und immer mehr als bloßes Teilelement von Umweltproblemen der Landwirtschaft verstanden.
7. Es sind eher historisch zufällige Gründe, die das Nitratproblem in der entstehenden Agrarumweltpolitik einer Reihe von EG-Ländern so prominent werden ließen.
8. Der Staat spielte in der in allen Ländern analytisch zu rekonstruierenden Nitratpolitik eine maßgebliche Rolle, war in der Umsetzung seiner Politikprogramme jedoch sehr stark auf die Mitwirkung nicht-staatlicher Akteure angewiesen.
9. Gemäß dem öffentlichen Umweltbewußtsein, den bestehenden technischen Lösungsmöglichkeiten, dem wachsenden Problemdruck und den Regeln der jeweiligen Politikspiele konnten die Behörden zwar nicht beliebig auf des Nitratproblem reagieren. Sie hatten aber immer noch viel Spielraum in ihren Aktivitäten, der sich insbesondere in deren differierenden substantiellen *impacts* niederschlägt.
10. Die Akteurkonfiguration in der Nitratpolitik bestand im Kern aus einem Grundmuster von vier Akteurguppen, in dem sich als politisch-administrative Akteure Landwirtschaftsministerium sowie Umwelt- und teils Gesundheitsministerium samt der ihren zugeordneten Behörden und Ämter und als gesellschaftliche Akteure Landwirtschaft und teilweise Nahrungsmittel- und Düngemittelindustrie, einerseits, sowie, in stark variierendem Ausmaß, Wasserwirtschaft, Umweltschutzorganisationen und teils Verbraucherverbände, andererseits, mit relativ polaren Interessenlagen und Positionen gegenüberstanden.² Bei ungefähr gleich starken, deshalb auf Verhandlungen angewiesenen Akteurpaaren verstärkt eine solche Viereckskonstellation Trends zum Konfrontationsabbau und zum Kompromiß sowie zur Bevorzugung »weicher« Vollzugsinstrumente in der Nitratpolitik (Knoepfel 1991b). Je nach politischer Stärke der Akteurguppen kamen präventive Politikprogramme mehr oder weniger, früher oder später zum Zuge.³

2 Auch Akteure aus dem Wissenschaftssystem lassen sich überwiegend diesen beiden Positionen zuordnen wie die Agrar- und Wasserforschung. Nur in Dänemark spielten parteipolitische Interessenlagen eine maßgebliche Rolle.

3 Hier sind beispielhaft zu nennen etwa das über die letzte Dekade wachsende politische Gewicht von Umweltministerien, die schwache Position der Umweltverbände bei gleichzeitig geringem nitratpolitischen Engagement der Wasserwirtschaft in England, das infolge der politischen Kultur und des ausgeprägten Umweltbewußtseins auch bei nur konsultativer Einbindung starke Gewicht der Verbraucherverbände bei der Gemüseregulierung in der Schweiz und den Niederlanden.

11. Die Überlagerung des Grundkonflikts zwischen Landwirtschaft und Agrarministerium, einerseits, und Wasserwirtschaft, Umweltverbänden und Umweltministerium, andererseits, durch Differenzen innerhalb dieser Akteurpaare⁴ schwächte im allgemeinen das jeweilige Akteurpaar gegenüber dem anderen und verzögerte die Durchsetzung und Verabschiedung von Nitratprogrammen, unterstützte aber auch häufig notwendige Lernprozesse der Akteure.
12. Lokale Lösungen des Nitratproblems scheiterten überwiegend aus lokalen und nicht aus überregionalen (politischen) Gründen.
13. Zwischen spezifischen Determinanten von Nitratpolitik, wie Programmstruktur oder Akteurkonstellation, und ihren Ergebnissen besteht für sich kein eindeutiger Zusammenhang.⁵
14. Als zeitlich relativ stabile Determinanten der Nitratpolitik können im Gegensatz zu vielen anderen, früher gleichfalls stabilen Faktoren noch angesehen werden die Prozeßmuster der jeweiligen nationalen Politikspiele, also das *pattern of politics*, die Priorität ökonomischer Entscheidungskriterien und die Grundstruktur der (EG-)Agrarpolitik trotz gewisser Reformansätze.
15. Zwar wurden einzelne nitratbezogene Maßnahmen politisch bewußt konzipiert und verabschiedet. Eine bewußte, diese verschiedenen Politikprogramme integrierende Nitratpolitik entwickelte sich jedoch allenfalls ansatzweise Ende der achtziger Jahre in einigen Ländern, wobei sie dann in eine sich herausbildende Agrarumweltpolitik eingebettet wurde. Dies erleichterte auch eine umfassendere Problemperspek-

4 Zum Beispiel zwischen Umweltbehörden von Bund und Ländern in der BRD oder von Zentralregierung und Departements in Frankreich, zwischen Umweltschutzverbänden und der Wasserwirtschaft in der BRD, zwischen Wasserwirtschaft und Regierungspolitik in England, den Niederlanden oder der BRD, zwischen Agrarindustriellen und Bauernopposition in der BRD oder zwischen Gemüseproduzenten und ökologischem Landbau in der Schweiz.

5 Gleichartige Akteurkonstellationen in der BRD und England gehen einher mit auf formal-rechtlicher Ebene sehr unterschiedlichen Regulierungen. Ähnliche Akteurkonstellationen können auch mit substantiell deutlich unterschiedlichen Regulierungen einhergehen wie unter Umständen eine Stickstoffabgabe in Frankreich, einerseits, und Ausgleichszahlungen in Deutschland und England, andererseits. Bei analogen Akteurkonstellationen blieb die Regulierung der Nitratgehalte in Salaten und Blattgemüse in den Niederlanden kontrovers, während sie in der Schweiz seit Mitte der achtziger Jahre kein bedeutsames Thema mehr darstellt. In den Niederlanden wiesen die politischen Kontroversen über die Begrenzung und Regulierung der Gülleausbringung und der Nitratgehalte in Blattgemüsen trotz unterschiedlicher Akteurkonfigurationen deutliche Parallelen auf. Relativ anspruchsvolle präventiv orientierte Politikprogramme in Dänemark hatten im Prinzip nicht wesentlich weniger wasserwirtschaftliche korrektive Maßnahmen zur Folge als in England.

tive, die unterschiedliche (ökologische) Folgewirkungen überhöhter Nitrateinträge berücksichtigt.

16. Bis 1990 finden sich eine Reihe nitratbezogener rechtlicher Regelungen und Politikprogramme in den untersuchten Ländern - weniger in England und der Schweiz -, deren substantielle, die Nitratauswaschung verringernde Wirksamkeit allerdings fraglich ist. Von daher ist die Frage nach einer bürokratischen Überverwaltung und fehlender administrativer Effektivität durchaus berechtigt.
17. Dabei machen die legalistische und »ökonomistische« Tradition der Bundesrepublik Deutschland an diese Traditionen anschließende Nitratprogramme politisch und gesellschaftlich vermutlich durchsetzungsfähiger. So erscheint sowohl die Verankerung von Ausgleichszahlungen für Beschränkungen ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung in Wasserschutzgebieten als auch die standortabhängige Erlaubnispflichtigkeit der Düngung gemäß § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG in der BRD, jedoch keineswegs unbedingt in anderen Ländern umweltpolitisch vertretbar und opportun.
18. Im übrigen zeigt gerade die Entwicklung der Nitratpolitik in den meisten Ländern, daß lokale Selbstregulierung, etwa durch örtliches WVU, Landwirte, landwirtschaftliche Beratung und kommunale Behörden, im allgemeinen mehr Erfolg verspricht als bürokratische Feinregulierung, deren substantielle Umsetzung leicht unterlaufen wird oder kontraproduktiv wirken kann.
19. Im Ergebnis finden wir gleichartige substantielle Nitratpolitiken bei sehr unterschiedlichen nationalen und regionalen Politikmustern.
20. Dabei läuft die Entwicklung der nationalen Nitratpolitiken bei aller Variation im Detail auf einen politischen Kompromiß der Durchsetzung von Umweltauflagen in der Landwirtschaft gegen mehr oder weniger umfangreiche Subventions- und Ausgleichszahlungen hinaus.
21. Der Bereich der Nitratpolitik ist auch ein Beispiel dafür, daß nicht nur formelle politische Interessen, sondern auch substantielle Interessen an einer Lösung des Nitratproblems gerade in längerfristiger Perspektive im politischen Prozeß eine Rolle spielen können.
22. Im Gegensatz zu noch 1985 ist heute die Option der Einführung einer Stickstoffsteuer im Zuge der zunehmenden Hoffähigkeit von Ökosteuern in der agrarumweltpolitischen Diskussion im Prinzip akzeptiert. Zentral ist dabei die Berücksichtigung der Wettbewerbsgleichheit innerhalb der EG. Dabei macht die Einführung einer einheitlichen Stickstoffabgabe im Gegensatz zur differenzierten Honorierung ökologischer Leistungen insbesondere im Bereich des Naturschutzes etwa nach einem Ökopunkt-Modell (Streit et al. 1989) Sinn.

23. 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.
24. Für den Erfolg einer präventiv orientierten Nitratpolitik ist die kulturelle Umstellung der Landwirte zugunsten einer umweltverträglichen Landwirtschaft letztlich entscheidend. Deren Verhaltensrelevanz setzt aber geeignete Rahmenbedingungen voraus, wie sie etwa mit einer Internalisierung von Umweltkosten zu erreichen wäre. Dies erfordert nicht notwendig eine auf Metaprävention angelegte Nitratpolitik, aber dennoch eine entsprechende Neuorientierung der Agrarpolitik.
25. Mittelfristig wird das Nitratproblem eher ein politisch sekundäres Umweltproblem werden angesichts der Zuspitzung und wachsenden Perzeption globaler Umweltprobleme, ohne damit jedoch für die landwirtschaftliche, wasserwirtschaftliche und Verwaltungspraxis marginal zu werden.
26. Indirekte soziopolitische Folgewirkungen von Nitratpolitik lassen sich dabei in dreifacher Hinsicht vermuten. Zum einen war sie in manchen Ländern das Medium zur Etablierung einer Agrarumweltpolitik, die sich zumindest bis Anfang der neunziger Jahre immer noch im Status nascendi befand, hatte von daher eine Pfadfinderrolle inne. Diese Fokussierung politischer Diskussion und Programmentwicklung hatte jedoch zum anderen auch in gesundheits- und umweltpolitischer Sicht eine Überbetonung des Nitratproblems und tendenzielle Vernachlässigung andere Umweltprobleme der Landwirtschaft zur Folge. Drittens unterstützt eine technokratische Nitratpolitik leicht die Priorität eines *technical-fix*-Ansatzes in der Agrarumweltpolitik, dessen Angemessenheit zumindest bezweifelt werden kann.
27. Damit könnte eine primär technisch-administrative Bewältigung des Nitratproblems eher verhindern, daß es auf der Basis einer genuin umweltverträglich ausgerichteten Landwirtschaft quasi en passant und umfassender gelöst wird, in der es nicht primär nur um Maximalerträge, sondern um ökologische Eingepaßtheit und Produktqualität etwa

im Sinne des ökologischen Landbaus geht.⁶ Aus dieser Perspektive nimmt das Nitratproblem die ökologische Modernisierungskapazität einer Gesellschaft allenfalls eingeschränkt in Anspruch. Demgemäß ist für die Zukunft mit einer weniger politisierten und mehr administrativ-alltäglichen Behandlung des Nitratproblems zu rechnen.

28. Insgesamt entsprechen die Ergebnisse der Politikanalyse 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.
29. Aus politiktheoretischer Perspektive bietet sich für die komparative Analyse von Nitratpolitik nur die Chance unterschiedlicher Perspektiven und des Perspektivenwechsels, aber keine einfache Theorie an, die Nitratpolitik eindeutig und hinreichend erklärt.
30. Dies rührt wesentlich daher, daß Nitratpolitik einerseits mehr ein analytisches Konstrukt als - im Sinne eines konsistenten, agrarumweltpolitisch eingebetteten Programmpakets - eine tatsächliche *policy* im Selbstverständnis der politischen Akteure darstellt und daß andererseits im Kontext gesellschaftlicher und agrarumweltpolitischer Umbruchsituationen empirisch gehaltvolle Politiktheorie es generell schwerer hat als unter Bedingungen konstanterer Strukturen.

Resümierend verdeutlicht die komparative Politikanalyse nationaler Nitratpolitiken somit, daß sich auf abstrakter Ebene deutliche Parallelen und Übereinstimmungen ausmachen lassen, auf konkreter Ebene jedoch Vielfalt und weniger Gleichartigkeit und Einheitlichkeit bereits innerhalb einiger Länder vorherrschen. Von daher lassen sich - für den politischen Praktiker - aus dieser ländervergleichenden Untersuchung, nicht unerwartet, zwar politikstrategische Handlungsorientierungen, aber keine handfesten konkreten Handlungsempfehlungen ableiten. An dementsprechenden - die Analyse von Nitratdiskussion und -politik vorsichtig generalisierenden - agrarumweltpolitischen Schlußfolgerungen seien die folgenden festgehalten:

1. Veränderungen der landwirtschaftlichen Praxis werden primär durch »Sachzwänge«, d. h. vor allem ökonomisch induzierten Agrarstrukturwandel evoziert und nur sekundär durch Agrarpolitik. Letztere hat im wesentlichen beschleunigende oder retardierende Wirkungen (Thiede 1988). Dabei sind die Flexibilitäten und Handlungsmöglichkeiten von

6 Dadurch käme es beispielsweise weder zu übermäßiger Nitratauswaschung noch zu hohen Nitratgehalten im Gemüse, wobei allerdings im ökologischen Landbau das Problem hoher Nitratausträge infolge massiven Leguminosenanbaus keineswegs von vornherein vernachlässigbar ist.

- Agrarumweltpolitik angesichts der Krise der bisherigen Agrarpolitik heute partiell deutlich größer als vor zehn und mehr Jahren.
2. Die hochinstitutionalisierte staatliche Regulierung von Agrarmärkten, landwirtschaftlichen Einkommen und Agrarpreisen garantiert in keiner Weise analog die angemessene Regulierung agrarumweltpolitischer Probleme. Die vorherrschenden Regulierungsmuster wirkten sich im Gegenteil nachteilig auf Umweltpolitik und -regulation im Agrarsektor aus.
 3. Vor dem Hintergrund eines fortgesetzten Agrarstrukturwandels, einer eher vielfältiger werdenden Agrarproduktion und einem verstärkten Anpassungsdruck an Markt und Umweltverträglichkeit⁷ dürfte eine marktkonforme Agrarumweltpolitik durchaus wachsende Erfolgsaus-

7 Folgende Entwicklungstendenzen speziell der bundesdeutschen Landwirtschaft bis zum Jahr 2000 erscheinen mir, unter Vernachlässigung der früheren DDR-Landwirtschaft, wahrscheinlich (vgl. vor allem Thimm et al. 1988, sowie Anker/Schmitz 1989, Bechmann 1987, Bossel et al. 1986, Commins/Higgins 1986, Conrad 1987a, Meinhold et al. 1986):

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.

sichten haben, während die vorherrschende bürokratische Agrarpolitik unter zunehmende Legitimationsprobleme geraten dürfte.

4. Im Licht typischer Zeiträume und Prozeßmuster von Politikentwicklung erscheint der etwa zwanzigjährige Entwicklungsprozeß einer allmählichen öffentlichen und politischen Wahrnehmung von Umweltproblemen der Landwirtschaft, öffentlicher Kontroversen und politischer Auseinandersetzungen sowie der Verabschiedung diesbezüglicher Politikprogramme keineswegs als besonders langwierig. Von daher konnte man erwarten, daß Politik, nicht aber stringente staatliche Regulation in diesem Bereich inzwischen eine Rolle spielen. Letztere dürfte jedoch, dabei den jeweiligen nationalen Politikstilen entsprechend, in Zukunft an Bedeutung gewinnen.
5. Wie der (zeitliche) Vergleich von Frankreich und den Niederlanden deutlich macht, ist die politische Perzeption der Dringlichkeit von Umweltproblemen der Landwirtschaft von erheblicher Bedeutung für die Entwicklung einer Agrarumweltpolitik. Ein entsprechendes öffentliches Umweltbewußtsein und ein Umwelthanliegen günstiges politisches Klima sind daher in der Tendenz wichtiger für die Verbreitung umweltverträglicher Landwirtschaft als spezielle agrarumweltpolitische Programme. Im allgemeinen sind in substantieller Hinsicht somit günstige wirtschaftliche und kulturelle Rahmenbedingungen wichtiger als der genuine politische Prozeß. Allerdings beeinflussen die spezifischen Merkmale von Politikprogrammen sehr wohl den substantiellen Erfolg von Umweltschutzmaßnahmen, wie nicht nur zum Beispiel die Implementation von Wasserpfeffig und SchALVO in Baden-Württemberg, sondern bereits die unbedachten Folgen des Nitratgrenzwertes der EG-Trinkwasser-Richtlinie und diejenigen der EG-Nitrat-Richtlinie deutlich machen.
6. Eine gewisse Ökologisierung der Agrarpolitik ließ sich in den einzelnen Ländern in den achtziger Jahren, erleichtert durch die Krise der EG-Agrarpolitik, begrenzt beobachten als ein eher gesamtgesellschaftlich bedingter, wenig gesteuerter naturwüchsiger Prozeß unter (zunächst) überwiegend ungünstigen politisch-institutionellen Voraussetzungen und eine solche Ökologisierung teils fördernden, teils bremsenden Interessenlagen.
7. Staatliche Politik und Regulation spielen für den Umweltschutz in der Landwirtschaft eine Rolle, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß. Sie hatten hier bereits einen wenn auch recht begrenzten Effekt.
8. Staatliche Politik und Regulation sind auch in historischer Perspektive für den Umweltschutz in der Landwirtschaft bedeutsam. Ohne sie wären die Umweltprobleme der Landwirtschaft mit an Sicherheit

grenzender Wahrscheinlichkeit gravierender.⁸ Damit wird die Möglichkeit funktionaler Äquivalente nicht geleugnet, aber deren mögliche Evolution in den vergangenen Dekaden historisch-empirisch mehr oder weniger ausgeschlossen.

9. Die relative Offenheit umweltpolitischer Debatten und die relative Geschlossenheit des agrarpolitischen Prozesses machen die Vorrangigkeit symbolischer Politik gegenüber substantieller Politik im Hinblick auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft bereits plausibel.
10. Zentrale Gesichtspunkte agrarumweltpolitischer Entscheidungsprozesse sind die relative Priorität von Agrar- und von Umweltinteressen, die Veränderung des Kerns der Agrarpolitik, die Möglichkeiten der Interessenkopplung und Kompromißfindung, die Diskrepanz zwischen wissenschaftlicher und politischer Wahrnehmung von Umweltproblemen der Landwirtschaft und die Interventionsdichte agrarumweltpolitischer Regulierungen. Die Gefahr bürokratischer Überregulierung ist angesichts der vielschichtigen Struktur von Umweltproblemen der Landwirtschaft nicht von der Hand zu weisen.
11. Das analytische Bild staatlicher Agrarumweltpolitik und -regulierung ergibt ein relativ komplexes Muster konkreter regulativer Merkmale, die sich selten ganz zugunsten einer Seite analytischer Differenzierungen verbuchen lassen: Es finden sich staatliche, private und gemischte regulative Maßnahmen, Regulierung und Nichtregulierung, Regulation mit und ohne Implementation etc. Dabei präsentieren die untersuchten Länder kaum einmal ein Bild eines prototypischen spezifischen agrarumweltpolitischen Regulierungsmusters.
12. Die Hauptgründe für die variierenden Prozeßmuster einer sich herausbildenden Umweltregulation im Agrarbereich sind in differierenden nationalen politischen Kulturen (Politikstile und Politikprofile; vgl. Feick/Jann 1989, Conrad 1991a), Opportunitätsstrukturen (Kitschelt 1985b) und administrativen Ressourcen und Autorität auszumachen.
13. Je nach tatsächlich praktiziertem Politik- und Verwaltungsstil vermögen strukturanaloge Regulierungsmuster deutlich unterschiedliche substantielle Wirksamkeit zu entfalten, wie der Vergleich Dänemarks und der Niederlande in der Gewässerschutzpolitik zeigt (*bureaucratic versus responsive regulatory paradigm*; Andersen 1991).
14. Die Entwicklung des Umweltschutzes in der Landwirtschaft stützt die Hypothese, daß die Implementation umweltpolitischer Programme

8 Diese Aussage bezieht sich nicht auf die wohlbekannten negativen Umweltwirkungen der Agrarpolitik (Conrad 1990a), sondern allein auf agrarumweltpolitische Regulierungsbemühungen.

zunehmend von Programmumbau und Strukturbildung mittels Problemdruck, Überzeugung und sozialem Lernen abhängt und sich nicht länger vorwiegend auf bekannte Wege formalen oder informellen Verwaltungsvollzugs verlassen kann (Knoepfel 1989b, 1991a).

15. Ob eine EG-Richtlinie eine zentrale Rolle für die Entwicklung effektiver Agrarumweltpolitik spielt, hängt unter anderem stark von der politischen Kultur eines Landes ab, wie die Beispiele der BRD (starke Verbindlichkeit rechtlicher Vorgaben), Großbritanniens (Gering-schätzung legalistischer Vorgehensweisen und der EG) und Italiens (Leben mit fehlendem Vollzug, lokal eigenmächtige Heraufsetzung von Trinkwasserstandards) belegen.
16. Die gesellschaftspolitischen Vorstellungen über den angemessenen gesellschaftlichen Umgang mit einem Problembereich sind differenzierter geworden, indem sie öffentliche und private Regulierung, formale politische und informale Selbstregulation ebenso wie explizit regulatorische und nicht-regulative Prozeduren wie Marktmechanismen nebeneinander zulassen. Von daher ist die bloße Gegenüberstellung von bestimmten (idealtypischen) Regulierungsformen für die empirische Analyse nurmehr wenig angemessen.
17. Die Offenheit gegenüber und Aufmerksamkeit für funktionale Äquivalente zu traditionellen Formen staatlicher Intervention und Regulation indizieren wachsende administrative Flexibilität und eine Abnahme ideologischer Fixierungen. Die Frage der Regulierung wird zunehmend als pragmatische Optimierungsaufgabe perzipiert, wobei funktional äquivalente Optionen mit Blick auf ihre verschiedenartigen sozialen, ökonomischen, politischen und kulturellen Implikationen gegeneinander abgewogen werden.
18. Entsprechend finden sich zwischen auf Selbstregulation und auf Umweltrecht setzenden Politikprogrammen auch differenziertere Ansätze einer auf Selbstorganisation aufbauenden regulativen Agrarumweltpolitik, wie zum Beispiel die Kombination von Gülleverordnung, Güllebörse, immissions- und wasserrechtlichen Vorgaben, staatlichen Zuschüssen und Kooperationsmodellen zwischen Wasserversorgung und Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen.
19. Private (lokale) Selbstregulation wird im Falle der Internalisierung öffentlicher Anliegen auch vermehrt als vorteilhafte Option herausgestellt, weil Informationszugang, Managementqualitäten und der direkte Feedback von Nutzen und Schäden eines gewählten Regulierungsmodus an die beteiligten sozialen Akteure und Regulierungsinstanzen häufig besser gewährleistet sind.

20. Die nationalen und sachspezifischen Unterschiede agrarumweltpolitischer Regulierungen weisen in Verbindung mit beträchtlichen nationalen Parallelen in den grundsätzlichen agrarumweltpolitischen Strategien auf die bestehende Flexibilität gesellschaftlicher Arrangements auf konkreter Ebene hin, um zu im Prinzip relativ ähnlichen sozialen Modi und möglicherweise auch ähnlichen substantiellen Ergebnissen zugunsten des Umweltschutzes in der Landwirtschaft zu gelangen.
21. Die Notwendigkeit einer staatlichen Agrarumweltpolitik läßt sich anhand des empirischen Materials plausibilisieren, wenn auch nicht als zwingend ableiten. Agrarumweltpolitische Programme und Regulierungen bieten sich als ein Medium der Fokussierung und Substantiierung für die öffentliche (Agrar-Umwelt-)Diskussion an und dienen auch anderen als den offiziell-formellen Zwecken eines vermehrten Umweltschutzes in der Landwirtschaft, indem sie den gesellschaftlichen Akteuren und Institutionen ein Forum für den politischen Kampf um mehr Macht und bessere Bargainingpositionen zur Verfügung stellen. Trotz der Aufweichung traditioneller Politikroutinen stellen staatliche Politik und Regulation im Bereich von Landwirtschaft und Umwelt weiterhin relevante Kanäle und Medien für gesellschaftliche Definitions-, Entscheidungs- und Entwicklungsprozesse dar, auch wenn sie keineswegs mehr die einzig zentralen sein mögen.
22. Die (objektive) Zunahme der Komplexität ökologischer und sozialer Konfigurationen und unseres Wissens über diese Entwicklungsprozesse machen regulative Arrangements zum gesellschaftlichen Umgang mit diesen Problemen in irgendeiner Form relativ unausweichlich.
23. Eine an ökologischen Zielen substantiell orientierte Agrarumweltpolitik müßte vor dem Hintergrund der hier vorgetragenen Analyse insbesondere abheben auf
 - (a) die vermehrte Umweltverträglichkeit des Agrarstrukturwandels,
 - (b) die Nutzung von Technologie zugunsten einer umweltverträglichen Landwirtschaft,
 - (c) die diesbezügliche Anwendung des Instruments der Umweltverträglichkeitsprüfung,
 - (d) die mittelfristige Internalisierung von Umweltkosten in der Landwirtschaft,
 - (e) die handlungsrelevante individuelle wie soziokulturelle Internalisierung eines entsprechenden Umweltbewußtseins in der Landwirtschaft.
24. Gerade angesichts der absehbaren gesellschaftspolitischen Bedeutungszunahme anderweitiger nicht-landwirtschaftlicher (globaler) Umweltrisiken muß sich eine solche auf substantielle Wirksamkeit

orientierte Agrarumweltpolitik auch bewußt sein, daß der von ihr benötigte lange Atem vermutlich nicht auf Dauer von dem günstigen Hintergrund eines starken öffentlichen Interesses an einer umweltverträglichen Landwirtschaft, an einer ästhetischen bäuerlichen Kulturlandschaft und an Ökoprodukten ausgehen kann.

15. Empfehlungen

»Willst du ein Schiff bauen, rufe nicht Männer zusammen, um Holz zu beschaffen und Werkzeuge vorzubereiten - sondern lehre sie die Sehnsucht nach dem weiten, endlosen Meer!«

(A. de Saint-Exupéry)

Die abschließenden Empfehlungen dieser vergleichenden Untersuchung von Nitratpolitiken zeigen, wie bereits in Kapitel 3 begründet, politische Handlungsorientierungen auf, enthalten aber bewußt keine Vorschläge für konkrete Maßnahmen.¹ Sie sind auf zwei Ebenen - *Agrarumweltpolitik* und *Nitratpolitik* - angesiedelt und haben drei Stoßrichtungen: allgemeine *politisch prozedurale*, *agrарbezogene* und *wasserbezogene*. Entsprechend sind die folgenden Empfehlungen gegliedert. Sie werden jeweils knapp begründet und in Tabelle 15.1 hinsichtlich zentraler Evaluationskriterien (sachliche Angemessenheit, Bedeutsamkeit, Einfachheit, politische Durchsetzbarkeit, Implementierbarkeit, Finanzierbarkeit, Legitimität, Effektivität, Fristigkeit) pauschal bewertet.

Bei den Empfehlungen handelt es sich um politisch-administrative - und damit primär auf staatliche Organisationen bezogene - Empfehlungen und nicht um sachliche Detailempfehlungen, wie sie sich häufig in entsprechenden Studien und Tagungsbänden finden. Dabei betreffen sie sowohl Politikgestaltung in bezug auf ihre Adressaten als auch (notwendige) behördeninterne Lernprozesse. Die Empfehlungen richten sich auf die bundesdeutsche Politik und beanspruchen daher nicht, richtungsweisend für die Nitratpolitiken anderer Länder zu sein. Innerhalb der Bundesrepublik sind sie jedoch weniger an spezifische Akteure oder Institutionen wie zum Beispiel das Umweltbundesamt adressiert, auch wenn davon ausgegangen werden kann, daß ihre Umsetzung vornehmlich jeweils bestimmte Akteure betrifft.

Diese Struktur der Empfehlungen hängt damit zusammen, daß es ihnen um eine angemessene substantielle Bewältigung des Nitratproblems in der BRD und nicht etwa beispielsweise um die Stärkung der politischen Stellung umweltpolitischer Institutionen geht. Innerhalb dieser Zielrichtung der Empfehlungen ist natürlich auf ihre wirtschaftliche Tragfähigkeit, politische Realisierbarkeit und die Vermeidung unerwünschter sozialer Nebenwirkungen zu achten. Insofern die Empfehlungen im wesentlichen politisch bereits verfolgte oder in der Diskussion befindliche Maßnahmen

1 Zur Begründung wird auf Fußnote 4 in Kapitel 2 verwiesen.

Tabelle 15.1: Grobevaluation der Empfehlungen zur Nitratpolitik

Empfehlung	B	S	P	I	K	L	E	Z
1 Beachtung und Begrenzung legalistischer deutscher Politik	+	-	o	o	+	+	o	o
2 Schaffung geeigneter umweltpolitischer ökonomischer und kultureller Rahmenbedingungen	+	-	-	-	o	o	+	-
3 Förderung von Umwelternen	+	-	-	-	o	o	+	-
4 Lernen von anderen Ländern	o	-	o	-	o	o	o	-
5 nur begrenzt staatliche Eigenleistungen	-	+	+	+	+	+	?	-
6 verstärkt prozedurale Agrarumweltpolitik	+	-	o	o	+	o	+	-
7 Stärkung lokaler Selbstregulierung	+	o	o	?	+	o	+	-
8 Raumplanerische Abstimmung von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft	o	-	-	-	+	o	+	-
9 Langfristspektive der Nitratpolitik	+	-	o	-	+	o	+	-
10 keine mittelfristige Überbewertung des Nitratproblems	-	+	o	+	+	+	?	-
11 Verabschiedung der EG-Nitrat-Richtlinie	o	+	+	-	-	o	+	+
12 Gesetzesvollzug statt neuer Gesetze	+	o	-	-	o	o	+	o
13 begleitende Vollzugevaluation	o	-	-	-	o	o	o	-
14 Länderzuständigkeit in der Nitratpolitik	o	+	+	+	+	+	+	+
15 bessere Koordination einer ausreichenden Nitratforschung	-	o	o	-	+	+	?	o
16 besondere Beachtung von Umweltproblemen der ehemaligen DDR-Landwirtschaft	+	o	+	-	-?	+	+	o
17 Symbolpolitische Halbierung von N-Einträgen in die Nordsee	-	o	+	-	-	+	-	o
18 Konsistenz und Langfristspektive der Agrarpolitik	+	-	-	-	+	o	+	-
19 Förderung der Ökologisierung der Agrarpolitik	+	-	-	-	+	o	+	-
20 typendifferenzierte Agrarumweltpolitik	o	-	o	-	+	o	+	-
21 Verbesserung und Evaluation der landwirtschaftlichen (Umwelt-)Beratung	+	-	o	o	o	o	o?	-
22 Festlegung ordnungsgemäßer Landwirtschaft	o	-	-	-	+	o	-	+
23 Leistungsbezogene Vergütung für landwirtschaftlichen Umweltschutz	o	-	-	o	+	o	o	o
24 Gefährdungshaftung auch in der Landwirtschaft	o	o	-	-	o	o	+	?
25 exemplarische Vollzugskontrolle und Sanktionen in der Agrarumweltpolitik	+	+	o	+	+	+	o	o
26 Datenzugriff und -verfügbarkeit der Agrarumweltpolitik	+	o	-	-	+	o	o	o
27 Novellierung des BNatG	-	-	o	-	o?	+	-	o
28 Einbettung der Nitratpolitik in die Agrarumweltpolitik	o	-	o	-	+	o	+	-
29 Ausweisung von Wasserschutz- und Wasserrangelgebieten	+	-	o	-	-	+	+	-
30 genereller Bodengrenzwert von 90 kg N _{min}	o	+	o	-	+	o	+	o
31 Verabschiedung und Umsetzung der Düngemittel-Anwendungs-Verordnung	o	o	+	-	+	+	+	o
32 verbesserte Gülleverordnungen, Förderung und Organisation von Güllespeicherung, -transport und -aufbereitung	+	o	o	o	-	+	o	-
33 Besteuerung von Stickstoffdünger und Viehbesatzdichte	o	o	-	+	+	o	o	o
34 Nitratgrenzwerte für Salat und Blattgemüse	o	+	-	o	+	o	o	o
35 Lösung des Nitratproblems im ökologischen Landbau	-	-	o	o	+	o	-	-
36 Reduzierung der Ammoniakemissionen der Landwirtschaft	o	-	o	-	o?	+	-	-

Empfehlung	B	S	P	I	K	L	E	Z
37 Ausbau und Transparenz des Grundwassergüte-Meßnetzes	-	-	+	o	o	+	-	o
38 Fortführung der Gewässerrandstreifenprogramme	-	-	+	o	o	+	-	o
39 wasserwirtschaftliche und agrarumweltpolitische Evaluation nitratbezogener wasserwirtschaftlicher und -technischer Maßnahmen	o	-	o	o	+	+	o	-
40 wasserwirtschaftliche Sanierungsprogramme mit befristeter Grenzwertüberschreitung	-	o	+	+	o	o	o	o
41 keine weitere staatliche Förderung von nitratbezogener Wasseraufbereitung	-	+	o	+	+	o	-	+
42 Anschluß nitratbelasteter Privatbrunnen an die öffentliche Trinkwasserversorgung	-	o	+	o	o	o	+	o

Anmerkungen zu Tabelle 15.1:

Die Tabelle gibt nur eine grobe Einschätzung der Empfehlungen hinsichtlich der aufgeführten Evaluationskriterien für die Nitratpolitik (!) wieder, wobei dasjenige der sachlichen Angemessenheit nicht eigens berücksichtigt wurde, weil der Autor dies verständlicherweise für seine Empfehlungen unterstellt. Dabei bedeuten B = Bedeutsamkeit, S = Einfachheit (Schlichtheit), P = politische Durchsetzbarkeit, I = Implementierbarkeit, K = Kosten für die Gesellschaft insgesamt bzw. für die Politik (Finanzierbarkeit; geringe Kosten, leichte Finanzierbarkeit [+]), L = Legitimität, E = Effektivität und Z = Zeitperspektive (kurzfristige [+] oder langfristige [-] Realisierbarkeit). Entsprechend der Bewertung groß/hoch (+), mittel (o) und gering (-) ist eine mit überwiegend (+) bewertete Empfehlung ausgesprochen positiv einzustufen.

widerspiegeln und keine »ungewöhnlichen« Vorschläge beinhalten, reflektieren sie auch die nach meiner Einschätzung in ihren »progressiven« Elementen durchaus angemessene Entwicklung bundesdeutscher Nitratpolitik.

Das Eingangszitat dieses Schlußkapitels macht eine Grundüberzeugung des Autors hinsichtlich der Verwirklichung ökologischer Ziele deutlich. Ohne eine entsprechende innere Haltung und normative Überzeugung der Beteiligten und Adressaten von Politik mögen zwar speziell abgegrenzte umweltpolitische Programme auch in einer zunehmend »postmodernen« Gesellschaft, die nicht mehr die Verbindlichkeit bestimmter inhaltlicher Werte und Normen unterstellen kann, noch implementierbar sein, aber kaum die relativ umfassende Realisierung der dahinter stehenden substantiellen ökologischen Ziele, die durch formale Politikprogramme nie vollständig abzudecken sind und die gerade angesichts immer komplexer werdender und begriffener ökologischer Vernetzungen, autopoietischer Systeme und unsicherer Risikoabschätzungen administrativ und regulativ nicht mehr einzufangen sind (vgl. Knoepfel

1991a).² Somit wird eine Nitratpolitik, die auf einer Ökologisierung der Landwirtschaft ohne rigide nitratspezifische Vorgaben beruht, als längerfristig effektiver eingeschätzt als eine, die auf eine relativ weitreichende und umfassende bürokratische Regulierung des Nitratproblems baut. Denn im ersten Fall werden die Landwirte die Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten als selbstverständliche internalisiert haben, auch wenn es zu gelegentlichem unbeabsichtigten Fehlverhalten ohne dessen Sanktionierung kommen mag, während im zweiten Fall die Nitratpolitik spätestens auf der Ebene der Vollzugskontrolle des öfteren kapitulieren dürfte.

Politisch-prozedurale Empfehlungen für die Agrarumweltpolitik

1. Die legalistische Prägung deutscher Politik ist in Form der Rechtsförmigkeit von Agrarumweltpolitik und Nitratpolitik in Rechnung zu stellen, aber nicht aktiv zu verfolgen.

Begründung: Politische Programme und Regulierungen, die nicht an das national vorherrschende Politikprofil adaptiert sind, haben im allgemeinen geringere Erfolgchancen. Insbesondere können sie zu kontraproduktiven Folgewirkungen in Form langwieriger rechtlicher Auseinandersetzungen um die formale Zulässigkeit und Korrektheit bestimmter Maßnahmen führen. Umgekehrt ist nach der durchgeführten Politikanalyse der substantielle Erfolg gerade präventiver nitratpolitischer Programme von der Mitwirkung der Politikadressaten und Möglichkeiten lokaler Selbstregulierung abhängig, so daß die Betonung formell-rechtlicher Verwaltungsmaßnahmen bei deren infolgedessen begrenzter Durchsetzbarkeit wenig erfolgversprechend erscheint (vgl. Knoepfel 1989a).

2. Umweltpolitisch ist die Schaffung der geeigneten ökonomischen und kulturellen Rahmenbedingungen als Voraussetzung entsprechend ak-

2 Nicht von ungefähr werden gerade im Bereich von Umweltpolitik und -recht Konzepte reflexiven Rechts diskutiert (vgl. Maus 1986, Nahamowitz 1985, Teubner 1989, Conrad 1991b). So verweist Ladeur angesichts der kumulativen, dispersen und Langzeiteffekte von Umweltbelastungen auf die Notwendigkeit einer jenseits von traditioneller Regulierung und Ökonomisierung liegenden, mit Ungewißheit operierenden und größere Zeithorizonte einbeziehenden komplexeren Strategie der Umweltpolitik, »die das Auftreten von Selbstorganisationsphänomenen in der Wirtschaft berücksichtigt, ... sich auf die Steigerung und Erhaltung der Varietät von Funktions- und Leistungsspezifizierungen des nur weich zu steuernden ökonomischen und technologischen Systems konzentriert ... und deshalb eher als Regulation von Selbstregulation zu konzipieren ist.« (Ladeur 1987: 9,18,14)

tiver Mitarbeit der Politikadressaten bei der Umsetzung agrarumwelt-politischer und nitratpolitischer Ziele anzustreben.

Begründung: Die Verhaltensrelevanz vorhandenen Umweltbewußtseins und Kooperationsbereitschaft basiert wesentlich auf deren einsehbarer Sinnhaftigkeit und Vereinbarkeit mit anderen Zielen der Akteure. Nur wenn umweltverträgliche Landwirtschaft, insbesondere die Vermeidung hoher Nitrat austräge, ökonomisch Sinn macht und im sozialen Umfeld positiv bewertet wird, kann mit der substantiellen Umsetzung von (persuasiven) Nitratprogrammen und mit nitratbezogen effektiver Selbstregulierung gerechnet werden.

Nicht von ungefähr hatte die (früher primär Produktions- und Produktivitätssteigerung betonende) landwirtschaftliche Beratung unter den gegebenen agrarökonomischen Bedingungen mit ihrer umweltorientierten Dünungsberatung in allen Vergleichsländern nur geringe Erfolge.³

3. Umweltlernen (vgl. Jänicke et al. 1985) in Ausbildung, Fortbildung und beruflicher Praxis ist politisch zu fördern und institutionell abzusichern. Dies gilt insbesondere auch für die staatlichen Agrarbehörden selbst.

Begründung: Ohne entsprechendes Umweltbewußtsein und besseres Wissen um seine praktisch-konkrete Umsetzung müssen (präventive) Nitratprogramme wegen fehlender soziokultureller Verankerung der ökologischen Dimension viel eher mit ihrem Scheitern auf substantieller Ebene rechnen. Diese Empfehlung zielt wesentlich auf die staatliche Förderung ohnehin ablaufender Ökologisierungprozesse einerseits und ihre bewußte Etablierung in der Agrarverwaltung andererseits. Dabei geht es ihr um die Durchsetzung von ökologischer Vernunft und weniger von ökologischer Moral.

4. Die deutsche Agrarumweltpolitik sollte - etwa hinsichtlich der Arrangements lokaler Selbstregulierung - von den Erfahrungen anderer (westeuropäischer) Länder beim Umgang mit dem Nitratproblem im Hinblick auf das Aufzeigen möglicher alternativer Handlungsoptionen zu lernen versuchen.⁴

Begründung: Der Ländervergleich zeigte die Möglichkeit alternativer realisierter Nitratprogramme auf. Eine Erweiterung des Horizonts der Politikformulierung impliziert ja nicht die kritiklose Übernahme

3 Nur der reiche Philanthrop oder der Öko-Freak, aber nicht der unter wirtschaftlichen Existenznöten oder doch niedrigen Einkommensverhältnissen leidende Landwirt kann sich zum Beispiel eine ökonomisch unrentable Gülleaufbereitung leisten.

4 Dieser Empfehlung geht es um Lernbereitschaft durch Ländervergleich generell und nicht um die Übernahme spezifischer im Ausland praktizierter Modelle.

ausländischer Modelle, scheint jedoch gerade innerhalb der EG aufgrund der ihr inhärenten Harmonisierungstendenzen angemessen. Wesentlich ist, daß für derartige Lernprozesse hinreichend Zeit und Ressourcen im Verwaltungsalltag bereitgestellt werden.

5. Das politische Instrument staatlicher Eigenleistung sollte im wesentlichen auf die landwirtschaftliche (Umwelt-)Beratung und Wassergüte-Meßsysteme begrenzt bleiben.

Begründung: Eine auf vermehrte lokale Selbstregulierung setzende Strategie würde durch Ausweitung staatlicher Leistungserbringung konterkariert. Die Notwendigkeit staatlicher Güllebanken nach dem niederländischen Beispiel erscheint weder sachlich und raumordnungspolitisch noch im Sinne einer auf Problemvermeidung zielenden präventiven Nitratpolitik gerechtfertigt. Die landwirtschaftliche Beratung ist bereits überwiegend staatlich organisiert. Das schließt jedoch Umweltberatung durch die ebenfalls existierende Industrieberatung und Ringberatung keineswegs aus. Die staatliche Zuständigkeit für die und Nutzung der in den letzten Jahren aufgebauten Grundwassergüte-Meßnetze erscheint angemessen und inzwischen gleichfalls problemlos.⁵

6. Prozedurale Maßnahmen auf Metaebene (vgl. Abbildung 3.4) sind in der Agrarumwelt- und Nitratpolitik verstärkt zu verfolgen.

Begründung: Wenn Modelle lokaler Selbstregulierung, insbesondere die vermehrte Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, begrüßt werden, dann sind Maßnahmen sinnvoll, die diese Modelle fördern und auf andere Regulierungen der Nitratpolitik abstimmen (zum Beispiel Verfahren der Ausweisung von Wasserschutzgebieten) und die zu einer gewissen Korporatisierung, aber auch Pluralisierung (zum Beispiel Einbeziehung von Umweltschutzverbänden; vgl. Bruckmeier 1987c, Conrad 1990a) der Akteure führen.

7. 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 Offizialberatung, 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

⁵ Hier gab es in der Anfangsphase durchaus Kompetenzstreitigkeiten zwischen Wasserbehörden und Wasserwirtschaft.

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, wobei hier an entsprechende Ergebnisse der Kommunal-, Organisations- und Partizipationsforschung angeknüpft werden kann. Eigenregulierung zeichnet sich gerade durch die Möglichkeit unkonventioneller Prozeduren und Maßnahmen aus. Da über deren Wirksamkeit im lokalen gesellschaftlichen Raum, den die lokalen Akteure zumeist besser kennen als externe staatliche Aufsichtsbehörden, im Vergleich mit standardisierten (zentralstaatlichen) Regulierungsmustern vorab häufig nur schwer valide Aussagen gemacht werden können, sollten »eigenwillige« Modelle toleriert werden, solange sie von den beteiligten Akteuren als erfolgversprechend eingestuft werden und solange sie staatlichen Rahmenvorgaben genügen (zum Beispiel Einhaltung des Trinkwassergrenzwerts, Information und Beteiligung kommunaler Organe).

8. Konkurrierende Nutzungsansprüche von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft sollten im Rahmen der Raumplanung und Raumordnung frühzeitig und mit der 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, gerade angesichts absehbarer räumlicher Auswirkungen des Agrarstrukturwandels, 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. Daß umweltfreundliche (nitratbezogene) Änderungen des bestehenden wasserwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Status quo je später desto schwieriger zu realisieren sind, muß davon nicht abhalten.

Politisch-prozedurale Empfehlungen für die Nitratpolitik

9. Nitratpolitik muß langfristig angelegt und entsprechend abgesichert sein.

Begründung: Zum einen ist das Nitratproblem aufgrund hydrogeologischer Bedingungen teilweise nur längerfristig lösbar, zum anderen kann nicht unterstellt werden, daß ihm unter sich ändernden gesellschaftlichen und umweltpolitischen Bedingungen weiterhin die öffent-

liche und hohe politische Aufmerksamkeit zuteil werden wird wie in den achtziger Jahren in einigen Ländern, die den notwendigen politischen Entscheidungs- und Handlungsdruck erzeugten. Dies gilt nicht nur aufgrund des zunehmenden Stellenwertes globaler Umweltprobleme oder von Umweltproblemen der ehemaligen DDR-Landwirtschaft, sondern auch aufgrund der Verschiebung der Agrar-Umwelt-Diskussion etwa von Nitrat- zu Pestizideinträgen und -grenzwerten.

10. Die Agrarumweltpolitik muß ihre Aufmerksamkeit und ihre Ressourcen auf die Umweltprobleme der Landwirtschaft und des Agrarsektors insgesamt verteilen und sollte dem Nitratproblem mittelfristig keinen zu herausgehobenen Stellenwert einräumen.

Begründung: Bei der wichtigen Rolle von Stickstoffdüngung und Gülleausbringung in der Landwirtschaft war und ist die Fokussierung auf das Nitratproblem politikstrategisch funktional für die Etablierung von Agrarumweltpolitik in der BRD. Mittelfristig würde dies aber zu einer Ablenkung von anderen Umweltproblemen führen, die als dem Nitratproblem durchaus ebenbürtig eingestuft werden können (zum Beispiel Biotopschutz, Bodenschutz, Pestizidresiduen, Tierpharmaka).

11. Die Bundesregierung sollte die Verabschiedung der EG-Nitrat-Richtlinie ohne weitere Verwässerung unterstützen - und sie auch umsetzen.⁶

Begründung: Diese Richtlinie bietet eine relativ umfassende rechtliche Basis für die Durchführung präventiv orientierter nationaler und regionaler Nitratprogramme, die teils deutlich über bestehende nationale bzw. Ländervorschriften hinausgeht, zum Beispiel mit 2 DE/ha und mit Düngungsbeschränkungen in nitratgefährdeten Gebieten. Die zweifellos vorhandenen rechtlichen und administrativen Abstimmungsprobleme (zum Beispiel die Festlegung gefährdeter Gebiete in Relation zu Wasserschutz- und Wasservorranggebieten) könnten auch als Anreiz zur Verschiebung weg von formalrechtlichen zu mehr sachbezogenen Prioritäten in der deutschen Gesundheits- und Umweltpolitik dienen.⁷ In der Sache läuft die Richtlinie auf eine Stärkung bereits verfolgter Nitratpolitik hinaus. Auch die in ihr vorgesehene Berichtspflicht muß nach den Erfahrungen mit der geringen Informationsbereitschaft deutscher Wasser- und Gesundheitsbehörden (gegenüber der EG) nicht negativ bewertet werden.

6 Zum Zeitpunkt der Niederschrift der Empfehlungen war die Verabschiedung dieser Richtlinie noch völlig offen.

7 Hier ließe sich möglicherweise am französischen Beispiel lernen.

12. Für den regulativen Umgang mit dem Nitratproblem sind die bestehenden gesetzlichen Grundlagen als im Grundsatz⁸ ausreichend anzusehen. Es geht mehr um deren politisch-administrative Nutzung.
Begründung: Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz, Wasserhaushaltsgesetz, Abfallgesetz, Düngemittelgesetz und Bundesimmissionschutzgesetz bieten zwar keine optimalen, aber doch ausreichende Voraussetzungen zur rechtlichen Regelung des Nitratproblems wie Grenzwertfestsetzung, Gülleverordnung, Wasserschutzgebietsausweisung, baurechtliche Anforderungen. Problematisch sind zum einen vielmehr der rechtliche und administrative Vollzug (zum Beispiel 3 statt 2 DE/ha in den meisten Gülleverordnungen, keine Anwendung von § 3 Abs. 2 Nr. 2 WHG, verzögerte Ausweisung von Wasserschutzgebieten). Zum anderen würde der Prozeß einer nitratpolitisch begründeten Änderung dieser gesetzlichen Grundlagen den Verwaltungsvollzug tendenziell demotivieren und politische Energien binden, die dann andernorts fehlten.
13. Die Implementation nitratbezogener Politikprogramme sollte begleitend evaluiert werden.
Begründung: Politikevaluation führt immer noch weitgehend ein Schattendasein. Abgesehen von den für die Proponenten einer Politik damit verbundenen Risiken vermag sie jedoch zu einem besseren Wissen über Wirksamkeit und Erfolg von Politikprogrammen zu führen und deren Modifikation bzw. alternative Maßnahmen anzuregen und zu begründen.⁹
14. 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, TrinkwV) 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 ge-

8 Damit werden nicht generell konkrete einzelgesetzliche Maßnahmen wie etwa die Verabschiedung einer Gülleverordnung in Bayern oder eines Gesetzes zur Erhebung einer Stickstoffsteuer abgelehnt.

9 Positive Beispiele in dieser Hinsicht sind die begleitende Implementationsuntersuchung zur Gülleverordnung in Nordrhein-Westfalen (vgl. Teherani-Krönner 1985, 1987) und die Begleituntersuchungen der LUFA Augustenberg und der DVGW-Forschungsstelle Karlsruhe zur Umsetzung der SchALVO (vgl. Rohmann 1990, Rohmann/Timmermann 1990, Timmermann 1989).

nug, um nitratpolitische Regelungen auch bei lokaler Lethargie oder örtlichem Widerstand durchzusetzen und für deren landeseinheitliche Umsetzung zu sorgen¹⁰, auch wenn ihr tatsächlicher Durchsetzungswille für agrarumweltpolitische Schutzmaßnahmen je nach politischer Couleur beträchtlich variiert.

15. Die Förderung der Nitratforschung¹¹ ist insgesamt als ausreichend zu betrachten. Sie sollte fortgeführt und die Bemühungen um bessere Koordination und Abstimmung zwecks Vermeidung von Doppelforschung sollten intensiviert werden. Besonderes Augenmerk sollte auf die weitere Entwicklung besserer, einfacher und billiger Methoden der Nitratbestimmung und des N-Düngerbedarfs (vgl. UBA 1988), die Fortentwicklung von Verfahren der Gülleausbringung und -aufbereitung, die 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 nunmehr 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.

16. Angesichts der deutschen Wiedervereinigung ist verstärktes Augenmerk auf die Umweltprobleme und Nitrateinträge der ehemaligen DDR-Landwirtschaft zu richten.

10 Dem steht nicht entgegen, daß viele landespolitische Aktivitäten erst durch Druck von unten zustandekamen.

11 Unter Nitratforschung werden hier alle Forschungsvorhaben subsumiert, die sich auf den Stickstoffkreislauf beziehen, vom Stickstoffeintrag in der Landwirtschaft über Nitratauswaschung ins Grundwasser und Nitratanreicherung in Lebensmitteln bis zum Metabolismus im Menschen (Methämoglobin, Nitrosamin), oder die nitratbezogene sozialwissenschaftliche Analysen durchführen.

Begründung: Dieser Empfehlung geht es angesichts der gravierenden Umweltprobleme in den neuen Bundesländern, gerade auch von regional hohen Trinkwasser-Nitratgehalten und Gülleüberschüssen, um eine ökologisch angemessene Gewichtung agrarumweltpolitischer Aktivitäten und Ressourcen, gegebenenfalls auch zu Lasten solcher in den alten Bundesländern. Sie macht damit jedoch keine der anderen, zunächst einmal im Kontext der alten Bundesrepublik Deutschland entwickelten Empfehlungen überflüssig.

17. Am Ziel der Halbierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee ist allein schon aus symbolpolitischen Gründen festzuhalten.

Begründung: Aufgrund beträchtlichen Stickstofftransports vom Atlantik in die Nordsee rekurriert die ökologische Begründung reduzierter Stickstoffeinträge vor allem auf die betroffenen küstennahen Gewässer der Nordsee. Des weiteren ist Stickstoff nur eine Substanz im umweltpolitischen Konzept des Nordseeschutzes. Schließlich bemühten sich die zuständigen Verwaltungen auch durch geeignete Verfahren der Referenzdatenfestlegung um die politische Machbarkeit und substantielle Aufweichung des von den Umweltministern proklamierten Ziels. Von daher geht es dieser Empfehlung mehr um den Beitrag zur politischen Glaubwürdigkeit der Durchsetzbarkeit von umweltpolitischen Zielen und (grenzüberschreitender) Umweltpolitik als um die substantielle Halbierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee.¹²

Agrarbezogene Empfehlungen für die Agrarumweltpolitik

18. Die Agrarpolitik muß längerfristige Perspektiven entwickeln, konsistenter und mittelfristig verlässlicher werden.

Begründung: Bisher gilt für die aktuelle Agrarpolitik stark: *politics determine policy*, auf der Grundlage einer administrativen Preis- und Mengenregulierung der Agrarproduktion. Die Agrarpolitik kann den weiteren, in Kapitel 14 angedeuteten Strukturwandel nur abbremsen und abmildern, aber nicht aus der Welt schaffen. Proklamierte Ziele der Agrarpolitik wie die Erhaltung der bäuerlichen Familienbetriebe erzeugten in der Vergangenheit unrealistische Erwartungen bei den Landwirten¹³ und unterminierten zunehmend die Glaubwürdigkeit

12 Für die Ostsee sieht die ökologische Gefahrensituation schon kritischer aus.

13 Die Mehrzahl der Landwirte rechnet heute damit, daß ein beträchtlicher Anteil der Haupterwerbsbetriebe nicht weitergeführt werden kann, und verhält sich auch entsprechend, wie die hohe Zahl an Betriebsaufgaben und das Übergewicht älterer Landwirte belegen.

der Agrarpolitik (vgl. Priebe 1985). Die verschiedenen, kontrovers diskutierten agrarpolitischen Reformkonzepte (vgl. Conrad 1987c, 1990a, 1991a) sind in der Praxis kaum vereinbar. Eine konsistente und durchgehaltene, dem Strukturwandel adaptierte Agrarmarkt-, -sozial- und -strukturpolitik ermöglichten es den Landwirten, sich auf diese einzustellen und situationsangemessene Betriebsentscheidungen zu treffen. Auf einer solchen Basis sind agrarumweltpolitische Maßnahmen von ihm eindeutiger einzuordnen und eventuell zu akzeptieren.

19. Die zu beobachtende allmähliche Ökologisierung der Agrarpolitik¹⁴ ist konzeptionell, personell, finanziell und institutionell zu fördern.

Begründung: Die bewußte und durchdachte Förderung dieses Ökologisierungsprozesses vermag diesen zum einen zu beschleunigen, zum anderen unkoordinierte, gegenläufige Politikprogramme¹⁵ zu vermeiden und die zwangsläufigen Enttäuschungen sowohl von Umweltkritikern

-
- 14 Als Grundelemente einer substantiell wirksamen Ökologisierung der Agrarpolitik und der Landwirtschaft hatte ich benannt (Conrad 1990a: 593 f.):

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 Agrartechnologie 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 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.

- 15 So berichtete die Frankfurter Rundschau vom 6.7.1987, daß BMELF und BMU unabhängig voneinander mit jeweils 1,6 Millionen DM in der Dannenberger Marsch an der Elbe Entwässerungsmaßnahmen zwecks besserer Kultivierung bzw. zur Erhaltung dieses Feuchtgebietes fördern (wollen).

kern als auch von zu Umweltleistungen bereiten Landwirten zu reduzieren und zu kanalisieren. Sie erhöht die Durchsetzbarkeit ökologischer Gesichtspunkte in der Agrarpolitik und kann substantiell wirkungslos, aber als umweltorientiert verkaufte Projekte verhindern.¹⁶

20. Die Agrarumweltpolitik muß sich darauf einstellen, daß sie es mit produktions- und sozialstrukturell divergierenden Formen der Landwirtschaft zu tun hat, entsprechend differenziert vorgehen muß und nicht bei jedem Typus auf seine Vereinbarkeit mit spezifischen Umwelanforderungen rechnen kann.

Begründung: Konventionelle, ökologisch orientierte und High-tech-Landwirtschaft basieren auf verschiedenen Grundmodellen; und traditionale, konventionelle, ökologisch orientierte und agrarindustrielle Landwirte sind gegenüber Umwelanliegen ganz unterschiedlich offen. Persuasive Agrarumweltpolitik, zum Beispiel zugunsten arbeitsintensiver gestaffelter Düngungsgaben, dürfte etwa bei alten Nebenerwerbslandwirten oder Agrarindustriellen kaum Erfolgsaussichten haben.

21. Die landwirtschaftliche Officialberatung sollte - entgegen den Entwicklungstendenzen der letzten Dekade (vgl. Bruckmeier 1987e) - personell und finanziell besser ausgestattet werden, um Umweltberatung¹⁷ als zusätzliche Aufgabe ernsthaft wahrnehmen und integrieren zu können. Zugleich sind Begleituntersuchungen zur besseren Gestaltung und Evaluation der Beratung zu verstärken.¹⁸

Begründung: Die Agrarumweltpolitik sollte nicht primär inhaltlich in die begrenzt ausdifferenzierte Beratung intervenieren, sondern vielmehr die Voraussetzungen 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. Diese könnten insbesondere über die Optimierung von Beratungsgestaltung, die Auswahl von Lernkontexten, die Vorteilhaft-

16 So führt etwa simple Extensivierung ohne jede Mahd auf vielen in der Vergangenheit intensiv gedüngten, nährstoffreichen Böden leicht zu landschaftsökologisch unerwünschter natürlicher Sukzession.

17 Damit wird nicht einer separaten Umweltberatung das Wort geredet. Sie sollte vielmehr stets integraler Bestandteil der landwirtschaftlichen (Düngungs-)Beratung sein.

18 Zur Verbesserung der Umweltberatung in der Landwirtschaft selbst siehe Bruckmeier 1987e.

tigkeit bestimmter Beratungsformen (zum Beispiel vermehrte gesamtbetriebliche Einzelberatung) und die Grenzen der Beratung Aussagen erbringen.

22. 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 zur rechtsverbindlichen Abgrenzung von Ansprüchen der Landwirte auf Ausgleichszahlungen dringlich 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.

23. Die Agrarumweltpolitik sollte auf leistungsbezogene Vergütungen und nicht pauschale, umweltpolitisch legitimierte Ausgleichszahlungen für Landwirte hinwirken.

Begründung: Eine solche Politikorientierung erhöht die längerfristige Glaubwürdigkeit der Agrarumweltpolitik (Verzicht auf Etikettenschwindel) und erzwingt die Entflechtung und explizite Ausweisung agrarsozial-, agrarmarkt- und agrarumweltpolitischer Politikziele und -programme mit der Folge einer partiellen Entkopplung von Sach- und Verteilungsfragen (vgl. zur weiteren Begründung Conrad 1990a, 1991a).

24. Parallel zur Einführung einer verstärkten 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.¹⁹ 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 Verdachtsmomente²⁰ 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.

25. Der administrative Vollzug agrarumweltpolitischer Programme sollte auf exemplarische Kontrollen und Bestrafung abheben, aber auf flächendeckende Überwachung im Detail verzichten.²¹

Begründung: Exemplarische Kontrollen und Bestrafung wirken legitimationsfördernd, weil die Behörden damit klarmachen, daß sie bereit sind zu handeln und nicht nur über Umweltschutz reden. Ein Vollzug, der keine Vollzugsstrukturen und damit auch keine Kontrollelemente beinhaltet, wirkt bei untergeordneten Einheiten wie den Gemeinden, aber auch bei den Landwirten unglaubwürdig (Knoepfel/Zimmermann 1990a: 352). Umgekehrt ist eine flächendeckende Überwachung aufwendig, evoziert obrigkeitsstaatliche Tendenzen und unterminiert die erwünschte Kooperationsbereitschaft der Landwirte und die Glaubwürdigkeit der Umweltberatung, die ja auf Freiwilligkeit und Überzeugung beruht.

26. Ein zentraler Schlüssel für eine effektive Agrarumweltpolitik ist der Zugang zu 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

19 Rechtlich läuft Gefährdungshaftung vor allem auf eine Umkehr der Beweislast hinaus, wie das in Japan in der Umweltpolitik bereits seit den siebziger Jahren mit Erfolg praktiziert wird (vgl. Weidner 1988, Tsuru/Weidner 1985, 1989).

20 Mit dieser Einschränkung soll vermieden werden, daß sich Wasserwerke mit Nitratproblemen ohne genauere Prüfung der näheren Umstände an Bauern schadlos halten können.

21 Dies gilt nicht für staatliche Beihilfen oder Ausgleichszahlungen. Hier kann, wie im Falle des Wasserpfeffernigs in Baden-Württemberg, zumindest für einige Zeit großflächige, wenn auch nicht flächendeckende Überwachung der Einhaltung der N_{\min} -Werte erforderlich und angemessen sein.

eine entsprechende Buchführungs- und Offenlegungspflicht zu stärken.

Begründung: Die in der Vergangenheit soziokulturell begründete Ablehnung der Buchführungspflicht landwirtschaftlicher Betriebe läßt sich heute auch in der BRD nicht mehr substantiieren. 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.

27. Die Novellierung des BNatG ist weiter zu verfolgen.

Begründung: In der BNatG-Novelle wird der »ökologische Minimalrahmen« für eine umweltverträgliche Landwirtschaft und daraus resultierende Rechte und Pflichten der Landwirte abgesteckt²², der dann auch für anderweitige (speziellere) agrarumweltpolitische Maßnahmen maßgeblich sein dürfte.

Agrarbezogene Empfehlungen für die Nitratpolitik

28. Eine angemessene landwirtschaftsbezogene präventive Behandlung des Nitratproblems erfordert konzeptionell und im Vollzug ihre Einbettung in eine Agrarumweltpolitik.

Begründung: Zum einen geraten so kumulative und synergetische Effekte von Nitrat im Zusammenspiel mit anderen Emissionen und Strukturelementen der Landwirtschaft in den Blick ebenso wie mögliche *trade-offs*, zum Beispiel zwischen Ammoniakemissionen und Nitratauswaschung nach Gülleausbringung. Zum anderen verlangen Effizienz- und Effektivitätsgesichtspunkte die organisatorische und konzeptionelle Integration von Teilelementen der Agrarumweltpolitik, deren Hauptadressat bei verschiedenen Einzelmaßnahmen ja meist der einzelne Betrieb ist, zum Beispiel wenn es um die fachkundige Ausbringung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln geht, um unnötige Emissionen von Ammoniak, Nitrat, Phosphat und Pestiziden zu minimieren.

22 Nicht umsonst scheiterte die Novellierung des BNatG in der vergangenen Legislaturperiode an Finanzierungsfragen.

29. Wasserschutz- und Wasservorranggebiete (möglich nach den Landesentwicklungs- und Raumordnungsprogrammen der Länder) sind konsequenter als in der Vergangenheit auszuweisen²³; die Bewirtschaftungsaufgaben müssen im Interesse eines wirksamen Gewässerschutzes hinreichend streng und kontrollierbar sein, und eine Überwachung ist auch sicherzustellen, womit gegebenenfalls 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 festzulegen.²⁴ 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 Bewirtschaftungsaufgaben. 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.

-
- 23 »Das bisherige Konzept der Trinkwasserschutzgebiete sollte zwar unter anderem aus den hygienischen Aspekten heraus beibehalten werden, kann aber allein nicht ausreichen ... Damit die bisherigen Wasserschutzgebiete ihren Zweck wirklich erfüllen können, müssen sie den tatsächlichen Einzugsgebieten entsprechen ... Wegen der extremen Nitratauswaschung nach Grünlandumbruch sollte dieser in Wasserschutzgebieten generell untersagt werden, wobei auch der mehrjährige Anbau von Feldfutterpflanzen abgrenzungsmäßig berücksichtigt werden müßte.« (Bruckhaus/Berg 1990:55f)
- 24 Dies ist in den meisten Bundesländern inzwischen auf formal-rechtlicher Ebene geschehen.

Ohne ausreichende Überwachung strenger Bewirtschaftungsauflagen ist vorerst mit deren Einhaltung nicht generell 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 Grünlandnutzung) und immer noch pauschalen, aber auch Ackerbau weiterhin zulassenden Lösungen mit Bodengrenzwerten für Nitrat oder dem Ausschluß bestimmter Anbaufrüchte (vgl. Entwurf der Richtlinie W 104; 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 (1987) 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).

30. 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 (zum Beispiel Moorböden, Grünlandumbruch) ohne Ertragseinbußen einzuhalten, so daß bei Überschreitungen auch kaum mehr von ordnungsgemäßer Landwirtschaft gesprochen werden kann.

31. Die sich derzeit noch im Beratungsprozeß befindende Düngemittel-Anwendungs-Verordnung ist bei inhaltlicher Übereinstimmung mit der EG-Nitrat-Richtlinie zu verabschieden und die landwirtschaftliche Düngungspraxis dann gemäß ihrer Vorgaben intensiver zu kontrollieren.

Begründung: Die konkrete Umsetzung einer guten fachlichen Düngungspraxis vor Ort unter Berücksichtigung ökologischer Aspekte²⁵, und dies nicht nur in Schutzgebieten, ist sowohl ein flächendeckend wirkender Beitrag zu verringerten Nitratreinträgen der Landwirtschaft als auch ein Indikator für substantielle Veränderungen der Landwirtschaft in Richtung auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft. Darüber hinaus ist eine standortangepaßte und pflanzenbedarfsgerechte Düngung für den Landwirt vielfach keineswegs mit wirtschaftlichen Einbußen verbunden (vgl. Rohmann/Sontheimer 1985).

32. Neben der grundsätzlich erforderlichen guten fachlichen Düngungspraxis gemäß der 1989 verabschiedeten Novelle des Düngemittelgesetzes ist darüber hinaus die gesonderte abfallrechtliche Regulierung der Güllewirtschaft durch Güllerverordnungen zu befürworten.²⁶ Die Güllerverordnungen sind jedoch in ihren Normen und ihrer Überwachung zu verbessern, wobei sie sich auch auf wasser- und immissionsrechtliche Bestimmungen (wie in Nordrhein-Westfalen) stützen können. Dies sollte die Förderung kommerziell aussichtsreicher Gülleaufbereitung und -nutzung und die Verpflichtung zur Führung von Güllebüchern (wie in den Niederlanden) einschließen. Zugleich sind die Förderung und Organisation der Güllespeicherung und des Gülletransports zu optimieren, so daß zum Beispiel kostengünstigere örtliche Gemeinschaftslager, zum Beispiel im Rahmen von Güllebörsen, und nicht nur, wie in der Vergangenheit, einzelbetriebliche Güllespeicher bei ihrem Bau staatlich gefördert werden.

Begründung: Im Gegensatz zur Minereraldüngung 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.²⁷

-
- 25 Das für deren Spezifizierung zuständige BMELF hatte zunächst vorgesehene, weiterreichende ökologisch motivierte Regelungen im DÜMG verhindert.
- 26 Auf rechtlicher Ebene sind hier durchaus funktionale Äquivalente denkbar, die sich weniger auf das Abfallgesetz stützen.
- 27 Zu weiteren detaillierten Empfehlungen in diesem Bereich siehe Teherani-Krönner 1987.

Die Notwendigkeit restriktiverer Normen und verbesserter Überwachung sind inzwischen bereits weitgehend umweltpolitischer Gemeinplatz. Technisch und wirtschaftlich interessante Optionen der Gülleaufbereitung und -nutzung scheinen durchaus zu existieren, wie die Erprobung der Entstickung von Kraftwerken mit Hilfe von Gülle verdeutlicht (vgl. Frankfurter Rundschau vom 4.1.1991, S. 24).

33. 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.²⁸ Entstehende Einkommensprobleme wären im Rahmen der Agrarsozialpolitik zu lösen.

34. Für Salate und Gemüse sind Grenzwerte festzusetzen und deren Einhaltung stichprobenartig zu überprüfen.

Begründung: Aus medizinischer Sicht ist diese Maßnahme ähnlich berechtigt wie der Trinkwasser-Grenzwert. Sie ist (unter Voraussetzung ihrer EG-Konformität) politisch durchsetzbar. Ihre substantielle Implementation dürfte sich des öfteren mit Grenzwertüberschreitungen konfrontiert sehen. Sie kann jedoch einen Beitrag zur Bewußtseinsbil-

28 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.

dung in Gemüsebau und Nahrungsmittelwirtschaft zugunsten von Umwelt- und Qualitätsaspekten in der Nahrungsmittelproduktion leisten.

35. Im Rahmen einer verstärkten Förderung des ökologischen Landbaus sind dessen Probleme und Lösungsmöglichkeiten hinsichtlich der Nitrat- auswaschung gezielt zu untersuchen.²⁹

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.³⁰

36. Die Ammoniakemissionen der Landwirtschaft sind zu reduzieren.

Begründung: Diese Empfehlung hat insofern mit Nitratpolitik zu tun, als die Modi der Gülleausbringung zu erhöhter Nitrat- auswaschung oder vermehrten Ammoniakemissionen führen können. Da die Landwirtschaft in Gebieten hoher Viehdichte regional und lokal für Umweltbelastungen infolge saurer Ammoniumdepositionen, insbesondere durch Ausregnung über Waldgebieten, wesentlich mitverantwortlich ist, sollte sich die Agrarumweltpolitik dieses Umweltproblems der Landwirtschaft (wie in den Niederlanden und Dänemark) verstärkt annehmen.

Wasserbezogene Empfehlungen für die Agrarumweltpolitik

37. Die in den achtziger Jahren eingerichteten Grundwassergüte-Meßnetze sollten weiter ausgebaut werden, wobei auf Datenzugänglichkeit und -transparenz zu achten ist.

Begründung: Diese Empfehlung ist nicht nitratspezifisch. Sie legt Wert auf die Verfügbarkeit der Meßdaten, da diese zum einen die geographische Verteilung und die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser für die Gewässerschutzpolitik und die diesbezügliche öffentliche Diskussion zugänglich machen, zum anderen interessierten (umwelt- und wasserpolitischen) Instanzen des öfteren nicht vorlagen bzw. nicht vorgelegt werden konnten.

29 Damit wird nicht gegen eine weitere Verbreitung des integrierten Landbaus Stellung bezogen.

30 Auch von Vertretern des ökologischen Landbaus wird inzwischen eingeräumt, daß das Risiko der Nitrat- auswaschung nicht qua Bewirtschaftungsweise ohne weiteres vermeidbar ist.

38. Aus Gründen des Arten- und Biotopschutzes und zur Vermeidung der Eutrophierung von Oberflächengewässern sind die Gewässerrandstreifenprogramme weiter zu verfolgen und entsprechende Bewirtschaftungsaufgaben gegebenenfalls (wie in Dänemark) gesetzlich vorzuschreiben.

Begründung: Beim Arten- und Biotopschutz sind Düngungsbeschränkungen nur eine Komponente unter mehreren. Und die Nitratbelastungen der Fließgewässer rühren, abgesehen von lokalen Ausnahmen, überwiegend aus Grundwassereinträgen. Von daher handelt es sich bei dieser Empfehlung um eine mehr generell agrarumweltpolitische, in der der Nitrateintrag nur als ein Teilelement im Rahmen eines integrierten Politikprogramms anzusehen ist.

Wasserbezogene Empfehlungen für die Nitratpolitik

39. Über nitratbezogene wasserwirtschaftliche und wassertechnische (Sanierungs-)Maßnahmen sollte sowohl im Rahmen wasserwirtschaftlicher Planungen insgesamt als auch im Licht möglicher landwirtschaftsbezogener Alternativen wie Wasserschutzgebietsaufgaben entschieden werden.

Begründung: Einerseits sind durch Planungskoordination umfassendere Perspektiven und wirtschaftliche Einsparungen der beachtlichen Investitionen der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Rohrnetz, Wassergewinnung und Aufbereitung möglich; andererseits sind präventive agrarbezogene Nitratprogramme im allgemeinen kostengünstiger als korrektive wasserwirtschaftliche Maßnahmen (O'Hara 1984, Finck/Haase 1987). Bei dieser Empfehlung ist davon auszugehen, daß sie in der Praxis bereits weitgehend realisiert wird.

40. Wasserwirtschaftliche und in Ausnahmefällen auch wassertechnische Maßnahmen zur Einhaltung des Nitratgrenzwerts der TrinkwV 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.

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 WVUs zu veranlassen, prioritär § 22 Abs. 2 WHG zu nutzen. Information, Kontrolle und Petitionsmöglichkeit der Öffentlichkeit, wie in den entsprechenden EG-Bestimmungen vorgesehen und zum Beispiel in Großbritannien auch extensiver genutzt, dürften die Sanierungsprozesse beschleunigen. Durch entsprechende Konsultationsprozesse sollten sich Konflikte mit der EG-Kommission um diese großzügige Auslegung der EG-Trinkwasser-Richtlinie vermeiden lassen.

41. Aufbereitungstechnologien zur Nitratentfernung sollten so wenig wie möglich installiert werden, um Präzedenzfälle zugunsten einer solchen Lösung zu vermeiden. Ihre Entwicklung wurde staatlicherseits zur Genüge gefördert, so daß ihr Einsatz dann nicht weiter staatlich subventioniert werden, sondern ökonomisch rentabel sein sollte.

Begründung: Abgesehen vom Argument der teilweisen Problemverschiebung sollte es der Landwirtschaft nicht möglich sein, eigene Maßnahmen mit dem Hinweis auf den Stand der Technik bei der Trinkwasseraufbereitung zu umgehen. Sind Aufbereitungstechnologien zur Nitratentfernung erst einmal weit verbreitet, ist eine Präferenz zugunsten präventiver Lösungen des Nitratproblems schwerer durchzuhalten. Zugleich würde die Position der Wasserwirtschaft in der Pestizidfrage geschwächt. Wenn sich ein WVU für den Einsatz wassertechnischer Maßnahmen zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes entscheidet, sollte es dies in Zukunft gemäß wirtschaftlicher Überlegungen und ohne staatliche Zuschüsse wie in den bisherigen Demonstrationsprojekten tun.

42. Nitratbelastete private Flachbrunnen in ländlichen Gebieten sind, soweit wirtschaftlich einigermaßen 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. Private Trinkwasserversorgung spielt im allgemeinen nur noch in den nördlichen Bundesländern eine Rolle (insgesamt ca. 250 000 Eigenversorgungsanlagen). Hier ist das Nitratproblem sukzessive in den nächsten

Jahren lösbar, wenn seitens der Wasserwirtschaft keine unsozialen Kostenregelungen durchzusetzen versucht werden (vgl. Teherani-Krönner 1989a).

Die in diesem Schlußkapitel aufgelisteten und begründeten Empfehlungen zeichnen sich zusammenfassend dadurch aus, daß sie vor allem

1. auf eine präventive Nitratpolitik setzen,
2. in dieser Hinsicht fortschrittliche, in der Politik verfolgte Nitratprogramme bestätigen,
3. mehr allgemeine Handlungsorientierungen als konkrete Handlungsempfehlungen für die Nitratpolitik darstellen und
4. Maßnahmen unterstreichen, die zwar trivial einleuchtend erscheinen und bereits praktiziert werden, aber eben unzureichend und unzulänglich.

Insofern dieses Buch zu einem besseren, mehrere Länder vergleichenden Verständnis der Strukturen und Dynamik von *politics* und *policy* um Nitrat beitragen will, gehen die Empfehlungen bereits über diesen Rahmen hinaus.

16. Literatur¹

- Aaranovitch, S. (1988): *The Nitrate Issue: A Case Study of London*. Ms. London
- 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
- Achtienribbe, G. (1990): *Die Umgestaltung der Wasserversorgung in den Niederlanden*. gwf-Wasser/Abwasser, 131, S. 281
- 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
- AID (Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1983): *Sachgerechte Stickstoffdüngung*. AID 17/1983. Bonn
- AID (1984): *Nitrat in Grundwasser und Nahrungspflanzen*. AID 136/1984. Bonn
- AID (1986): *Mineraldüngung gezielt*. AID 167/1986. Bonn
- Albrecht, U., Hummel, H. (1990): »Macht«. In: V. Rittberger (Hg.): *Theorien der internationalen Beziehungen*. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 21. Opladen, S. 90
- 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
- Andersen, M. S. (1991): *Green Taxes and Regulatory Reform. Dutch and Danish Experiences in Curbing with Surface Water Pollution*. WZB FS II 91-401. Berlin
- Anker, P., Schmitz, P. (1989): *Entwicklung der Agrarstruktur in der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2000*. *Berichte über Landwirtschaft*, 67, S. 220
- Arnold, H. (1981): *Ökologische Herausforderungen der Agrarpolitik*. Freiburg

1 Bei der aufgeführten, zumeist im Text zitierten Literatur ist zu beachten, daß ihre Auswahl in mehrfacher Hinsicht selektiv ist:

1. In bezug auf Nitratpolitik konzentriert sie sich auf die BRD betreffende Literatur, während für die Vergleichsländer nur wenige Quellen berücksichtigt wurden.
2. Sie referiert für verschiedene angesprochene Bereiche wie Landwirtschaft und Umwelt, Politikanalyse, Nitratproblem primär wesentliche Standardwerke, ohne jedoch Vollständigkeit anzustreben.
3. Die zu speziellen Fragen wie Stickstoffsteuer oder ordnungsgemäße Landwirtschaft zitierte Literatur ist vorwiegend repräsentativ-belegender Natur und ist sich ihres illustrativen Charakters bewußt.
4. Die für die deutsche Nitratpolitik relevanten Artikel in Fachzeitschriften und Dokumente wurden bis 1990 ausgewertet, aber hier nur selektiv aufgeführt.

- Arnold, H. (1983): Langfristige Entwicklungslinien der Landwirtschaft - Ökologische Begrenzungen und agrarpolitische Probleme. Berichte über Landwirtschaft, 61, S. 311
- Arnold, H. (1985): Ökologische Herausforderungen der Landwirtschaft. WSI-Mitteilungen, 12, S. 746
- ATV (Academy of the Technical Sciences) (1990): Vandmiljøplanens tilblivelse of ivaerk saettelse (Evolution and Implementation of the Aquatic Environment Action Program). Copenhagen
- Auerswald, K. et al. (1989): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer über diffuse Quellen. UBA-Studie
- 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
- Åxelrod, R. (1984): The Evolution of Cooperation. New York
- Bach, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Bodenkundliche Berichte 93. Göttingen
- Bachrach, P., Baratz, M. (1970): Power and Poverty. New York
- 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. (1988): The Nitrate Issue: A Case Study of the Anglian Water Authority. Ms. London
- Baldock, D. (1989): Implementation of the Drinking Water Directive: The Case of Nitrates. In: IPEE (Hg.): Eaux Nitrates. Paris
- Baldock, D. et al. (1990): Environmentally Sensitive Areas: Incrementalism or Reform? Journal of Rural Studies, 6, S. 143
- Baldock, D., Conder, D. (Hg.) (1985): Can the CAP Fit the Environment? London
- Bardach, E. (1979): The Implementation Game: What Happens After a Bill Becomes a Law. Cambridge, Mass.
- 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, S. 214
- 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
- Beck, U. (1986): Risikogesellschaft. Frankfurt a. M.
- Beck, U. (1988): Gegengifte. Frankfurt a. M.
- Beck, U. (1991): Die Frage nach der anderen Moderne. Ms. Berlin
- Bell, D. (1985): Die nachindustrielle Gesellschaft. Frankfurt a. M.

- Bennett, G. (1987): Environment and Agricultural Policy in the Netherlands. IIUG rep 87-17. Berlin
- Bergmann, E., Werry, S. (1989): Der Wasserpfennig - Konstruktion und Auswirkungen einer Wasserentnahmeabgabe. UBA-Berichte 5/89. Berlin
- BGA (Bundesgesundheitsamt) (1979): Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes zum Grenzwert für Nitrat nach der Trinkwasserverordnung. Bundesgesundheitsblatt, 22, S. 102
- BGA (1986): Nitrat im Trinkwasser. Ausnahmeregelung gemäß § 4 TrinkwV. Bundesgesundheitsblatt, 29, S. 192
- BGW (1990): Jahresbericht 1989. Bonn
- 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.
- Blumer, H. (1975): Zum Begriff sozialer Probleme. In: K. H. Hondrich (Hg.): Menschliche Bedürfnisse und soziale Steuerungen. Hamburg
- BMELF (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (Hg.) (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 (Hg.) (1987a): Nitratbelastungen des Grundwassers - Kurzfassung. Münster-Hiltrup
- BMELF (Hg.) (1987b): Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats. Handlungsalternativen der EG-Agrarmarktpolitik. Münster-Hiltrup
- BMELF (1990): Agrarbericht 1990. Bonn
- BMELF (1991): Agrarbericht 1991. 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
- BMU (Hg.) (1990a): Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag zur Vorbereitung der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (3. INK). Bonn
- BMU (1990b): Umweltpolitik. Umweltbericht 1990 des BMU. Bonn
- BMU/BMELF (1990): Maßnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer. Bonn
- Bogacki, W. (1986): Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers. Schlußbericht TH Aachen
- Bohne, E. (1981): Der informale Rechtsstaat. Berlin
- Bonus, H. (1986): Eine Lanze für den »Wasserpfennig«. Wider die Vulgärform des Verursacherprinzips. Wirtschaftsdienst, 66, S. 451
- 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 Nitratwaschung ins Grundwasser (Am Beispiel Naturlabor Buechberg): Diss. Kassel
- Bourdieu, P. (1982): Die feinen Unterschiede. Frankfurt a. M.
- 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
- Breuer, R. (1985): Umweltschutz und Landwirtschaft - Grundwasser und Wasserhaushalt. Wasser- und abfallrechtliche Grundfragen. Agrarrecht, 15, Beilage II, S. 2
- Breuer, R. (1987): Das Wasserhaushaltsgesetz nach der 5. Novelle. Natur + Recht, 9, S. 49
- Bruche, G. (1977): Elektrizitätsversorgung und Staatsfunktion. Frankfurt a. M.
- Bruckhaus, A., Berg, R. (1990): Anforderungen des Gewässerschutzes an eine ordnungsgemäße Landwirtschaft. UBA-Texte 19/90. Berlin
- 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., Ellwein, Th. (Hg.) (1980): Raumordnung und staatliche Steuerungsfähigkeit. Politische Vierteljahresschrift, 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
- Brundtland, G. H. et al. (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven
- BTDrs (Bundestagsdrucksache) 11/5179 (1989): Schutz des Lebensmittels Trinkwasser. Bonn
- Buchner, A., Sturm, H. (1985): Gezielter Düngen. Frankfurt a. M.
- Buckwell, A. E. et al. (1982): The Costs of the Common Agricultural Policy. London
- Buijsman, E. et al. (1987): Anthropogenic NH₃ Emissions in Europe. Atmospheric Environment, 21, S. 1009
- BUND (1984): Zur Lage der Landwirtschaft. Agrarpolitisches Grundsatzprogramm. 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

- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (1990): Situation der Trinkwasserversorgung (Zwischenbericht). Bern
- 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
- Coase, R. (1960): The Problem of Social Cost. Journal of Law and Economics, 3, S. 1
- Comly, H. H. (1945): Cyanosis in Infants caused by Nitrates in Well Water. J. Am. Med. Ass., 129, S. 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, S. 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 Farmworker: Segregation versus Integration. IIUG rep 87-1. Berlin; FOP 179. Brüssel
- Conrad, J. (1987b): Alternative Land Use Options in the European Community. Land Use Policy, 4, S. 229
- Conrad, J. (1987c): 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, S. 597
- Conrad, J. (1988a): Präventive Umweltpolitik im Agrarsektor. Optionen und Restriktionen. In: U. E. Simonis (Hg.): Präventive Umweltpolitik. Frankfurt a. M., S. 227
- Conrad, J. (1988b): Agrarumweltpolitik durch Politikentflechtung. In: U. E. Simonis (Hg.): Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt. Berlin, S. 227
- 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, S. 23
- Conrad, J. (1988e): Stickstoffdüngung und Nitratbelastung - rechtliche Regulierungen und rechtspolitische Schlussfolgerungen. In: J. Conrad (Hg.): Wassergefährdung durch die Landwirtschaft. Berlin, S. 46
- Conrad, J. (1988f): Rekonstruktion der Nitratkontroverse im Markgräflerland. In: J. Conrad (Hg.): Wassergefährdung durch die Landwirtschaft. Berlin
- Conrad, J. (1988g): Nitrate Debate and Nitrate Policy in FR Germany. Land Use Policy, 5, S. 207
- Conrad, J. (1989): Wie umweltbewußt ist die Agrarpolitik heute? In: B. Rottmann-Schwenkel (Hg.): Ökologischer Landbau. Eine Technologie-Option für die Zukunft! Barsinghäuser Berichte 15. Barsinghausen

- Conrad, J. (1990a): Nitratdiskussion und Nitratpolitik in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin
- Conrad, J. (1990b): Nitrate Pollution and Politics. Aldershot
- Conrad, J. (1990c): Interpretation of the German Nitrate Debate and Policy. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 13, S. 69
- Conrad, J. (1990d): Umweltprobleme der Landwirtschaft und Agrarpolitik - Agrarumweltpolitik und umweltverträgliche Landwirtschaft. In: U. Petschow, E. Schmidt (Hg.): Staatliche Wirtschaftspolitik als Umweltzerstörung. Berlin, S. 91
- Conrad, J. (1990e): Do Politics and Regulation Still Matter for Environmental Policy in Agriculture? EPU Working Paper EPU 90/6. Fiesole
- Conrad, J. (1990f): Technological Protest in West Germany: Signs of a Politicization of Production? Industrial Crisis Quarterly, 4, S. 175
- Conrad, J. (1991a): Options and Restrictions of Environmental Policy in Agriculture. Baden-Baden
- Conrad, J. (1991b): Selbstregulierung und Deregulierung in der Umweltpolitik - Das Beispiel Agrarpolitik. Jahresschrift für Rechtspolitologie 5. Regulative Umweltpolitik. Pfaffenweiler, S. 149
- Conrad, J. (1991c): The Role of Scientific Expertise and Controversy in the Agriculture-Environment-Debate. The Case of Nitrate Pollution. In: J. Theys et al. (Hg.): Les experts sont formels. Paris
- Conrad, J. (1992): Umweltprobleme der Landwirtschaft: Politik um Nitrat. Wiesbaden
- Conrad, J. (1993): Agro-Environmental Interpolicy Cooperation in West Germany. In: A. Knoepfel, A. Epiney (Hg.): Implementing Environmental Policies by Means of Interpolicy Cooperation (wird veröffentlicht)
- Conrad, J., Gitschel, M. (1988): Rechtliche Regulierung der Stickstoffdüngung. Nur ein Sturm im Wasserglas? Natur + Recht, 10, S. 23
- 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-Westphalia and Lower Saxony. Policy and Politics, 17, S. 241
- Conrad, J., Uka, W. (1987): Die Agrarsubventionen der Europäischen Gemeinschaft - Daten, Fakten, Trends. IUG rep 87-7. Berlin
- Czychowski, M. (1988): Reicht das gesetzliche Instrumentarium zum Schutz des Grundwassers?. In: IWS (Hg.): 1. Boden-/Grundwasser-Forum Berlin. Berlin
- Daele, W. van den (1991): Risiko-Kommunikation: Gentechnologie. In: H. Jungermann et al. (Hg.): Risikokontroversen. Berlin
- Daele, W. van den, Weingart, P. (1985): Resistenz und Rezeptivität der Wissenschaft - Zu den Entstehungsbedingungen neuer Disziplinen durch wissenschaftliche Steuerung. Zeitschrift für Soziologie, 4, S. 146
- Dahl, R. (1961): Who Governs? New Haven
- Dalberg-Larsen, J. (1991): Self-Regulation within Environmental Protection. The Case of Denmark, Jahresschrift für Rechtspolitologie 5. Regulative Umweltpolitik. Pfaffenweiler, S. 193
- Darimont, Th. (1983): Analyse und Bewertung von Nitrat im Trinkwasser. Berlin

- 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, S. 106
- DBV (Deutscher Bauernverband) (1984): Argumente. Tier-, Natur- und Umweltschutz im modernen Landbau. Bonn
- 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. (1986): Nutzungsbeschränkungen in Natur-, Landschafts- und Wasserschutzgebieten. Agrarrecht, 16, S. 97
- Dierkes, M. et al. (Hg.) (1987): Comparative Policy Research. Learning from Experience. Aldershot
- DIN (Deutsches Institut für Normung) (1973): DIN 2000. Leitsatz für die zentrale Trinkwasserversorgung
- DLG (1983): Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? DLG Band 177. 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.
- DocTer (Institute for Environmental Studies/Mailand) (1987): European Environmental Yearbook 1987. London: DocTer International
- DOE (Department of the Environment) (1986): Nitrate in Water. Pollution Paper No. 26. London
- DOE (1988): The Nitrate Issue. HMSO. London
- Doran, Ch. et al. (1974): Umweltschutz - Politik des peripheren Eingriffs. Darmstadt
- Downs, A. (1972): Up and down with ecology - the 'issue attention cycle'. The Public Interest, 28, S. 38
- Dubgaard, A. (1990): Danish Policy Measures to Control Agricultural Impacts on the Environment. Report. Copenhagen
- Dubgaard, A. (1991): The Danish Nitrate Policy in the 1980s. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport 59. Copenhagen
- Dubgaard, A., Nielsen, A. H. (Hg.) (1989): Economic Aspects of Environmental Regulations in Agriculture. Kiel
- DVGW (Hg.) (1984): Nitrat - Ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung? Frankfurt a. M.
- DVGW (Hg.) (1985): Zu hohe Nitratkonzentrationen im Trinkwasser. Frankfurt a. M.
- DVGW (Hg.) (1986): 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.
- Easton, E. (1967): A Systems Analysis of Political Life. New York

- Edelman, M. (1964): The Symbolic Uses of Politics. Urbana, Ill.
- Edelman, M. (1971): Politics as Symbolic Action. Chicago
- Eder, K. (1988): Die Vergesellschaftung der Natur. Frankfurt a. M.
- EDI (Eidgenöss. Departement des Innern) (1979): Nitrat im Trinkwasser. Lagebericht. Bern
- Efinger, M. et al. (1988): Internationale Regime in Ost-West-Beziehungen. Frankfurt a. M.
- 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 (1985b): Eine Zukunft der europäischen Landwirtschaft. KOM (85) 750 endg. Brüssel
- EG-Kommission (Hg.) (1985c): Nitrates in Water. Tagungsunterlagen. Ms. Brüssel
- EG-Kommission (1988a): Umwelt und Landwirtschaft. KOM (1988) 338 endg. 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 (1989): Die Lage der Landwirtschaft in der Gemeinschaft. Bericht 1988. Brüssel
- EG-Kommission (1990a): Die Lage der Landwirtschaft in der Gemeinschaft. Luxemburg
- EG-Kommission (1990b): Die Umweltpolitik in der Europäischen Gemeinschaft. Luxemburg
- 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. Barsig-hausen
- Enzensberger, H. M. (1973): Zur Kritik der politischen Ökologie. Kursbuch 33. Berlin
- Erz, W. (1983): Naturschutz und Landschaftspflege im Rückblick auf ein Vierteljahrhundert Deutscher Naturschutztage und heute. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege, 33, S. 9
- EUREAU (1987): Das Nitratproblem. Brüssel
- Fachverband Stickstoffindustrie (Hg.) (1987a): Düngungsratschläge für den Bauernhof. Frankfurt a. M.
- Fachverband Stickstoffindustrie (Hg.) (1987b): Stickstoffdüngung und Nitrateintrag ins Oberflächen- und Grundwasser. Frankfurt a. M.
- Feick, J., Jann, W. (1988): »Nations matter« - Vom Eklektizismus zur Integration in der vergleichenden Policy-Forschung. In: M. Schmidt (Hg.): Staatstätigkeit. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 19. Opladen, S. 196
- Feick, J., Jann, W. (1989): Comparative Policy Research - Eclecticism or Systematic Integration? MPIFG Discussion Paper 89/2. Köln
- 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., 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
- Flinspach, D. (1984): Gewässergütekontrolle und Rohwasseruntersuchung. gwf-Wasser/Abwasser, 125, S. 546
- Flinspach, D. (1985): Grundwasserbeschaffenheit und Trinkwasserversorgung (gegenwärtiger Stand und künftige Erfordernisse). In: AMK (Hg.): Wasser Berlin '85. Berlin
- Flinspach, D. (1989): Die Konfrontation der öffentlichen Wasserversorgung mit der Pestizidproblematik. gwf-Wasser/Abwasser, 130, S. 502
- Foster, S. et al. (1986): The Groundwater Nitrate Problem. British Geological Survey. Wallingford
- Frederichs, G. et al. (1983): Großtechnologien in der gesellschaftlichen Kontroverse. KfK 3342. Karlsruhe
- Freeman, G. P. (1985): National Styles and Policy Sectors: Explaining Structured Variation. Journal of Public Policy, 15, S. 467
- 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.
- 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
- Goldhammer, Th. (1987): Integrierter Pflanzenbau. Bestandsaufnahme und Vorschläge. Bonn
- Gosk, E. et al. (1990): Statue for grundvand og drikkevand i Danmark 1990 (Status of Groundwater and Drinking Water in Denmark 1990). Report 45. Denmark's Geological Survey, Ministry of the Environment. Copenhagen
- Grottian, P., Murswieck, A. (Hg.) (1974): Handlungsspielräume der Staatsadministration. Hamburg
- Gruppe Landwirtschaft (1988): Strategien zur Ermittlung der Nitratbelastung und das Festlegen von Maßnahmen zur Begrenzung des Nitratreintrages für die Landwirtschaft in Grundwasserschutzgebieten. Deutsche Bauernkorrespondenz Extra, Heft 10/88

- Günnemann, W. (1981): Agrarpolitik in der EG - Markt oder Lenkung? Opladen
- Habermas, J. (1973): Legitimationsprobleme im Spätkapitalismus. Frankfurt a. M.
- Habermas, J. (1985): Die Neue Unübersichtlichkeit. Frankfurt a. M.
- Haen, H. de (1982): Economic Aspects of Policies to Control Nitrate Contamination Resulting from Agricultural Production. *European Review of Agricultural Economics*, 9, S. 443
- Haen, H. de (1985a): Struktureller Wandel der Landwirtschaft aus ökonomischer und ökologischer Sicht. *Agrarwirtschaft*, 34, S. 1
- Haen, H. de (1985b): Interdependence of Prices, Production Intensity, and Environmental Damage from Agricultural Production. *Zeitschrift für Umweltpolitik*, 8, S. 199
- Haen, H. de, Isermeyer, F. (Hg.) (1990): Ländlicher Raum im Abseits? Kiel
- Hafenecker, P. (1989): 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.
- Haftendorn, H. (1990): Zur Theorie außenpolitischer Entscheidungsprozesse. In: V. Rittberger (Hg.): Theorien der internationalen Beziehungen. *Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 21*. Opladen, S. 401
- Hagedorn, K. (1989): Political Economics and Social Programmes for Resource Adjustment in EC-Agriculture. Kiel
- Hagedorn, K., Schmitt, G. (1985): Die politischen Gründe für eine wirtschaftspolitische Vorzugsbehandlung der Landwirtschaft. In: E. Boettcher et al. (Hg.): *Jahrbuch für neue politische Ökonomie 4*. Tübingen
- Hahn, J. (1989): Emissionsminimierung zum vorbeugenden Boden- und Grundwasserschutz. In: AMK (Hg.): *Wasser Berlin '89*. Berlin
- Haigh, N. (1986): EC Environmental Policy in Practice. Volume 1. Comparative Report: Water and Waste in Four Countries. A Study of the Implementation of the BEC Directives in France, Germany, Netherlands and United Kingdom. London
- Haigh, N. (1989): The Environmental Policy of the European Community and 1992. *International Environment Reporter*, 12, S. 617
- Halbherr, Ph., Müdespacher, A. (1984): Organisierte Interessen und Verteilungseffekte in der schweizerischen Agrarpolitik. Band I und II. Bern
- Hampicke, U. (1987): Ökologische Vorgaben für die Agrarökonomie. Umriss einer Landwirtschaft ohne Ausrottung von Arten. IIUG rep 87-10. Berlin
- Hampicke, U. (1990): Individuum, Neoklassik und Natur. Opladen
- Hancher, L., Moran, M. (1989): Introduction: Regulation and Deregulation. *European Journal of Political Research (Special Issue: Deregulation in Western Europe)*, 17, S. 129
- Hanf, K. (1989): Deregulation as Regulatory Reform: the Case of Environmental Policy in the Netherlands. *European Journal of Political Research*, 17, S. 193
- Hansmeyer, K. H., Ewringmann, D. (1988): *Der Wasserpfeffig*. Berlin
- Hartwich, H. (Hg.) (1985): *Policy-Forschung in der Bundesrepublik Deutschland*. Opladen
- Heereman, C. (1988): Ökologisierung der Agrarpolitik? *Deutsche Bauern-Korrespondenz*, 41, S. 407
- Heinze, R., Voelzkow, H. (1991): *Der Deutsche Bauernverband und das »Gemeinwohl«*. Ms. Bochum
- Heisenhuber, A. (Hg.) (1991): *Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Stuttgart: Ulmer

- 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., Langbehn, C. (Hg.) (1988): Wirtschaftliche und soziale Auswirkungen unterschiedlicher agrarpolitischer Konzepte. Münster-Hiltrup
- Henze, A., Nicklis, M. (1990): Ressourcenökonomie im Hinblick auf die Güter Agrarprodukte und Wasser. Zeitschrift für Umweltrecht, 13, S. 137
- Henze, A., Teuscher, M. (1990): Politische Ökonomie der Umweltpolitik. Agrarwirtschaft, 39, S. 3
- Henze, A., Zeddies, J. (1988a): Eine erste Analyse der Auswirkungen der Beschlüsse zur Reform der Agrarpolitik in der EG. Agrarwirtschaft, 37, S. 161
- Henze, A., Zeddies, J. (1988b): Bewertung von Flächenstillegungen. Münster-Hiltrup
- 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, S. 227
- Hillgartner, St., Bosk, Ch. (1988): The Rise and Fall of Social Problems: A Public Arenas Model. American Journal of Sociology, 94, S. 53
- 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, S. 342
- Hötzel, H. J. (1986): Umweltvorschriften für die Landwirtschaft. Stuttgart
- Hofstede, G. H. (1980): Culture's Consequences. International differences in work-related values. Beverly Hills
- Holtmeier, E.-L. (1984): Der Schutz des Grundwassers vor Nitratbelastungen. gwf-Wasser/Abwasser, 125, S. 483
- Holzner, J. (1987): Umweltpolitik und Landwirtschaft, Probleme und Lösungsansätze in den Niederlanden und in Großbritannien. Diss. München
- Huber, J. (1982): Die verlorene Unschuld der Ökologie. Frankfurt a. M.
- Hünemann, G. (1987): Nitratpolitik vor Ort: Trinkwasserbelastung im Raum Nortorf (Kreis Rendsburg-Eckernförde). IIUG rep 87-21. Berlin
- Hünemann, G. et al. (1987): Nitratforschung in der Bundesrepublik Deutschland in den 80er Jahren. IIUG rep 87-12. Berlin
- ICI (Imperial Chemical Industries) (1986): Nitrate and our Environment. London
- IPEE (Institut pour une Politique Européenne de l'Environnement) (Hg.) (1989): Eaux Nitrates. Paris
- Isermann, K. (1990): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stoffbilanz und Lösungsansätze zur Minderung. In: Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderung. KTBL-Schrift. Münster-Hiltrup
- IWS (Institut für wassergefährdende Stoffe) (Hg.) (1988): 1. Boden-/Grundwasser - Forum Berlin. Berlin
- Jänicke, M. (Hg.) (1978): Umweltpolitik. Opladen
- Jänicke, M. (1979): Wie das Industriesystem von seinen Mißständen profitiert. Opladen
- Jänicke, M. (1988): Ökologische Modernisierung. Optionen und Restriktionen präventiver Umweltpolitik. In: U.E. Simonis (Hg.): Präventive Umweltpolitik. Frankfurt a. M.
- Jänicke, M. (1990): Erfolgsbedingungen von Umweltpolitik im internationalen Vergleich. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, 13, S. 213

- Jänicke, M. et al. (Hg.) (1985): Wissen für die Umwelt. Berlin
- Jänicke, M., Mönch, H. (1988): Ökologischer und wirtschaftlicher Wandel im Industrieländervergleich. In: M. Schmidt (Hg.): Staatstätigkeit. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 19. Opladen, S. 389
- Jann, W. (1981): Kategorien der Policy-Forschung. Speyerer Arbeitshefte 37. Speyer
- Jann, W. (1983): Der Policy-Ansatz. Ein Überblick über Entwicklungen in der Bundesrepublik Deutschland und in den USA. Speyerer Arbeitshefte Nr. 45. Speyer
- Jarosch, J. (1990): Grundwasserschutzplanungen landwirtschaftlich genutzter Wassereinzugsgebiete. gwf-Wasser/Abwasser, 131, S. 603
- Jarre, J. (Hg.) (1982): Agrarproduktion und Umweltschutz. Loccumer Protokolle 3/82. Loccum
- Jarre, J. (Hg.) (1986): Auf der Suche nach einer tragfähigen Agrarpolitik. Loccumer Protokolle 7/86. Rehburg-Loccum
- 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
- Kampe, D. (1982): Agrarstrukturpolitik und Wassergewinnung. gwf-Wasser-Abwasser, 123, S. 30
- 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. (1989): Transaktionskosten privater Grundwassernutzungsrechte. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 12, S. 73
- Katzenstein, P. (1985): Small States in World Markets. Ithaca
- 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, S. 35
- Kaufmann, F. X., Rosewitz, B. (1983): Typisierung und Klassifikation politischer Maßnahmen. In: R. Mayntz (Hg.): Implementation politischer Programme II. Opladen
- 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
- Kempkens, W. (1989): Entschärfte Gülle. Wirtschaftswoche, 25, S. 178
- 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, S. 513
- Kimminich, O. (1989): Ausgleichszahlungen für Land- und Forstwirtschaft in Wasserschutzgebieten. Natur und Recht, 11, S. 2
- Kirchhof, P. (1987): Verfassungsfragen der Gewässerbenutzungsgebühr und der Freistellung von wasserrechtlichen Ausgleichsverpflichtungen. Gutachten. Heidelberg
- 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, S. 188
- Kitschelt, H. (1985b): Political Opportunity Structures and Political Protest: Anti-nuclear Movements for Democracy. British Journal of Political Science, 16, S. 57
- Kitschelt, H. (1986): Four Theories of Public Policy Making and Fast Breeder Reactor Development. International Organization, 40, S. 65
- Kitschelt, H. (1989): The Logics of Party Formation. Ithaca

- Kittel, W. (1990): EG-Agrarpolitik und der Schutz natürlicher Ressourcen. gwf-Wasser/Abwasser, 131, S. 589
- KIWA (1984): Nitraat en drinkwatervoorziening. Bericht, Utrecht
- Klassen, G. (1990): Emissions of Ammonia in Europe. IIASA WP-90-68. Laxenburg
- Klein, B. (1977): Der Wettbewerb in der Düngemittelindustrie der Bundesrepublik Deutschland. Berlin
- Kleinmeulman, M. (1989): Legislation to Restrict the Contamination of Groundwater and Surface Water with Nitrate in the Netherlands. In: IPEE (Hg.): Eaux Nitrates. Paris
- Kleinschmidt, N., Eimler, W.-M. (1984): Wer hat das Schwein zur Sau gemacht. München
- Kley, L. van de, Bennett, G. (1988): Nitrate Policy in the Netherlands. WZB FS II 88-306. Berlin
- Kling, A., Steinhauser, H. (1986): Möglichkeiten und Grenzen eines verringerten Einsatzes ertragssteigernder Betriebsmittel am Beispiel Stickstoff. Agrarwirtschaft, 35, S. 197
- Kluge, U. (1989): Vierzig Jahre Agrarpolitik in der BRD, Berichte über Landwirtschaft. Sonderheft 202. Hamburg/Berlin
- Knauer, N. (1989): Katalog zur Bewertung und Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. In: VDLUFA (Hg.): Kongreßband 1988 (Landwirtschaftliche Forschung). Frankfurt a. M.
- Knauer, N. et al. (Hg.) (1989): Ökologische Leistungen in der Landwirtschaft, DAF-Schriftenreihe 15. Bonn
- Knoepfel, P. (1989a): Rechtlich noch faßbar? Der dritte Weg ins Vollzugsfeld: Umsetzung landwirtschaftlicher Gewässerschutzprogramme durch Programmumbau und Strukturbildung. Kritische Vierteljahresschrift für Gesetzgebung und Rechtswissenschaft, 1, S. 73
- Knoepfel, P. (1989b): Wenn drei dasselbe tun . . . , ist es nicht dasselbe. In: H.-H. Hartwich (Hg.): Macht und Ohnmacht politischer Institutionen. 17. DVPW-Kongreß. Opladen, S. 177
- Knoepfel, P. (Hg.) (1990): Landwirtschaftliche ökologische Beratung - Ein Modell für die allgemeine Umweltberatung? Basel
- Knoepfel, P. (1991a): Ökologische Vernetzung versus rechtsstaatliche Handlungsmaximen - Möglichkeiten zur Überwindung eines gespannten Grundverhältnisses. Jahresschrift für Rechtspolitikologie 5. Regulative Umweltpolitik. Pfaffenweiler, S. 107
- Knoepfel, P. (1991b): Umweltpolitik zwischen Akzeptanz und Vollzugskrise. Cahiers de l'IDHEAP 70. Lausanne
- Knoepfel, P. et al. (1980): Analytical Framework and Research Guidelines for the National Research Teams. IIUG. Berlin
- Knoepfel, P. et al. (1987): Regulatory Change and Institutional Rearrangement: Building New Policy Arenas for Ecologization of Agriculture. Social Science Information, 26, S. 683
- 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
- Knoepfel, P., Zimmermann, W. (1988): Nitrat war kein Pfad. In: J. Conrad (Hg.): Wassergefährdung durch die Landwirtschaft. Berlin, S. 211
- Knoepfel, P., Zimmermann, W. (1988/1990): Gewässerschutz in der Landwirtschaft: Pilotstudie Kanton Bern. IDHEAP-Bericht. Lausanne

- Knoepfel, P., Zimmermann, W. (1990a): Vollzug von Gewässerschutz in der Landwirtschaft: Fallstudie Kanton Luzern. Bericht. Lausanne
- Knoepfel, P., Zimmermann, W. (1990b): Vollzug des Gewässerschutzes in der Landwirtschaft in vier Testgemeinden des Kantons Appenzell- Außerrhoden. Bericht. Lausanne
- Knoepfel, P., Zimmermann, W. (1991): Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Eine Evaluation des Vollzugs. Basel
- Köck, W. (1991): Der »Wasserpennig« und das Abgabenrecht. Umwelt- und Planungsrecht, 11, S. 7
- Köhne, M. (1989): Landwirtschaft und Wasserschutz - Strategien und Kompromisse. Agrarwirtschaft, 38, S. 201
- Kölsch, O., Dettmer, J. (1990): Agrarfabriken oder bäuerliche Wirtschaftsweise? Gesamthochschule Kassel, Schriftenreihe des Fachbereichs Stadtplanung/Landschaftsplanung, Band 16. Kassel
- König, K., Dose, N. (1989): Klassifizierungsansätze staatlicher Handlungsformen. Speyerer Forschungsberichte 83. Speyer
- Köster, W. et al. (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 bis 1986. Hameln
- Koester, U., Tangermann, S. (1976): Alternativen der Agrarpolitik. Münster-Hiltrup
- Koester, U., Terwitte, H. (1988): Durchbruch in der Agrarpolitik oder weiteres Politikversagen? Wirtschaftsdienst, 68, S. 130
- Kolkmann, J. (1991): Ausgleichszahlungen in Wassergewinnungsgebieten - Umsetzungsprobleme des § 19 Abs. 4 WHG in der Praxis. Umwelt- und Planungsrecht, 11, S. 1
- Koppen, I. (1988): The European Community's Environment Policy From the Summit in Paris, 1972 to the Single European Act, 1987. EUI Working Paper 88/328. Fiesole
- Krayl, E. et al. (1990): Einfluß der Risikoeinstellung von Landwirten auf Betriebseinkommen und Umweltgefährdung durch Stickstoffdüngung. Agrarwirtschaft, 39, S. 175
- 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
- Küppers, G. et al. (1978): Umweltforschung - die gesteuerte Wissenschaft? Frankfurt a. M.
- Ladeur, K.-H. (1987): Jenseits von Regulierung und Ökonomisierung der Umwelt: Bearbeitung von Ungewißheit durch (selbst-)organisierte Lernfähigkeit - eine Skizze. Zeitschrift für Umweltrecht, 10, S. 1
- Lahl, U., Zeschmar, B. (1984): Kein Wasser zum Trinken. Hamburg
- Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B. (1989): Grenzwerte für Pestizide im Trinkwasser. Wasserwirtschaft, 79, S. 221
- Larrue, C. (1986): Agriculture, Environnement et Santé en France. Ms. Lausanne
- Larrue, C. (Hg.) (1987): La Recherche dans le 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. (1988a): La Pollution des Eaux par les Nitrates: Comportements Agricoles et Politique Publique. Deux Études de Cas dans le Bassin Artois Picardie. L'OEIL-Bericht. Paris

- Larrue, C. (1988b): La Pollution des Eaux par les Nitrates: Comportements Agricoles et Politique Publique. Deux Études de Cas dans le Bassin Seine Normandie. L'OEIL-Bericht. Paris
- Larrue, C. (1988c): Agriculture, Environnement et Santé en Belgique. IDHEAP-Bericht. Lausanne
- Larrue, C. (1990): La Pollution des Eaux par les Nitrates d'Origine Agricole: Problèmes et Politiques Mises en Oeuvre en France. L'OEIL-Bericht. Paris
- Larrue, C., Knoepfel, P. (1988): La pollution par les nitrates: pratiques et politiques des paysans, des administrateurs et des producteurs d'engrais. L'OEIL-Bericht. Paris
- Larrue, C., Lewanski, R. (1989): Agriculture, Environnement et Santé en Italy. IDHEAP-Bericht. Lausanne
- Larson, A. (1980): Comparative Policy Analysis. Chicago
- Latten, R. (1987): »Ordnungsgemäße Landwirtschaft«: Begriffe klar differenzieren. Agra-Europe, 5, 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 (1987): LAWA-Grundwasserschutzprogramm. Berlin
- LAWA (1989): Wasserwirtschaftliche Randbedingungen für eine umweltverträgliche Landwirtschaft. Berlin
- LAWA (1990): Jahresbericht 1989. Wasser + Boden, 42, S. 397
- Leu, D. et al. (1986): Bericht über Nitrate im Trinkwasser. Standortbestimmung 1985. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 77, S. 227
- Lindblom, Ch. (1965): The Intelligence of Democracy. New York
- Lindblom, Ch. (1979): Still Muddling, not yet through. Public Administration Review, 39, S. 517
- Linde, R. (1988): Wasser als knappe Ressource. Überlegungen zur Diskussion um den Wasserpfennig. Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, 11, S. 65
- Lovins, A. (1977): Soft Energy Paths. Harmondsworth
- Lowi, T. (1972): Four Systems of Policy, Politics and Choice. Public Administration Review, 32, S. 298
- 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. (1986): Ökologische Kommunikation. Opladen
- Luhmann, N. (1989): Politische Steuerung: Ein Diskussionsbeitrag. Politische Vierteljahresschrift, 30, S. 4
- Luthe, H. O., Meulemann, H. (Hg.) (1988): Wertwandel - Faktum oder Fiktion. Frankfurt a. M.
- Maier-Rigaud, G. (1988): Umweltpolitik in der offenen Gesellschaft. Opladen
- Majone, G. (1989a): Evidence, Argument and Persuasion in the Policy Process. New Haven/London
- Majone, G. (1989b): Regulating Europe: Problems and Prospects. In: Th. Ellwein et al. (Hg.): Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft 3. Baden-Baden
- March, J. G., Simon, H. (1958): Organizations. New York
- Marx, K. (1972): Das Kapital, Band 1. MEW 23. Berlin

- Massing, P., Reichel, P. (Hg.) (1977): Interesse und Gesellschaft. München
- Matthews, A., Trede, K.-J. (1983): Agrarpolitik und Agrarsektor im Vereinigten Königreich. Kiel
- Maus, I. (1986): Perspektiven »reflexiven Rechts« im Kontext gegenwärtiger Deregulierungstendenzen. Kritische Justiz, 19, S. 390
- May, J. V., Wildavsky, A. B. (Hg.) (1978): The Policy Cycle. Beverly Hills/London
- 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. (1985): Die gesellschaftliche Dynamik als theoretische Herausforderung. In: B. Lutz (Hg.) Verhandlungen des 22. Deutschen Soziologentags. Frankfurt a. M., S. 27
- 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. (1991): Naturwissenschaftliche Modelle, soziologische Theorie und das Mikro-Makro-Problem. In: W. Zapf (Hg.): Die Modernisierung moderner Gesellschaften. Verhandlungen des 25. Deutschen Soziologentags. Frankfurt a. M.
- Mayntz, R. et al. (1978): Vollzugsprobleme der Umweltpolitik. Stuttgart
- Mayntz, R., Nedelmann, B. (1987): Eigendynamische soziale Prozesse. KZfSS, 39, S. 648
- McCarthy, K. J. (1985): Nitrogenous Fertilizers in the European Communities. Report. Brüssel
- Meadows, D. et al. (1972): Grenzen des Wachstums. Stuttgart
- Meinhold, K. et al. (1986): Möglichkeiten und Grenzen beim Anbau regenerativer Rohstoffe für Energieerzeugung und chemische Industrie. FAL. Braunschweig
- Meyer, H. von (1983): Wirkungslose Umweltpolitik - Umweltwirksame Agrarpolitik. Überlegungen zum Verhältnis beider Politiken in der Europäischen Gemeinschaft. Zeitschrift für Umweltpolitik, 6, S. 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 (1988): Elemente einer umwelt- und sozialverträglichen Reform der Agrarpolitik. In: U. E. Simonis (Hg.): Lernen von der Umwelt - Lernen für die Umwelt. Berlin
- Meyer-Abich, K. M. (1984): Wege zum Frieden mit der Natur. München
- Millendorfer, J. (1987): Für eine bäuerliche Landwirtschaft. Agrarische Rundschau, 3/4, S. 65
- Ministry of Agriculture (1991): Action Plan for a Sustainable Development in Agriculture. Copenhagen
- Ministry of Agriculture et al. (1988): French Policy in Combating the Pollution of Water by Nitrates. Paris
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (1985): Code of Good Agricultural Practice. London
- Ministry of Agriculture, Ministry of the Environment (1980): Activités Agricoles et Qualité des Eaux. Bericht. Paris
- Ministry of Health (1982): Teneur en Nitrates des Eaux Destinées à la Consommation Humaine. Promotion de la santé 1. Paris

- Ministry of the Environment (1987): Handlingsplan mod forureningen af det danske vand miljø med naeringssalte (Aquatic Environment Action Plan). Copenhagen
- Ministry of the Environment (1990): Redegørelse om vandmiljøplanen (Report about the Aquatic Environment Action Program). Copenhagen
- MLV (Ministerie van Landbouw en Visserij) (1989): Natuurbeleidsplan. Den Haag
- Müller, J. (1989): Ziele und Realisierung des Grundwasserschutzprogrammes in der Bundesrepublik Deutschland. In: AMK (Hg.): Wasser Berlin '89. Berlin
- MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft) (1989): Güllerbörse in Coesfeld (Umweltschutz und Landwirtschaft 7). Düsseldorf
- Murswiek, D. (1990): Rechtsfragen der Umsetzung des § 19 Abs. 4 WHG in den Ländern. Natur + Recht, 12, S. 289
- Mußnug, R. (1986): Das Recht des Landes Baden-Württemberg zur Erhebung eines »Wasserpfennigs« 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, S. 11
- Nahamowitz, P. (1985): »Reflexives Recht«: Das unmögliche Ideal eines post-interventionistischen Steuerungskonzepts. Zeitschrift für Rechtssoziologie, 6, S. 29
- 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.
- Naschold, F. (1971): Systemsteuerung. Einführung in die moderne politische Theorie, Teil II. Stuttgart
- Nash, J. F. (1950): The Bargaining Problem. Econometrica, 18, S. 155
- Nash, J. F. (1953): Two-Person Cooperative Games. Econometrica, 21, S. 128
- National Agency of Environmental Protection (Miljøstyrelsen) (1984): NPO-redegørelsen (Survey of Water Pollution by Nitrogen, Phosphorus and Organic Materials). Copenhagen
- Neville-Rolfe, E. (1984): The Politics of Agriculture in the European Community. London
- Nieder, H. (Hg.) (1985): Nitrat im Grundwasser. Weinheim
- Nöring, F. (1984): Wasserschutzgebiete. gwf-Wasser/Abwasser, 125, S. 169
- O'Hara, S. (1984): Externe Effekte der Stickstoffdüngung. Kiel
- Obermann, P. (1982): Hydrochemische-hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum deutschen gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 42. Bonn
- Obermann, P., Salzwedel, J. (1982): Die Grundwasserbelastung durch Nitrat aus Sicht der öffentlichen Wasserversorgung. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz. Schriftenreihe Band 46. Bonn
- OECD (1986): 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.
- Offe, C. (1989): Fessel und Bremse. Moralische und institutionelle Aspekte »intelligenter Selbstbeschränkung«. In: A. Honneth et al. (Hg.): Zwischenbetrachtungen: Im Prozeß der Aufklärung. Frankfurt a. M., S. 739

- 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, S. 3658
- Olson, M. (1965): *The Logic of Collective Action*. Cambridge, Mass.
- Otto, A. (1978): Fremdstoffbelastungen der Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland durch Land- und Forstwirtschaft. Münster-Hiltrup
- Park, J. R. (Hg.) (1989): *Environmental Management in Agriculture*. London/New York
- Parsons, T. (1969): *Politics and Social Structure*. New York
- Pedrol, R. (1980): Einführungsreferat. In: SVGW und AGHTM (Hg.): *Nitrate, Phosphate und Trinkwasserqualität*. Zürich
- Peinemann, B. (1975): Rechtsfragen im Zusammenhang mit §15 Abfallbeseitigungsgesetz. *Agrarrecht*, 5, S. 277
- Pethig, R. (1989): Trinkwasser und Gewässergüte - Ein Plädoyer für das Nutzerprinzip in der Wasserwirtschaft. *Zeitschrift für Umweltrecht*, 12, S. 211
- Petri, H. (1987): Nitrate und die Trinkwasserverordnung. In: K. Aurand et al. (Hg.): *Die Trinkwasserverordnung*. Berlin
- Pfaffenberger, W., Scheele, U. (1990): Kosten des Grundwasserschutzes: Eine empirische Analyse für die Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Umweltrecht*, 13, S. 157
- 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. (1989): Die Trends in der deutschen Wasserpolitik - Konsequenzen für die Wasserversorgungswirtschaft. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, 12, S. 43
- Pluge, W., Wetzel, U. (1990): Zur Begründung einer systematischen EG-Trinkwasser-Interessenpolitik. *gwf-Wasser/Abwasser*, 131, S. 680
- Poppinga, O. (Hg.) (1979): *Produktion und Lebensverhältnisse auf dem Land*. Leviathan Sonderheft, 2. Opladen
- 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
- Pressman, J. L., Wildavsky, A. B. (1973): *Implementation. How Great Expectations in Washington Are Dashed in Oakland*. Berkeley, Los Angeles
- Preusker, W. (1982): Wasser- und abfallrechtliche Beschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung von Grundstücken. *Zeitschrift für Wasserrecht*, 21, S. 261
- Preussmann, R. (Hg.) (1983): *Das Nitrosaminproblem*. DFG. Weinheim
- Preussmann, R. (1984): *Carcinogenic N-Nitroso Compounds and their Environmental Significants*. *Naturwissenschaften*, 71, S. 25

- Priebe, H. (1985): Die subventionierte Unvernunft. Berlin
- Priebe, H. (1990): Die subventionierte Naturzerstörung. Plädoyer für eine neue Agrarstruktur. Berlin
- Prittitz, V. (1990): Das Katastrophenparadox. Elemente einer Theorie der Umweltpolitik, Habilitationsschrift. Opladen
- Rappaport, A. et al. (1976): The 2 x 2 Game. Ann Arbor
- Rau, Th. (1990): Umwelteinstellungen und Umweltverhalten von Landwirten - Eine Betrachtung ausgewählter Aspekte. Berichte über Landwirtschaft, 68, S. 125
- Ravetz, J. (1971): Scientific Knowledge and its Social Problems. Oxford
- Reich, N. (1987): Förderung und Schutz diffuser Interessen durch die Europäischen Gemeinschaften. Baden-Baden
- Reichel, P. (Hg.) (1984): Politische Kulturen in Westeuropa. Frankfurt a. M.
- Richardson, J. (Hg.) (1982): Policy Styles in Western Europe. London
- Richardson, J., Watts, N. (1985): National Policy Styles and the Environment. IIUG dp 85-16. Berlin
- Rösen, P. (1983): Rechtliche Zulässigkeit der Bodenbehandlung mit stickstoffhaltigen Düngemitteln. Agrarrecht, 13, S. 141
- Rohmann, U. (1987): Untersuchungen zur Nitratsituation im Wassereinzugsgebiet des Wasserwerkes Hausen/FEW, DVGW-Forschungsstelle. Bericht. Karlsruhe
- 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. (1990): SchALVO - Instrument des Grundwasserschutzes? DVGW-Forschungsstelle. Karlsruhe
- Rohmann, U., Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser. Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. Karlsruhe
- Rohmann, U., Timmermann, F. (1990): Bericht zum Pilotprojekt »Grundwasserschonender Spargelanbau« und Überlegungen zu verschiedenen SchALVO-Inhalten. DVGW-Forschungsstelle. Karlsruhe
- Ronge, V. (1977): Horizontale Differenzierung in den Strukturen des Politikformulierungsprozesses. Diskussion theoretischer Ansätze. In: V. Brandes et al. (Hg.): Handbuch 5. Staat. Frankfurt a. M./Köln
- Ronge, V. (1978): Die Gesellschaft an den Grenzen der Natur. Bielefeld
- Roobeek, A. (1990a): The Technology Race. Amsterdam
- Roobeek, A. (1990b): The Technological Debacle. Futures, 22, S. 904
- 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. (1990): Campaigns, Skirmishes and Battles: Anti-Nuclear Movements in The USA, France and West Germany. Industrial Crisis Quarterly, 4, S. 193
- Rudolph, M. (1989): Ökonomische Analyse von Nutzungskonflikten zwischen Wassergewinnung und landwirtschaftlicher Produktion. Kiel
- Ruhr-Stickstoff AG (Hg.) (1983): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Münster-Hiltrup

- Sabatier, P. A. (1991): Toward Better Theories of the Policy Process. *Political Science & Politics*, 24, S. 147
- Salisbury, R. (1968): *The Analysis of Public Policy: A Search for Theories and Roles*. In: A. Ranney (Hg.): *Political Science and Public Policy*. Chicago
- Salzwedel, J. (1983): Rechtsfragen der Gewässerunreinigung durch Überdüngung. *Natur + Recht*, 5, S. 41
- Salzwedel, J. (1986): Rechtliche Aspekte der Erhebung einer Gewässerbenutzungsabgabe. Gutachten. Bonn
- Sander, H. et al. (1968): Untersuchungen über die Entstehung cancerogener Nitrosamine im Magen. *Hoppe-Seylers Z. physiol. Chem.*, 349, S. 1691
- Sander, H. P. (1985): Zur Fünften Wasserhaushaltsgesetz-Novelle. *Zeitschrift für Wasserrecht*, 24, S. 73
- Sattelmacher, P. G. (1962): Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 20*. Stuttgart
- Sauerbeck, D. (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrilkulturchemischer Sicht. Stuttgart
- 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. (1985): Die Politikverflechtungs-Fälle: Europäische Integration und deutscher Föderalismus im Vergleich. *Politische Vierteljahresschrift*, 26, S. 323
- Scharpf, F. W. (1987): Grenzen der institutionellen Reform. In: Th. Ellwein et al. (Hg.): *Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft* 1. Baden-Baden
- Scharpf, F. W. (1988): Verhandlungssysteme, Verteilungskonflikte und Pathologien der politischen Steuerung. In: M. Schmidt (Hg.): *Staatstätigkeit. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 19*. Opladen, S. 61
- Scharpf, F. W. (1989a): Politische Steuerung und politische Institutionen. *Politische Vierteljahresschrift*, 30, S. 10
- Scharpf, F. W. (1989b): Decision Rules, Decision Styles and Policy Choices. *Journal of Theoretical Politics*, 1, S. 149
- Scharpf, F. W., Schnabel, F. (1980): Steuerungsprobleme der Raumplanung. In: W. Bruder, Th. Ellwein (Hg.): *Raumordnung und staatliche Steuerungsfähigkeit. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 10*. Opladen
- Scharpf, H. C. et al. (1986): Das Nitratproblem - Wege zur Lösung. *Gemüse*, 3, S. 113
- Schauwecker, H. (1984): Struktur und Entwicklung der Wasserversorgungsunternehmen in der Bundesrepublik Deutschland. *gwf-Wasser/Abwasser*, 125, S. 280
- Scheele, M. (1987): Umweltpolitik in der Landwirtschaft. *Zeitschrift für Umweltrecht*, 10, S. 267
- Scheele, M., Isermeyer, F. (1988): Umweltleistungen und Vermeidungen von Umweltschäden im Bereich der Landwirtschaft aus ökonomischer, politischer und rechtlicher Sicht. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, 1, S. 183
- Scheele, M., Isermeyer, F. (1989): Umweltschutz und Landschaftspflege im Bereich der Landwirtschaft. Kostenwirksame Verpflichtung oder neue Einkommensquelle? *Berichte über Landwirtschaft*, 67, S. 86

- Scheele, M., Schmitt, G. (1986): Der »Wasserpfeffig«: Richtungsweisender Ansatz oder Don Quichoterie? *Wirtschaftsdienst*, 66, S. 570
- Scheele, M., Schmitt, G. (1989): Der Konflikt zwischen Landwirtschaft und Wasserschutz als Allokations- und Verteilungsproblem. Ein Diskussionsbeitrag. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, 12, S. 79
- Scheele, U. (1991): Privatisierung und Regulierung - Das Beispiel der britischen Wasserwirtschaft. Diskussionsbeitrag V-68-91. Universität Oldenburg. Oldenburg
- Schimank, U. (1985): Der mangelnde Akteurbezug systemtheoretischer Erklärungen gesellschaftlicher Differenzierung - Ein Diskussionsvorschlag. *ZfS*, 14, S. 421
- Schmidt, H. H., Schwarz, D. (1982): Erfahrungen im Vollzug der Trinkwasserverordnung aus der Sicht der Wasserwerke. *Forum Stadt-Hygiene*, 33, S. 91
- Schmidt, M. (Hg.) (1988): Staatstätigkeit. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 19. Opladen
- Schmitt, G. (1986): Agricultural Policy Decisions in the EC. *Food Policy*, 11, S. 334
- 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, V. (1988): Politiknetzwerke in der Chemikalienkontrolle. Berlin
- 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
- Schroder, H., Simonsen, J. F. (1985): *The Nitrogen Cycle of Danish Agriculture*. Ms. Kopenhagen
- Schulte, J. (1984): *Begrenzter Einsatz von Handelsdüngern und Pflanzenschutzmitteln*. Münster-Hiltrup
- 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
- Schur, G. (1990): *Umweltverhalten von Landwirten*. Frankfurt a. M.
- Schur, G., Albrecht, H. (1990): *Verminderung der Nitratbelastung über verändertes Düngeverhalten der Landwirte? Ansatzstellen und Möglichkeiten der Beratung*. Ms. Stuttgart
- 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. (1988): *Erkenntnisse aus Demonstrationsvorhaben in Baden-Württemberg*. In: J. Conrad (Hg.): *Wassergefährdung durch die Landwirtschaft*. Berlin, S. 179
- Schwille, F. (1953): *Chloride und Nitrate in den Grundwässern Rheinhessens und des Rheingaus*. *gwf-Wasser/Abwasser*, 94, S. 410
- Segerling, M., Posch, J. (1987): *Erfahrungen der Bundesländer mit der Trinkwasserverordnung*. In: K. Aurand et al. (Hg.): *Die Trinkwasserverordnung*. Berlin
- Selenka, F. (Hg.) (1982): *Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern*. DFG. Weinheim
- Senghaas, D. (Hg.) (1989): *Regionalkonflikte in der Dritten Welt*. Baden-Baden

- 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
- Shoard, M. (1980): The Theft of the Countryside. London
- Shuval, H. I., Gruener, N. (1972): Epidemiological and Toxicological Aspects of Nitrates and Nitrites in the Environment. American Journal of Public Health, 62, S. 1045
- Siebert, H. (1976): Analyse der Instrumente der Umweltpolitik. Göttingen
- Siedentopf, H., Ziller, J. (Hg.) (1988): Making European Policies Work. The Implementation of Community Legislation in the Member States. Volume I. Comparative Syntheses. London
- Sieferle, P. (1989): Die Krise der menschlichen Natur. Frankfurt a. M.
- Simonis, U. E. (Hg.) (1988): Präventive Umweltpolitik. Frankfurt a. M.
- 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 Landwirtschaft. Ms. Karlsruhe
- Souchu, P., Etchauchou, 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
- Spektrum der Wissenschaft (1989): Chaos und Fraktale. Heidelberg
- Spitzer, H., Köster, H. J. (1987): Umfang der Wasserschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, 28, S. 199
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Stuttgart
- SRU (1988): Umweltgutachten 1987. Stuttgart
- Stadelmann, F. (1981): Der Einfluß von Stickstoffmobilisierung, Nitrifikation und Düngung auf die Nitratauswaschung ins Grundwasser. In: Gottlieb-Duttweiler-Institut (Hg.): Nitrat in Gemüsebau und Landwirtschaft. Rüschiikon
- Stamer, H. (1989): Anmerkungen zum Problem der Stickstoffsteuer. Agrarwirtschaft, 38, S. 315
- 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
- Strasser, J., Traube, K. (1981): Die Zukunft des Fortschritts. Bonn
- Streeck, W. (1987): Vielfalt und Interdependenz. Überlegungen zur Rolle von intermediären Organisationen in sich ändernden Umwelten. Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie, 39, S. 471
- Streit, M. et al. (Hg.) (1989): Landwirtschaft und Umwelt: Wege aus der Krise. Baden-Baden

- 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, R. (1985): Die Politikstilanalyse. Zur Konkretisierung des Konzeptes der Politischen Kultur in der Policy-Analyse. In: H. (Hg.): Policy-Forschung in der Bundesrepublik Deutschland. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft. Opladen
- Tampe, K. (1988a): Ökonomische und ökologische Probleme der Stickstoffdüngung, unter besonderer Berücksichtigung der Nitratauswaschung ins Grundwasser. GhK Diskussionsschriften Nr. 33. Kassel
- Tampe, K. (1988b): Erfassung der Länderprogramme zum Arten- und Biotopschutz. Ms. Kassel
- Tangermann, S. (1984): European Agricultural Policy at the Crossroads. *Intereconomics*, 19, S. 10
- Taylor, M. (1989): Structure, Culture and Action in the Explanation of Social Change. *Politics & Society*, 17, S. 115
- 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 Wasserpolitik im Kreis Borken. Bericht. Berlin
- Teherani-Krönner, P. (1989c): Nitratpolitik vor Ort: Brunnenschließung in Minden-Lübbecke. Bericht. Berlin
- Terhart, K. (1986): Die Befolgung von Umweltschutzaufgaben als betriebswirtschaftliches Entscheidungsproblem. Berlin
- Teubner, G. (1982): Reflexives Recht. Entwicklungsmodelle des Rechts in vergleichender Perspektive. *Archiv für Rechts- und Sozialphilosophie*, 68, S. 13
- Teubner, G. (1989): Recht als autopoietisches System. Frankfurt a. M.
- Thiede, G. (1988): Landwirt im Jahr 2000. Frankfurt a. M.
- Thimm, C. et al. (1988): Landwirtschaft 2000 in der Bundesrepublik Deutschland. Fallingbostel
- Thoenes, P. (1985): Subventionsströme in der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland. IIUG rep 85-6. Berlin
- Timmermann, F. (1989): Baden-Württembergs Initiative für den Grundwasserschutz: »Wasserpfeffrig«, Bewirtschaftungsbeschränkungen und Ausgleichsleistungen für die Landwirtschaft. Ms. Karlsruhe
- Toussaint, E. (1989): Landwirtschaft und Trinkwasserqualität. Bonn
- Trede, K.-J., Filter, W. (1983): Agrarpolitik und Agrarsektor in der Bundesrepublik Deutschland. Kiel
- Treiber, W. (1983): Agrarpolitik und Agrarsektor in Frankreich. 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. Bericht. München, S. 293

- 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
- Turner, H. (1989): Geißel des Jahrhunderts. Berlin
- Turner, V. (1989): Das Ritual. Frankfurt a. M.
- UBA (Umweltbundesamt) (Hg.) (1988): Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung. UBA-Texte 6/88. Berlin
- UBA (Hg.) (1989): Daten zur Umwelt 1988/89. Berlin
- Uka, W. (1989): Nitratpolitik vor Ort: Eskalierende Grundwasserprobleme im Raum Heidelberg. Ms. Berlin
- 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
- Vaahtoranta, T. (1990): Atmospheric Pollution as a Global Policy Problem. Journal of Peace Research, 27, S. 169
- 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 Bonn. Darmstadt
- VDLUFA (Hg.) (1990): Ordnungsgemäße Landwirtschaft. Kongreßband 1989 Bayreuth. Darmstadt
- Vester, F. et al. (1989): Systemstudie Ökoland VIII: Argumentations- und Umsetzungshilfen für das Ökoland-Konzept. Arbeitsbericht, Universität der Bundeswehr München. Neubiberg
- 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, S. 620
- Vickermann, E. (1988): Nitratbelastung, Gemüseanbau und landwirtschaftliche Beratung. In: J. Conrad (Hg.): Wassergefährdung durch die Landwirtschaft. Berlin
- Viertel, B. (1990): Kolloquien. Düngebeschränkungen als Ausdruck ordnungsgemäßer landwirtschaftlicher Nutzung. Zeitschrift für Wasserrecht, 29, S. 382
- Viets, F. G. (1975): The Environmental Impact of Fertilizers. Critical Review in Environmental Control, 6, S. 423
- Vivier, R. du (1986): Rapport sur »Agriculture et Environnement«. EG-Parlament PE 101.184/déf. Brüssel
- Vogel, D. (1986): National Styles of Regulation. Ithaca/London

- Vogel, D., Kuhn, V. (1987): The Comparative Study of Environmental Policy: A Review of the Literature. In: M. Dierkes et al. (Hg.): Comparative Policy Research. Learning from Experience. Aldershot, S. 99
- Vogtmann, H. (Hg.) (1985): Ökologischer Landbau. Landwirtschaft mit Zukunft. Stuttgart
- VSGP, Marktkommission (1981): Schaffung eines Konsumenten-Informationsdienstes. Der Gemüsebau, 8, S. 21
- VSGP (1984): Grüner Hase: Grundsatzzerklärung des VSGP. Der Gemüsebau, 2, S. 5
- Wathern, P. (1988a): Agriculture and Surface Water Quality Problems in England and Wales. An Overview and Local Cases. Ms. Aberystwyth
- Wathern, P. (1988b): Nitrate and Drinking Water in the Yorkshire Water Authority Area. Ms. Aberystwyth
- 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
- Weidner, H. (1987): Clean Air Policy in Great Britain. Berlin
- Weidner, H. (1988): Bausteine einer präventiven Umweltpolitik. Anregungen aus Japan. In: U.E. Simonis (Hg.): Präventive Umweltpolitik. Frankfurt a. M.
- Weigert, P. et al. (1986): Nitrat und Nitrit in Lebensmitteln. ZEBS-Hefte 2/1986. Berlin
- 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 Urf, R. Zapf (Hg.): Landwirtschaft und Umwelt - Fragen und Antworten aus der Sicht der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues. Münster-Hiltrup
- Weizsäcker, E. U. von (1987): Elemente einer europäischen Einigung in der Agrar-Umweltpolitik. In: W. von Urf, H. von Meyer: Landwirtschaft, Umwelt und Ländlicher Raum. Baden-Baden
- 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. (1989): Zum Stand der Vermarktung von »Bio-Produkten« im Naturkostbereich. Agrarwirtschaft, 38, S. 263
- Wentingmann, U. (1988): Umweltkenntnisse und -bewußtsein bei Junglandwirten. BMELF-Schriftenreihe A 359. Münster-Hiltrup
- Wesselink, G. (1990): Wie die Holländer ihre Gülleprobleme lösen wollen. DLG-Mitteilungen, 105, S. 606
- Weyreuther, F. (1987): Der Nachteilsausgleich für Nutzungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten. Umwelt und Planungsrecht, 2, S. 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 (1986): Health Hazards from Nitrate in Drinking-Water. Kopenhagen
- Wiesenthal, H. (1987): Rational Choice. Ein Überblick über Grundlinien, Thieriefelder und neuere Themenakquisition eines sozialwissenschaftlichen Paradigmas. Zeitschrift für Soziologie, 16, S. 434
- Wiezorek, H. (1990): Grundwasserschutz durch gesteuerte Flächennutzung. gwf-Wasser/Abwasser, 131, S. 608
- Wildavsky, A. (1975): The Policy Cycle. The Policy of the Budgetary Process. Boston
- Windhoff-Héritier, A. (1987): Policy-Analyse. Frankfurt a. M.
- Windhorst, H.-W. (1989): Die Industrialisierung der Agrarwirtschaft. Frankfurt a. M.: Strothe
- Winter, G. (Hg.) (1984): Grenzwerte. Düsseldorf
- Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (1985): Europäische Landwirtschaft bis zum Ende des 20. Jahrhunderts. Münster-Hiltrup
- Wittler, Ch. et al. (1988): Grundwasser-Verunreinigung trotz ordnungsgemäßer Landwirtschaft. Wasserwirtschaft, 78, S. 76
- Wolff, J. (1989): Herkunft, Wege und Verbleib von Stickstoff in Oberflächengewässer. 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
- Wright, G. H. von (1974): Erklären und Verstehen. Frankfurt a. M.
- Wynne, B. (1982): Rationality and Ritual. Preston
- Zapf, W. (1991): Modernisierung und Modernisierungstheorien. In: W. Zapf (Hg.): Die Modernisierung moderner Gesellschaften. Verhandlungen des 25. Deutschen Soziologentags. Frankfurt a. M.
- Zeddies, J. et al. (1990): Analyse der Wettbewerbsfähigkeit bzw. Existenzgefährdung landwirtschaftlicher Betriebe in den Mitgliedsstaaten der EG in Vollendung des Binnenmarktes. In: BMELF (Hg.): Agrarpolitische Konsequenzen der Realisierung des EG-Binnenmarktes bis 1992. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim BMELF. Münster-Hiltrup
- Zeddies, J., Jarosch, J. (1989): Was kostet Rücksicht auf die Natur? DLG-Mitteilungen, 6, S. 303
- Zimmermann, K. (1985): »Präventive« Umweltpolitik und technologische Anpassung. IIUG dp 85-8. Berlin
- Zimmermann, K. et al. (1990): Ökologische Modernisierung der Produktion. Strukturen und Trends. Berlin
- Zürn, M. et al. (1990): Problemfelder und Situationsstrukturen in der Analyse internationaler Politik. Eine Brücke zwischen den Polen? In: V. Rittberger (Hg.): Theorien der internationalen Beziehungen. Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 21. Opladen, S. 151
- Zurek, E. C. (1980): Zwei Jahrzehnte öffentliche Ausgaben für die gemeinsame und nationale Agrarpolitik - Die vorprogrammierte Misere. Agra-Europe 37, Dokumentation