

Dirk Huchtemann

Effizienzgewinn durch Regionalisierung?

Abgrenzung homogener Politikaktionsräume in Flusseinzugsgebieten

Efficiency gain through regionalization?

Demarcation of homogeneous policy action areas in river catchment areas

Kurzfassung

Landwirtschaftlich bedingte diffuse Düngemittel- und Nährstoffeinträge stellen ein Hauptproblem der Bewirtschaftung von Oberflächengewässern dar. Eine Reduktion dieser Einträge kann nicht über technische Lösungen, sondern nur über eine Änderung der fachlichen Praxis der Landwirtschaft in einem Flusseinzugsgebiet erreicht werden. Eine solche Verhaltensänderung anzustoßen und zu unterstützen, sollte Ziel eines regional angepassten Flussgebietsmanagements sein.

Um die Kosten zu minimieren, die durch die Organisation eines solchen Flussgebietsmanagements verursacht würden, wird in dieser Arbeit ein methodischer Ansatz entwickelt, der die Kompetenzen zur politischen Einflussnahme effizient in einem Flusseinzugsgebiet verteilt. Effizienz bedeutet in diesem Zusammenhang, dass Maßnahmen zur Kontrolle diffuser Verschmutzung mit möglichst geringen Summen aus Transaktions- und Produktionskosten umgesetzt werden könnten.

Angewandt wird dieser methodische Ansatz auf das Einzugsgebiet der Ems. In diesem Gebiet werden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems homogene Gruppen benachbarter Gemeinden gebildet, in denen Maßnahmen zur Kontrolle bzw. Reduktion diffuser Nährstoffeinträge effizienter durchgeführt werden könnten, als dies innerhalb der Landkreise möglich ist, zu denen die Gemeinden bisher zusammengefasst werden.

Abstract

Diffuse deposits of fertilizers and nutrients caused by agriculture constitute a main problem for the maintenance of surface water bodies. A reduction of these deposits cannot be achieved by means of technical solutions, but only through a change in agricultural practice in a river catchment area. To stimulate and support such a change in behaviour should be the aim of a regionally adapted river area management.

In order to minimize the costs that would be caused by the organization of such a river area management, a methodical approach is developed in this work which distributes the competences for political influence efficiently in a river catchment area. Efficiency means in this context that measures for the control of diffuse pollution can be implemented with a possibly low sum of transaction and production costs.

This methodical approach is applied in the catchment area of the river Ems. In this area homogeneous groups of neighbouring municipalities are created with the aid of a geographic information system in which measures for the control or the reduction of diffuse nutrient deposits could be carried out more efficiently than is possible within the counties in which the municipalities are presently united.

1 Einleitung

Düngemittel- und Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer werden vor allem durch die Landwirtschaft verursacht. Der bei weitem größte Teil dieser Einträge erreicht die Gewässer über diffuse Eintragspfade. Da der Eintrag über eine Fläche verteilt erfolgt, können Gewässerverunreinigungen nicht oder nur sehr schwer auf einen Verursacher zurückgeführt werden. Die eindeutige Identifikation von Verursachern ist insbesondere in stark landwirtschaftlich geprägten Landesteilen schwierig, da hier eine Vielzahl potenzieller Emittenten vorhanden ist.

Die mengenmäßig dominierenden Stoffe sind in diesem Zusammenhang die Nährstoffe Nitrat und Phosphor, die zur Verbesserung des Wachstums der Nutzpflanzen oder durch Deponierung überschüssiger Güllemengen in natürlicher oder künstlicher Form auf die landwirtschaftliche Nutzfläche aufgebracht werden. In der Regel übersteigt die aufgebrachte Menge das Rückhalte- und Abbauvermögen der Pflanzen und des Bodens, so dass letztendlich ein Teil der Stoffe in die angrenzenden Oberflächengewässer gelangt. Hier bewirken die eingebrachten Nährstoffe ein verstärktes Wachstum von Algen, was über eine biologische Prozesskette zu einem Sauerstoffmangel und im Extremfall zum „Umkippen“ eines Gewässers führen kann. Dieser Prozess wird auch als Eutrophierung bezeichnet. Die auffälligsten Symptome sind verstärkte Geruchsentwicklung, Trübung des Gewässers sowie Schaumbildung. Die negative Wirkung diffuser Verschmutzung beschränkt sich dabei nicht nur auf kommerzielle und private Gewässernutzungen wie Fischerei und gewässerbezogene Freizeitaktivitäten, sondern wirkt in der Regel auch auf die öffentliche Wassergewinnung im gesamten stromabwärts gelegenen Bereich eines Oberflächengewässers. Darüber hinaus sind Wirkungen eines bestimmten Gewässerzustands auch bei Nichtnutzern eines Gewässers vorstellbar, die beispielsweise allein der Existenz eines sauberen Fließgewässers einen bestimmten Wert zuschreiben (Hecht/Werbeck 2006, S. 172).

Insgesamt verursachen diese negativen Effekte sowohl direkte als auch indirekte Kosten. Direkte Kosten, da sich die Wasseraufbereitung zur Trinkwassergewinnung durch zusätzliche Belastungen verteuert und indirekte Kosten, da die Möglichkeiten das Gewässer und seine Umgebung zu nutzen reduziert werden.

Die Dominanz der Landwirtschaft als Verursacher derartiger Gewässerverunreinigungen zeigt sich daran, dass im Zeitraum von 1993 bis 1997 durchschnittlich 94,1 bzw. 83,7 % der diffusen Nitrat- bzw. Phosphoreinträge aus landwirtschaftlichen Quellen stammten (BMU 2001, S. 7). Im Gegensatz zu Gewässerbelastungen, die

durch Punktquellen wie beispielsweise industrielle Direkteinleiter oder Klärwerke ohne die geeigneten Ausbaustufen verursacht werden, lassen sich diffuse Belastungen nur schwer kontrollieren und reduzieren.

Trotz in der Vergangenheit erzielter Reduktionserfolge in Bezug auf die gesamte eingeleitete Nitrat- und Phosphormenge erklärt dies, warum die Reduktion diffuser Stoffeinträge gemäß der besten verfügbaren Umweltp Praxis als ein Ziel der europäischen Wasserrahmenrichtlinie festgeschrieben wurde (Art. 10 EU-WRRL 2000). Weiterhin verlangt Artikel 3 dieser Richtlinie die Koordination wasserwirtschaftlicher Aktivitäten in den einzelnen Flussgebietseinheiten, die sich in Deutschland aus Ländern, Regierungsbezirken, Kreisen und Gemeinden bzw. Teilflächen dieser Verwaltungseinheiten zusammensetzen. Zwischen den einzelnen Verwaltungseinheiten ergeben sich durch die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie horizontale und vertikale Koordinationserfordernisse. Danach müssen über die Grenzen gleichartiger Verwaltungseinheiten bzw. zwischen den Verwaltungseinheiten verschiedener Hierarchieebenen Pläne zur Bewirtschaftung der jeweiligen Gewässer entwickelt, abgestimmt und umgesetzt werden. Ein solcher Prozess ist in der Regel mit nicht unerheblichem (Verwaltungs-)Aufwand verknüpft und selten effizient (Moss/Kujath 2001, S. 305).

Vor diesem Hintergrund wird vorliegend ein methodischer Ansatz vorgestellt, mit dem sich die Kompetenzen zur Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Kontrolle diffuser Nährstoffeinträge (oder anderer unerwünschter diffuser Stoffeinträge) effizient im Raum verteilen lassen. Kernpunkt des Vorschlags ist, dass außer durch eine flussgebietsweite Koordination wasserwirtschaftlicher Maßnahmen, wie sie in der WRRL vorgesehen ist, Effizienzgewinne durch die Zusammenarbeit von Gruppen gleichartiger Verwaltungseinheiten innerhalb von Flussgebietseinheiten erreicht werden können. Als „Bausteine“ dieser Gruppen dienen die Gemeinden, die die unterste Ebene der Verwaltungsgliederung darstellen. Die resultierenden Gruppen sollten sich dadurch auszeichnen, dass sie möglichst homogen sind, d.h. in ihnen ähnliche

- Präferenzen für einen bestimmten Gewässerzustand,
- Belastungstatbestände bzw. Eintragsraten von Schadstoffen und
- Grenzkosten der Vermeidung von bestimmten Gewässerbelastungen

anzutreffen sind. In Bezug auf das Problem diffuser Nährstoffeinträge lassen sich Präferenzen als „Zahlungsbereitschaft der betroffenen Bevölkerung für eine Reduktion diffuser Nährstoffeinträge“, Belastungstat-

bestände als „Niveau der diffusen Nährstoffeinträge“ und die Vermeidungsgrenzkosten als „Verringerung des Einkommens landwirtschaftlicher Betriebe in Abhängigkeit von bestimmten Politikmaßnahmen“ bestimmen. Da die Umsetzung gemeinsamer Maßnahmen nur in räumlich zusammenhängenden Regionen praktikabel ist, muss die räumliche Lage der Gemeinden zueinander ein weiterer Einflussfaktor auf die Gestalt der resultierenden Gruppen sein.

Zur Überprüfung des methodischen Ansatzes wird dieser vorliegend auf den deutschen Teil des Einzugsgebiets der Ems im Nordwesten Deutschlands angewendet. Für diese Flussgebietseinheit werden mit Hilfe einer Clusteranalyse und unter Einsatz eines Geographischen Informationssystems die angesprochenen Gruppen von Gemeinden bestimmt und bezüglich ihrer Homogenität mit den Gruppen verglichen, die durch übergeordnete Verwaltungseinheiten gebildet werden.

Im Rahmen dieser Arbeit konnten entgegen der ursprünglichen Planung jedoch nicht alle der theoretisch erforderlichen Variablen flächendeckend für das Einzugsgebiet der Ems dargestellt werden. So lagen zum Zeitpunkt ihrer Erstellung die Eintragsraten für Phosphor noch nicht vor. Auch eine in ausgewählten Gemeinden des Einzugsgebiets durchgeführte Befragung erbrachte keine regional unterschiedliche Zahlungsbereitschaft für einen bestimmten Gewässerzustand. Bevor jedoch detaillierter auf das Anwendungsbeispiel Ems eingegangen wird, erklärt der nächste Abschnitt die Regionalisierungsmethodik ausführlicher.

2 Methodik

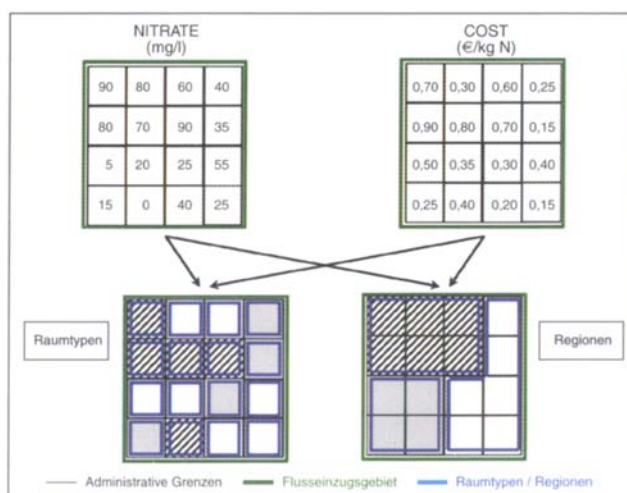
Wie oben dargelegt, basiert der Ansatz zur Erhöhung der Effizienz der Gewässerbewirtschaftung im Kern auf der Zusammenfassung gleichartiger Raumelemente – in diesem Fall den Gemeinden einer Flussgebietseinheit – zu räumlich zusammenhängenden Gruppen oder Regionen. Innerhalb dieser Regionen sollen jeweils einheitliche Maßnahmen zur Kontrolle diffuser Nährstoffeinträge geplant und umgesetzt werden. Wenn sich die Elemente einer Region hinsichtlich der Eintragsraten, der Vermeidungskosten und der Zahlungsbereitschaft zur Reduktion diffuser Einträge gleichen, können Skaleneffekte realisiert werden, da nicht für jede Raumeinheit eine eigene Strategie zur Reduktion diffuser Nährstoffeinträge entwickelt werden muss oder eventuelle Maßnahmen an die spezifische Situation vor Ort angepasst werden müssen. Daneben lassen sich Transaktionskosten vermeiden, die bei Verhandlungen über eine geeignete Reduktionsstrategie

zwischen weniger ähnlichen Gemeinden zwangsläufig eher auftreten würden.

Zur Bildung dieser Gruppen wird eine Clusteranalyse eingesetzt. Diese stellt ein statistisches Verfahren zur Klassifikation dar. Zentrales Element einer Clusteranalyse ist ein iterativer Prozess, bei dem einzelne Untersuchungselemente derart zu Gruppen zusammengefasst werden, dass die Homogenität innerhalb einer Gruppe und die Heterogenität zwischen den einzelnen Gruppen maximiert werden. Möglichkeiten zur Einflussnahme auf das Ergebnis der Clusteranalyse ergeben sich durch die Wahl eines geeigneten Distanzmaßes, eines Fusionsalgorithmus und einer erwünschten Zahl von resultierenden Regionen bzw. Clustern. Die für den in dieser Arbeit beschriebenen Fall notwendige Anpassung der Parameter der Clusteranalyse wird im nächsten Kapitel näher erläutert.

Da hier von der Prämisse ausgegangen wird, dass die gemeinsame Umsetzung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Nährstoffeinträge nur in benachbarten Gemeinden technisch machbar und ökonomisch sinnvoll ist, muss die relative räumliche Lage der Untersuchungseinheiten zueinander in der Clusteranalyse abgebildet werden. Abbildung 1 verdeutlicht den Unterschied zwischen einer Clusteranalyse mit und ohne Berücksichtigung der räumlichen Lage der Untersuchungseinheiten. Dargestellt sind in dieser von G. Urfei (1999) inspirierten Abbildung 16 Raumeinheiten, die jeweils durch ein kleines Quadrat symbolisiert werden. Für jede dieser Einheiten liegen, wie dies bei dem unten behandelten Beispiel der Fall ist, Werte für die Variablen NITRATE und COST vor. Diese werden durch die beiden oberen Quadrate symbolisiert.

Abbildung 1
Regionalisierung und Raumtypisierung



Bildet man auf Grundlage dieser Variablen mit Hilfe einer Clusteranalyse Gruppen ähnlicher räumlicher Einheiten, so ergeben sich die im unteren Teil der Abbildung dargestellten Ergebnisse. Bei einer Nichtberücksichtigung der räumlichen Lage erhält man die im linken Teil symbolisierten *Raumtypen*, deren Elemente nur zufällig bzw. nicht aufgrund der Berücksichtigung der relativen Lage zueinander gemeinsame Grenzen aufweisen. Führt man nun als zusätzliches Kriterium zur Gruppierung ähnlicher Elemente die relative räumliche Lage der Untersuchungseinheiten ein, so ergeben sich dagegen die unten rechts in Abbildung 1 dargestellten *Regionen*. Diese zeichnen sich dadurch aus, dass sie räumlich deutlich kompakter sind und alle Elemente von einer gemeinsamen Außengrenze umschlossen werden. Durch die Einbeziehung der räumlichen Lage als zusätzlicher Variablen in der Clusteranalyse geht jedoch in der Regel auch ein Verlust an Homogenität bezüglich der übrigen Variablen innerhalb eines Clusters einher.

Die räumliche Beziehung der Untersuchungseinheiten zueinander wird im Gegensatz beispielsweise zu D. Martin (2001), der eine Kontingenzmatrix zur Darstellung der räumlichen Lage von Untersuchungseinheiten empfiehlt, mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems bestimmt. Hierzu werden die geographischen Mittelpunkte oder Zentroide der Untersuchungseinheiten ermittelt und deren geographische Koordinaten in die Clusteranalyse eingebunden. Im iterativen Fusionierungsprozess der Clusteranalyse werden daraufhin vornehmlich die Gemeinden in einer Gruppe zusammengefasst, die ähnliche Koordinaten aufweisen. Mit großer Wahrscheinlichkeit sind dies räumlich benachbarte Gemeinden.

Der Vorteil dieser Methode liegt in einer Reduktion der Variablenanzahl, die zur Repräsentation der räumlichen Lage in der Clusteranalyse benötigt wird. Eine Konsequenz aus dieser Reduktion der Zahl von Eingangsvariablen ist, dass keine Notwendigkeit besteht, nur aufgrund der Berücksichtigung der räumlichen Lage (künstliche) Gewichtungsfaktoren für die Variablen einzusetzen, die die Untersuchungseinheiten hinsichtlich der eigentlichen Problemstellung beschreiben (NITRATE und COST). Da im vorliegenden Beispiel auch keine andere Notwendigkeit besteht, das Gewicht einer Variablen zu verändern, werden alle Variablen gleichgewichtet.

Der zweite Teil dieser Regionalisierungsmethodik besteht aus der Evaluation der aus der Clusteranalyse abgeleiteten regionalen Gliederungsvorschläge. Üblicherweise basiert eine solche Evaluation auf der Berechnung einer statistischen Maßzahl, die sich in diesem Fall als der Quotient aus der Varianz der Vari-

ablen J innerhalb eines Clusters G und der Varianz der Variablen J in der Grundgesamtheit bestimmt:

$$F := \frac{\text{Var}(J, G)}{\text{Var}(J)}.$$

Der Buchstabe F deutet darauf hin, dass die Wahrscheinlichkeitsverteilung dieser empirischen Test-Statistik die F-Verteilung ist. Im theoretischen Idealfall eines Clusters aus identischen Elementen wäre dieser F-Wert Null. Da zudem F-Werte über eins zwar möglich, aber nicht erstrebenswert sind, sollten alle Variablen in allen Clustern F-Werte zwischen 0 und 1 aufweisen. Ist dies der Fall, so spricht man nach Backhaus et al. (1994) von vollkommen homogenen Clustern.

Zur weitergehenden Interpretation der Ergebnisse wird eine weitere statistische Maßzahl herangezogen, die auf dem relativen Unterschied zwischen dem Mittelwert $\bar{X}(J, G)$ einer Variablen J innerhalb eines Clusters G und dem Mittelwert $\bar{X}(J)$ dieser Variablen in der Grundgesamtheit beruht:

$$T := \frac{\bar{X}(J, G) - \bar{X}(J)}{S(J)}.$$

$S(J)$ bezeichnet dabei die Standardabweichung der Variablen J in der Grundgesamtheit. Diese Test-Statistik, die an Students t-Verteilung angelehnt ist, ermöglicht Aussagen über die relative Abweichung eines Clusters G von dem Mittelwert der Grundgesamtheit. Je größer der Wert für T ist, umso stärker weicht die Ausprägung der Variablen J im Cluster G von der durchschnittlichen Ausprägung dieser Variablen in der Grundgesamtheit ab.

3 Anwendungsbeispiel Ems

Als Untersuchungsgebiet wurde das Flusseinzugsgebiets der Ems ausgewählt (Abb. 2). Der bei weitem größte Teil des eher dünn besiedelten Einzugsgebiets liegt im Nordwesten Deutschlands und umfasst Teilräume der beiden Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen. Der kleinere niederländische Teil des Einzugsgebiets konnte aufgrund der Datenlage bei dieser Untersuchung nicht berücksichtigt werden.

Insgesamt zeichnet sich das Einzugsgebiet der Ems durch verschiedene charakteristische Landschaftstypen mit unterschiedlichen hydrologischen, hydrogeologischen und sozioökonomischen Charakteristika aus. Größtenteils wird es aber von relativ unfruchtbaren, sandigen Böden geprägt, was mit zur Ausbildung einer intensiven, flächenunabhängigen Viehwirtschaft beigetragen hat. Der räumliche Schwerpunkt dieser Art von Landwirtschaft liegt dabei in den Landkreisen Cloppenburg und Vechta. Die Dominanz der Viehwirt-

schaft führt insbesondere hier zu einem hohen Aufkommen von organischem Dünger in Form von Gülle, die oft in übermäßigem Maße auf die landwirtschaftliche Nutzfläche ausgebracht wird. Ein beträchtlicher Anteil gelangt von dort als diffuse Einträge in die verschiedenen Oberflächengewässer des Einzugsgebiets, in dem 227 Gemeinden entweder vollständig oder mit Teilflächen liegen.

Abbildung 2
Einzugsgebiet der Ems im Nordwesten Deutschlands



Diese Gemeinden stellen die Untersuchungseinheiten dar, die in den folgenden Schritten zu räumlich zusammenhängenden Gruppen zusammengefasst werden. Diese Gruppen sollen bezüglich der Variablen COST und NITRATE homogener sein als die Landkreise, zu denen die Gemeinden momentan aggregiert werden. Entgegen der ursprünglichen Planung standen für jede der Gemeinden lediglich die durchschnittlichen Ausstragsraten von Nitrat aus diffusen Quellen (NITRATE) und die Vermeidungskosten der Landwirtschaft (COST) zur Verfügung. Diese Daten entstammen dem agrarökonomischen Prognosemodell RAUMIS (Gömann et al. 2003), wobei die Vermeidungskosten als eine Änderung der landwirtschaftlichen Nettowertschöpfung bei einer Limitierung der Viehbesatzdichte bestimmt wurden. Als Viehbesatzdichte wird allgemein die Zahl der Großvieheinheiten (GVE) pro Hektar innerbetrieblicher Futterfläche verstanden. In diesem Beispiel wird die Viehbesatzdichte auf eine Großvieheinheit pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche begrenzt. Um eine Übertragung dieser auf Regionshofebene vorliegenden Daten auf Gemeindeebene zu ermöglichen, wurden die jeweiligen Werte mit der Anzahl der im Sektor Landwirtschaft Beschäftigten eines Regionshofes im Modell RAUMIS gewichtet und daraufhin auf Basis der

Beschäftigtenzahlen der Gemeinden auf die einem Regionshof zugehörigen Gemeinden übertragen.

Wie oben beschrieben, müssen nun vor dem Start der Clusteranalyse ein Distanzmaß sowie ein Fusionierungsalgorithmus festgelegt werden.

Als Distanzmaß, mit dessen Hilfe die Ähnlichkeit bzw. vielmehr die Unähnlichkeit von jeweils zwei Gemeinden p und q bezüglich der Variablen COST, NITRATE, X und Y bestimmt wird, wurde in diesem Fall die quadrierte euklidische Distanz gewählt:

$$d_{pq} := \sum_{j=1}^N (X^p(j) - X^q(j))^2,$$

wobei $X^p(j)$ und $X^q(j)$ die konkreten Ausprägungen der Variablen j für die Gemeinden p und q kennzeichnen.

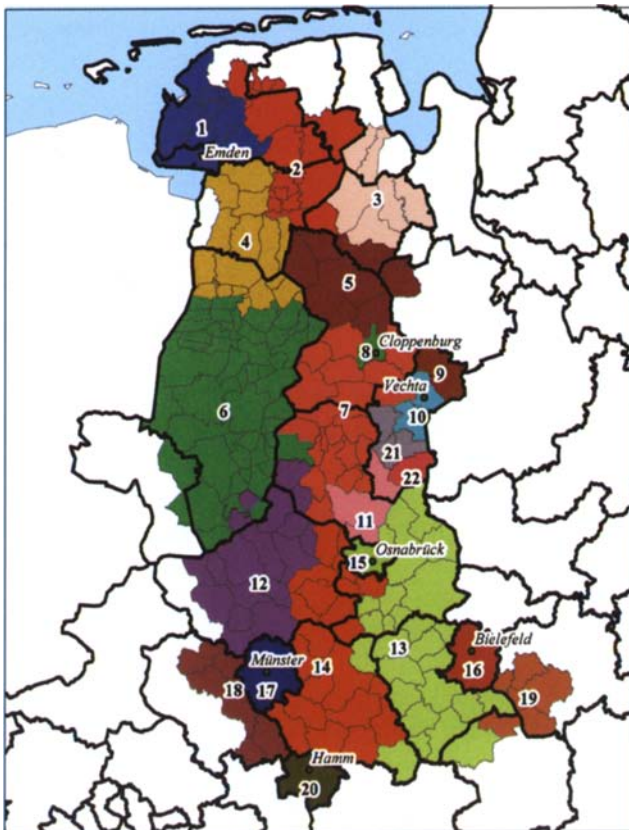
Um den Einfluss der jeweiligen Größenordnungen auf das Regionalisierungsergebnis zu minimieren, müssen die eingehenden Variablen standardisiert werden. Durch die Standardisierung weisen die transformierten Variablen einen Mittelwert von 0 und eine einheitliche Standardabweichung von 1 auf. Sind nun zwei Gemeinden vollkommen identisch oder zumindest sehr ähnlich, ergeben sich für die quadrierte euklidische Distanz Werte von Null oder knapp über dem Nullpunkt. Große Werte kennzeichnen somit Paare von Gemeinden, die sehr unterschiedlich sind. Als Ergebnis dieser Berechnungen erhält man eine symmetrische Matrix (227 x 227) für alle Paarungen von Gemeinden, die als Basis für den Clusteralgorithmus fungiert.

Abschließend ist die Entscheidung für einen Fusionierungsalgorithmus zu treffen, der die Untersuchungseinheiten in der Form kombiniert, dass die interne Homogenität und externe Heterogenität der gebildeten Cluster maximiert wird. In diesem Beispiel wurde zu diesem Zweck das Zentroid-Verfahren eingesetzt, nach dessen Anwendung sich eine Unterteilung des Untersuchungsgebiets in 22 Gruppen bzw. Cluster anbietet.

Wie in Abbildung 3 dargestellt, bestehen alle Gruppen ausschließlich aus räumlich benachbarten Gemeinden, die sich in ihren Außengrenzen größtenteils auch substantiell von den in Abbildung 3 durch schwarze Linien symbolisierten Kreisen unterscheiden. In einigen Fällen (beispielsweise Cluster 18) sind aber dennoch offensichtliche Ähnlichkeiten zur bestehenden administrativen Raumstruktur, also den Grenzen der Landkreise festzustellen. Die größtenteils zu attestierende Unterschiedlichkeit von Cluster- und Kreisgrenzen kann dahingehend interpretiert werden, dass sich die Homogenität im Bezug auf die Ausgangsvariablen durch eine Umgruppierung gemäß der hier vorgeschlagenen Methodik steigern lässt.

Die Anzahl der Gemeinden pro Cluster variiert zum Teil erheblich und reicht von sechs Clustern mit nur einem Element bis hin zu Cluster 6 mit 51 Gemeinden (vgl. Tab. 1). Offensichtlich unterscheiden sich die Cluster mit nur einem Element erheblich von den sie umgebenden Gemeinden. Einige von ihnen sind urbane Gebiete in einem ländlichen Umfeld, wie beispielsweise die Städte Osnabrück (Cluster 15) und Cloppenburg (Cluster 8). Diese heben sich zudem durch überdurchschnittlich hohe Vermeidungskosten von den umgebenden Gemeinden ab. Die Höhe der Vermeidungskosten in diesen Städten kann durch die oben dargestellte Einbeziehung der Anzahl des im Sektor Landwirtschaft beschäftigten Personen zur Übertragung der Vermeidungskosten auf die Gemeindeebene begründet werden.

Abbildung 3
22 Cluster als Ergebnis der Regionalisierung



Um darüber hinaus die Homogenität der resultierenden Cluster beurteilen und vergleichen zu können, müssen F- und T-Werte der Variablen COST und NITRATE für die 22 Cluster bestimmt werden. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Tabelle 1 dargestellt, wobei F-Werte nur für Cluster mit mindestens zwei Elementen angegeben werden können, da sich Varianzen definitionsgemäß nicht für Gruppen mit nur einem Element berechnen lassen. Auffällig an Tabelle 1 ist weiterhin,

Tabelle 1
Homogenität der Cluster im Ems-Einzugsgebiet

Cluster	Anzahl Gemeinden	F-Wert COST	T-Wert COST	F-Wert NITRATE	T-Wert NITRATE
1	12	0,009	-0,491	0,119	0,415
2	19	0,006	-0,426	0,285	-1,138
3	6	0,004	-0,245	0,239	-0,538
4	18	0,021	-0,297	0,422	1,235
5	7	0,832	0,808	0,733	1,066
6	51	0,036	-0,312	0,295	-0,897
7	22	0,298	0,078	0,172	-0,324
8	1	–	3,510	–	-0,495
9	2	0,001	2,214	0,005	1,139
10	2	0,440	7,285	0,032	0,699
11	3	0,795	0,886	0,222	0,987
12	18	0,062	-0,148	0,102	0,107
13	27	0,064	-0,149	0,179	0,231
14	21	0,040	-0,199	0,366	0,999
15	1	–	4,378	–	0,791
16	1	–	1,587	–	-0,764
17	1	–	1,341	–	0,222
18	6	0,003	-0,223	0,128	1,926
19	6	0,024	-0,245	0,662	-1,088
20	1	–	-0,413	–	-0,846
21	3	0,716	2,279	0,049	0,492
22	1	–	4,117	–	1,896

dass besonders die Cluster mit nur einem Element – also 8, 15, 16, 17 und 22 – vergleichsweise hohe T-Werte aufweisen.

Die F-Werte aller Cluster liegen unter dem kritischen Wert von 1, was bedeutet, dass das Regionalisierungsverfahren die Gemeinden ausschließlich zu vollkommen homogenen Clustern zusammengefasst hat. Im Gegensatz hierzu überschreiten die F-Werte für drei Landkreise der aktuellen administrativen Gliederung diesen kritischen Wert (Anlage I). Überraschenderweise ähnelt die bisherige administrativ-räumliche Struktur in Teilbereichen aber dennoch den Vorschlägen, die sich aus diesem Regionalisierungsverfahren ergeben.

4 Zusammenfassung und Fazit

Die Kompetenzverteilung im Bereich der Wasserwirtschaft orientiert sich in Deutschland – und zum Teil auch in anderen Staaten der Europäischen Union – an administrativen Grenzen, wie denen von Kreisen, Regierungsbezirken oder Bundesländern. Eine Koordination auf Ebene der natürlichen bzw. hydrologischen Grenzen von Flusseinzugsgebieten findet dagegen eher selten statt bzw. wird momentan im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie vorbereitet und

erprobt. Unkoordinierte Maßnahmen verschiedenster regionaler oder internationaler administrativer Einheiten mit Auswirkungen auf ein Flusseinzugsgebiet sind oft kontraproduktiv und führen nicht selten zur Umsetzung ineffizienter Maßnahmen(-kombinationen). Zur Vermeidung dieser Ineffizienzen empfiehlt sich die Verlagerung von Kompetenzen zur Planung und Umsetzung von Maßnahmen auf die Ebene von Flusseinzugsgebieten und innerhalb dieser Grenzen die Bildung von homogenen Gruppen benachbarter administrativer Einheiten. Innerhalb dieser Gruppen von Gemeinden können Maßnahmen mit geringeren Transaktionskosten geplant und umgesetzt werden, da diese sich hinsichtlich der für ein bestimmtes Umweltproblem relevanten Variablen stark ähneln. Bei der Einführung von und der Politikgestaltung innerhalb solcher Gruppen dürfen jedoch nicht die Wirkungen auf das gesamte jeweils betroffene Flusseinzugsgebiet und insbesondere die stromabwärts gelegenen Teile vernachlässigt werden. Der hier präsentierte Vorschlag soll deswegen auch keine Alternative zu einem einheitlichen Flussgebietsmanagement darstellen, sondern vielmehr als Ergänzung wahrgenommen werden. Er zeigt eine alternative Möglichkeit der Politikgestaltung und Kompetenzverteilung innerhalb von Flusseinzugsgebieten auf.

Eine solche Kompetenzverteilung basiert auf den Kernaussagen der Theorie des Umweltföderalismus, die sich mit der effizienten Zuteilung von Kompetenzen bei der Bearbeitung von umweltpolitischen Fragestellungen mit Raumbezug beschäftigt (u.a. Oates 2001). Kernelemente dieser Theorie sind das *Subsidiaritätsprinzip* und das *Prinzip fiskalischer Äquivalenz* (Breton 1965, Olson 1969 und Buchanan 1965). Das Subsidiaritätsprinzip stellt dabei einen grundlegenden politischen Leitsatz dar, nach dem die Kompetenzen zur Bearbeitung (umwelt-)politischer Fragestellungen auf die niedrigste mögliche Ebene verlagert werden sollten, die noch zur Erfüllung der damit verbundenen Aufgaben in der Lage ist. Zudem ist für eine effiziente Bereitstellung von Umweltgütern in einem föderalen System die Übereinstimmung von natürlichen Wirkungsräumen und politischen Handlungsräumen erforderlich. Ist diese Bedingung erfüllt, spricht man von „perfect mapping“ oder fiskalischer Äquivalenz.

Angelehnt an Olson (1969) lassen sich hieraus drei Kriterien ableiten, die den räumlichen Zuschnitt und den Zentralisierungsgrad administrativer Einheiten in Bezug auf die Bereitstellung öffentlicher Güter bestimmen sollten: (1) die Einheitlichkeit der Präferenzen der Bewohner dieser administrativen Einheit hinsichtlich des Niveaus der Bereitstellung eines öffentlichen Gutes, (2) ähnliche Kosten der Bereitstellung dieses

öffentlichen Gutes und (3) ähnliche relevante Rahmenbedingungen.

Bei der Anwendung des auf diesen theoretischen Überlegungen basierenden Regionalisierungsverfahrens auf ein konkretes Problem der Gewässerbewirtschaftung muss zusätzlich beachtet werden, dass die Gemeinden so zu Clustern zusammengefasst werden, dass räumliche zusammenhängende Gruppen entstehen. Ansonsten würden entfernungsabhängige Transaktionskosten, d.h. beispielsweise Kosten, die bei der gemeinsamen Umsetzung von Gewässerbewirtschaftungsmaßnahmen durch die Notwendigkeit der Überbrückung der Entfernung zwischen den zu einem Cluster zusammengefassten Raumeinheiten entstehen, eventuelle Effizienzgewinne überkompensieren. Der hier vorgestellte Regionalisierungsansatz trägt diesem Problem dadurch Rechnung, dass die Clusteranalyse mit einem Geographischen Informationssystem verknüpft wird, welches die relative räumliche Lage der Untersuchungseinheiten über die Ähnlichkeit der geographischen Koordinaten der jeweiligen Mittelpunkte abbildet.

Neben der räumlichen Lage werden in dem Regionalisierungsverfahren das Niveau diffuser Nitratreinträge und die Vermeidungskosten in Abhängigkeit eines bestimmten Vermeidungsszenarios berücksichtigt.

Die Ergebnisse für das Einzugsgebiet der Ems zeigen, dass der vorgestellte Regionalisierungsansatz in der Lage ist, zusammenhängende Regionen abzugrenzen, die bezüglich der eingehenden Variablen homogener sind als eine regionale Gliederung in der Ausgangssituation (Landkreise). Eine Umsetzung dieses Regionalisierungsvorschlags in die Praxis dürfte allerdings u.a. juristische Probleme hinsichtlich der länderübergreifenden Zusammenarbeit zwischen benachbarten Gemeinden eines Flusseinzugsgebiets verursachen und hängt in entscheidendem Maße vom politischen Willen zur Umsetzung eines effizienten Flussgebietsmanagements ab. Daneben würde die Einführung einer solchen zusätzlichen Verwaltungsebene zwangsläufig Kosten sowohl bei deren Einrichtung als auch bei laufenden Abstimmungen mit anderen Ebenen verursachen.

Dieser Beitrag wurde im Rahmen des Werner-Ernst-Wettbewerbs 2006 des Förderkreises für Raum- und Umweltforschung (FRU) zum Thema „Wasser als Element der Raumplanung“ mit dem 2. Preis ausgezeichnet (gemeinsam mit dem in RuR 2.2007 veröffentlichten Beitrag von Oliver Kaiser). Der Autor dankt Frau Michaela Bleuel (EEFA GmbH, Münster) und Dr. Manuel Frondel (RWI Essen) für ihre wertvolle Unterstützung.

Literatur

- Bacher, J.: Clusteranalyse: Anwendungsorientierte Einführung. – München 1994
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R.: Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung. – Berlin u. a. 1994
- Bahrenberg, G., Giese, E.; Nipper, J.: Statistische Methoden in der Geographie. Bd. 2: Multivariate Statistik. – Stuttgart 1992
- Breton, A.: A Theory of Government Grants. *Canadian Journ. of Economics and Political Science* 31 (1965), S. 175–187
- Buchanan, J.: An Economic Theory of the Clubs. *Economica* 34 (1965), S. 1–14
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – BMU (Hrsg.): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 3: Emissionen in die Oberflächengewässer und Meere. – Berlin 2001
- EU-WRRL – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Gömann, H.; Kreins, P.; Kunkel, R.; Wendland, E.: Koppelung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle. – Jülich 2003. = STE-Preprint 29/2003
- Hecht, D.; Werbeck, N.: Bewirtschaftung von Flussgebietseinheiten. Institutionenökonomische Betrachtungen ausgewählter Regeln der Wasserrahmenrichtlinie. – Marburg 2006
- Johnston, R.J.; Gregory, D.; Smith, D.M. (Hrsg.): *The Dictionary of Human Geography*. – 3rd Edition, Oxford 1997
- Klemmer, P.: Regionalpolitik und Umweltpolitik. Untersuchung der Interdependenzen zwischen Regionalpolitik und Umweltpolitik. – Hannover 1988. = ARL-Beiträge 106
- Martin, D.: Developing the Automated Zoning Procedures to Reconcile Incompatible Zoning Systems. In: *Proceedings of the 6th International Conference on GeoComputation 2001*, University of Queensland. – Brisbane 2001
- Moss, T.; Kujath, H.J.: Chancen und Grenzen des Institutionenwandels. In: *Nachhaltige Entwicklung in der Wasserwirtschaft: Konzepte, Planung und Entscheidungsfindung*. Hrsg.: Weigert, B.; Steinberg, C. – Berlin 2001. = *Wasserforschung* 7, S. 303–314
- Oates, W.E.: A Reconsideration of Environmental Federalism. In: *Recent Advances in Environmental Economics*. Hrsg.: List, J.A.; deZeeuw, A.J. – Cheltenham 2002
- Olson, M.: The Principle of “Fiscal Equivalence”: The Division of Responsibilities among Different Levels of Government. *American Economic Review* 59 (1969), S. 479–487
- URFEI, G.: Agrarumweltpolitik nach den Prinzipien der Ökonomischen Theorie des Föderalismus – Ein Regionalisierungsansatz zur territorialen Abgrenzung effizienter Politikaktionsräume. – Berlin 1999
- Vereinigung deutscher Gewässerschutz – VDG (Hrsg.): *Ökologische Bewertung von Fließgewässern*. – Bonn 2001. = VDG-Schriftenreihe, Bd. 64

Dirk Huchtemann
Probst-Bechte-Platz 16
52428 Jülich
Tel. 02461/709129
E-Mail: d.huchtemann@gmx.de

Anlage

F- und T-Werte der Kreise im Einzugsgebiet der Ems

Kreis-ID	Anzahl der Gemeinden	F-Wert COST	T-Wert COST	F-Wert NITRATE	T-Wert NITRATE
3402	1	–	-0,770	–	-0,160
3404	1	–	11,220	–	0,790
3451	6	0,001	-0,300	0,678	-0,290
3452	15	0,007	-0,480	0,598	0,060
3453	13	0,441	0,660	1,053	0,380
3454	60	0,055	-0,280	1,163	-0,450
3455	2	0,001	-0,340	0,017	-0,590
3456	2	0,001	-0,380	0,001	-0,740
3457	17	0,005	-0,340	0,983	-0,050
3458	1	–	-0,400	–	-0,080
3459	34	0,532	0,330	0,442	-0,040
3460	10	1,995	1,800	0,315	0,850
3462	5	0,001	-0,430	0,009	-1,800
5515	1	–	1,110	–	0,220
5558	6	0,014	-0,190	0,128	1,930
5566	20	0,011	-0,270	0,264	0,300
5570	13	0,002	-0,280	0,530	0,930
5711	1	–	1,320	–	-0,760
5754	13	0,021	-0,210	0,160	0,450
5766	5	0,010	-0,250	0,547	-1,280
5774	2	0,032	-0,230	0,021	-0,020
5915	1	–	-0,400	–	-0,850