

Genestete Analysen zu den Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Elbe-Einzugsgebiet

Alfred Becker, Horst Behrendt, Uwe Haberlandt

1 Genestete Analysen

Die genesteten Analysen bestehen im Grundsatz in Folgendem (Becker et al. 1995, Becker 1997):

In kleinen, messtechnisch gut erschlossenen Gebieten werden detaillierte Prozessstudien durchgeführt sowie prozessadäquate Methoden und Modelle entwickelt und validiert. Diese Methoden und Modelle oder die Untersuchungsergebnisse werden dann in größere Gebiete und Skalenbereiche übertragen, wobei Regionalisierungstechniken, Skalenbeziehungen u.ä. zur Anwendung gebracht werden (Braun et al. 1997, Becker und Braun 1999).

Die Arbeiten des PIK und IGB beziehen sich primär auf größere Einzugsgebiete (größer ca. 100 km²), d.h. auf die Meso- und Makroskala. Die Brücke zu den kleinskaligen Arbeiten, die primär von anderen Institutionen "getragen" werden (TUD, UFZ, ZALF und Partner, LfL), muss projektübergreifend erfolgen, wobei eine Phasenverschiebung zu bewältigen ist, da diese Arbeiten später begonnen wurden (ein Jahr oder mehr).

2 Großräumige Wasserhaushaltsanalysen und Abflusskomponenten-Berechnungen

Diese wurden primär mit ARC/EGMO durchgeführt, wobei sich folgende Eigenschaften des Systems und der in ihm eingesetzten Komponentenmodelle (Teilmodelle) erneut bewährt haben (Becker und Lahmer 1997, Klöcking et al. 1999):

- die Möglichkeit, unterschiedliche problem-, prozess- und informationsadäquate, d.h. auch sehr feine Flächenuntergliederungen vorzunehmen, wobei diese für die Beschreibung der vertikalen Prozesse einerseits und der lateralen Prozesse andererseits verschieden voneinander sein können,
- das lagegenaue Ausweisen von Flächen bestimmter Eigenschaften (Topographie, Landnutzung, Vegetation, Boden, Grundwasserflurabstand, etc.), die auch einer Landnutzungsänderung unterliegen können, sowie die Bestimmung von auf diese Flächen bezogenen Modellparametern unter Nutzung des Geographischen Informationssystems (GIS) ArcInfo,
- der Einsatz unterschiedlich detaillierter Teilprozessmodelle zur integrativen Modellierung hydrologischer Prozesse auf regionaler Ebene und in Flusseinzugsgebieten, wobei in der angewendeten Modellversion vorrangig vereinfachte, robuste Modelle mit physikalisch begründeten Parametern genutzt wurden.

Das Grundprinzip bei der hydrologischen Modellierung nach Abflusskomponenten mit ARC/EGMO, wie auch mit SWIM (Krysanova et al. 1998a), ist die Ausweisung von Flächen gleicher Prozessdominanz (Hydrotope, Hydrotopklassen). Dieses Herangehen gestattet eine physikalisch begründete Vereinfachung detaillierter dreidimensionaler Zustands- und Prozessbeschreibungen, reduziert damit den Umfang notwendiger Eingangsinformationen und erleichtert die Quantifizierung der raum- und zeitvarianten Gebietsreaktion.

Bei der Simulation der Konzentration der lateralen Abflüsse, speziell der unterirdischen, werden diese Hydrotopklassen entsprechend den Speisungsflächen („contributing areas“) der betrachteten Abflusskomponenten (Basisabfluss, Interflow von Hangflächen und Nassflächen usw.), d.h. bezogen auf die Raumdomäne für diese Prozesse, zusammengefasst. Bei großskaligen Modellanwendungen wie im Elbegebiet liegt allerdings ein Hauptproblem in der Schwierigkeit, die räumlichen Heterogenitäten in dieser Raumskala anhand der in unterschiedlicher Auflösung verfügbaren Basisdaten hinreichend genau abzubilden.

Folgende Ergebnisse der durchgeführten Berechnungen und Analysen seien hier kurz vorgestellt und kommentiert: Im Saalegebiet wurde die zunächst vorgenommene Klassifizierung in 6 Landnutzungsklassen erweitert auf zehn Klassen. Außerdem wurde die Exposition der einzelnen Flächen berücksichtigt, und eine veränderte Untergliederung der Gefälleklassen vorgenommen (0 – 1%, 1 – 4 %, 4 – 10%, 10 – 12%, 12 – 15%, > 15% Hangneigung). Die Elementarflächen wurden dann durch eine

Verschneidung der klassifizierten Landnutzungskarte, der Bodenkarte BÜK1000, der in sechs Stufen (0 – 0,5m, 0,5 – 1m, 1 – 2m, 2 – 5 m, 5 – 10m, >10m) klassifizierten Karte der Grundwasserflurabstände und der Gefälleklassenkarte gebildet. Diesen Flächen wurden jeweils die Mittelwerte der Geländehöhen, der Exposition und des Gefälles zugewiesen. Abb. 1 zeigt den Gesamtvergleich der berechneten und mittleren Jahresabflüsse für alle betrachteten Beispielgebiete. Diese Gebiete und die für sie abgeleiteten Simulationsergebnisse bildeten die Grundlage für die im Weiteren beschriebenen Regionalisierungsarbeiten.

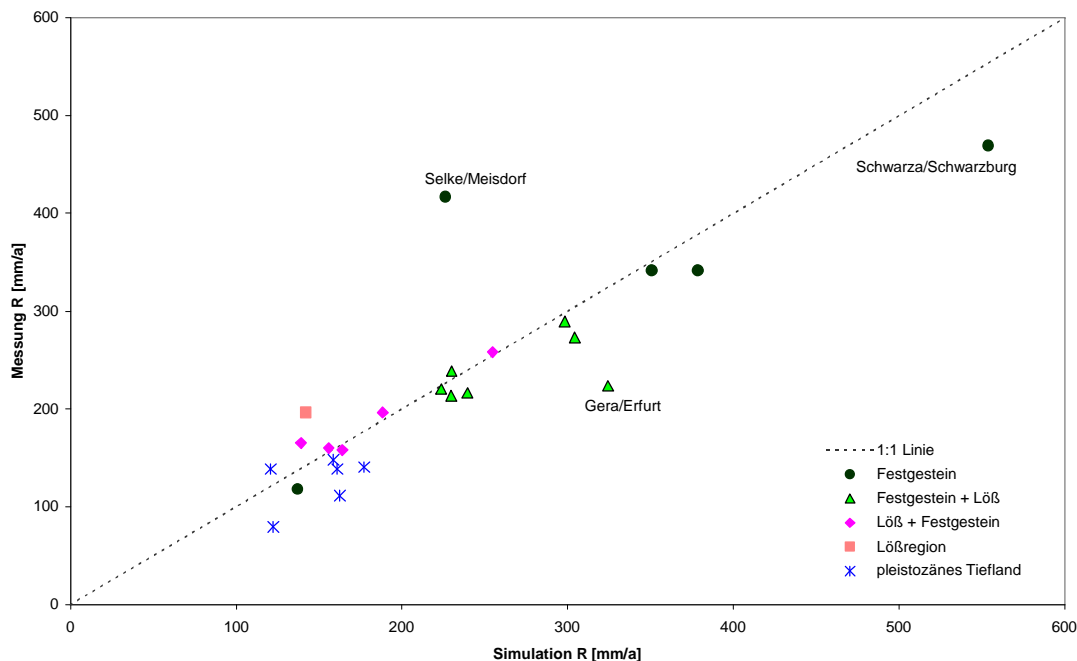


Abb. 1. Gegenüberstellung der simulierten und gemessenen Abflusspenden (langjährige Mittelwerte) der Validierungsgebiete

3 Gekoppelte dynamische Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen

Schwerpunkte dieser Untersuchungen, die mit dem Modell SWIM (Krysanova et al. 1998a) durchgeführt wurden, waren:

1. die integrierte Modellierung der hydrologischen Prozesse und des Stickstoffhaushaltes in ausgewählten Untersuchungsgebieten (Krysanova und Becker 1999; Krysanova et al. 1999a),
2. die Analyse der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die hydrologischen Prozesse in Brandenburg (Wechsung et al. 1999; Krysanova et al. 1999b) und
3. die Validierung des Erosionsmoduls in SWIM und Untersuchungen über die Beziehungen zwischen hydrologischen Prozessen und Sedimenttransport in Flussgebieten (Krysanova et al. 1998b und 1999c).

Die Arbeiten zu 1. betreffen die SWIM-Anwendungen in zwei sehr unterschiedlichen mesoskaligen Flussgebieten (Krysanova et al. 1999a): im Stepenitzgebiet bis zum Pegel Wolfshagen (575 km²) im pleistozänen Tieflandbereich (Land Brandenburg) und im Zschopaugebiet bis zum Pegel Lichtenwalde (1504 km²) im Mittelgebirge (Land Sachsen). Die Stickstoffflüsse im Boden wurden nacheinander für verschiedene Feldfrüchte und Düngepläne, wie sie für gewöhnlich in der Region Anwendung finden, analysiert. Dabei wurde ein 7-Jahres-Simulationszeitraum zu Grunde gelegt. Folgende Feldfrüchte wurden simuliert: Sommergerste, Wintergerste, Winterweizen, Silomais und Gras als Bodendecker für den Winter.

Speziell untersucht wurden die Unterschiede zwischen drei repräsentativen Böden im Stepenitz-Einzugsgebiet: dem Lehm-Sand-Boden 26 (Fahlerde, 53% der Fläche), dem Lehm Boden 19 (Parabraunerde, 12%) und dem Sandboden 17 (Gley-Podsol, 9%). Im Zschopau-Einzugsgebiet wurden vier repräsentative Böden analysiert: der Sandboden 57 (Podsolige Braunerde, 40% der Fläche), die Lehm-

böden 59 und 56 (beide Braunerde aus Löss, 37% und 16%) und der Sand–Lehm–Boden 55 (Braunerde, 7%).

Die Analyse der Unterschiede in den Stickstoffflüssen in verschiedenen Böden führt zu folgenden Schlussfolgerungen:

1. Die Stickstoffauswaschung findet in verschiedenen Böden unterschiedlich statt. Während in den Sandböden 17 und 57 Durchsickerung ins Grundwasser vorherrscht und in den Lehmböden 19, 56 und 59 hauptsächlich die seitliche Auswaschung mit den lateralen Abflüssen und deren Durchmischung auftritt, ist in den Böden 26 und 55, die einen dazwischenliegenden Bodentyp darstellen, eine Verteilung des Stickstoffflusses auf beide Abflussarten zu verzeichnen.
2. Stickstoffauswaschung mit direktem lateralen Abfluss kommt in den Böden des Stepenitz–Gebietes praktisch nicht vor (nur ein Ereignis in sieben Jahren in Bodentyp 19 bei einem FO–Düngeschema; vgl. 6.). Im Zschopau–Gebiet tritt dieses Ereignis auf den Lehmböden hingegen im gleichen Zeitraum mehrfach (zwischen ein– bis sieben Mal) auf (am häufigsten im Bodentyp 59) und es kann relativ große Stofffrachten befördern (bis zu 30–60 kg/ha an einem Tage).
3. Die Stickstoffresorption durch Feldfrüchte und folglich die Ernten sind auf den Sand–Lehmböden der Typen 19 und 26 im Stepenitz–Gebiet und auf 55 im Zschopau–Gebiet höher als auf anderen Böden.
4. Der Gesamtverbrauch an Stickstoff (Pflanzenaufnahme dividiert durch die Summe von Düngung und Mineralisierung) beträgt im Stepenitz–Gebiet 70–80% und im Zschopau–Gebiet 55–65%.
5. Die Mineralisierung ist in den Böden 19 und 59 am höchsten, was vor allem auf den höheren Wasserfaktor der Mineralisierung zurückzuführen ist.
6. Bei einmaliger Ausbringung des Stickstoffdüngers im Frühjahr (FO) ergibt sich eine höhere Stickstoffauswaschung. Es werden größere Gesamtdüngergaben nötig und das Verhältnis zwischen ausgebrachtem Stickstoff und Stickstoffresorption durch die Feldfrüchte steigt.

Insgesamt hat SWIM seine Eignung für detaillierte Analysen zum Stickstoffhaushalt unterschiedlich genutzter Böden und zu den Auswirkungen geänderter Landnutzungen unter Beweis gestellt. Das Gleiche gilt auch bezüglich der Erosions– und Sedimenttransportprozesse, wie durch spezielle Untersuchungen in dem datenmäßig besser belegten Bayrischen Glonngebiet (392 km²), aber auch im sächsischen Teil des Muldegebietes (6171 km²) gezeigt werden konnte.

4 Auswirkungen von Landnutzungsänderungen

Erste Szenarioanalysen mit geänderter Landnutzung wurden unter Nutzung von ARC/EGMO im Rahmen des Projektes „Wasser– und Stoffrückhalt im Tiefland des Elbeinzugsgebietes“ (WaStor) (Bork 1997) durchgeführt und werden dort auch vorgestellt. Hier soll lediglich das Gesamtergebnis herausgestellt werden, nach dem die ermittelten Änderungen in den langjährigen Mittelwerten der Wasserhaushaltsgrößen bei allen untersuchten, potenziell auch realisierbaren Änderungsszenarien der Landnutzung unter 8% liegen (Lahmer und Becker 1999, Lahmer et al. 1999). Größere Änderungen bis über 20% waren nur bei extremen, nicht realistischen Szenarien der Landnutzungsänderung nachweisbar, z.B. bei vollständiger Konversion der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Stepenitzgebiet (66,4% der Gebietsfläche) in Wald (Lahmer und Becker 1998).

Auch mit SWIM wurden verschiedene Szenarioanalysen durchgeführt (Wechsung et al., 1999; Krysanova et al. 1999b), und zwar für das Land Brandenburg. In den zurückliegenden 10 bis 20 Jahren hatte sich hier wie auch insgesamt in Westeuropa eine Tendenz zur Deintensivierung in der Landwirtschaft ergeben, die sich auch in Zukunft fortsetzen wird. Typisch war die zeitweise Stilllegung von Flächen innerhalb des Fruchtfolgezyklus. Diese betraf 10–20% der Anbauflächen in Brandenburg (zwischen 1994 und 1998). Die Auswirkungen dieser Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt und die Wasserressourcen waren zuerst zu untersuchen.

Dazu wurden neben dem Referenzszenario 1981–1991 drei Szenarien für zeitweilige, 1– bis 2–jährige Stilllegungen von landwirtschaftlichen Nutzflächen (Szenarien B und C) bzw. 3– bis 4–jährige Stilllegungen (Szenario D) unter Beachtung von drei Gruppen unterschiedlicher Bodentypen (arm = Sandböden = 38,5% der Fläche; mittel = lehmige Sande = 42,4%; reich = Lehm– und Lössböden = 19,1%) untersucht. Betrachtet wurden folgende, in Brandenburg am verbreitetsten angebaute Feldfrüchte: Winterweizen, Winter– und Sommergerste, Winterroggen, Silomais und Kartoffeln sowie die im Bezugszeitraum 1981 – 91 praktizierten Rotationszyklen. Die Änderungsszenarien waren:

- B) Auf allen Bodentypen wurde Mais im Mittel statt in 3 von 10 Jahren (wie bisher) nur in 2 Jahren angebaut, d.h. in einem von 10 Jahren wurde ein entsprechender Anteil der Anbaufläche stillgelegt.
Analog wurde mit Kartoffeln auf den armen und mittleren Böden verfahren, d.h. hier wurden keine Kartoffeln mehr angebaut.
- C) Hier wurde der Anteil der Anbauflächen für Winterroggen reduziert, und zwar erfolgte auf den armen Böden nur in 1 statt in 3 Jahren ein Anbau, auf den mittleren nur in 1 statt in 2 Jahren. Auf den guten Böden wurde eine Einstellung des Kartoffelanbaus angenommen.
- D) Hier wurde der Maisanbau auf allen Böden von 3 auf 2 Jahre reduziert. Außerdem wurden der Roggenanbau sowie auf den guten Böden der Anbau von Wintergerste völlig eingestellt. Dies entspricht Stilllegungen der entsprechenden Anbauflächen für 3 bis 4 Jahre (von 10 Jahren).

Bei den Szenario-Analysen wurde ein speziell entwickelter „stochastischer Fruchtverteilungsgenerator“ eingesetzt, der die Fruchtarten in jedem Jahr so über die Anbaufläche verteilt, dass die vorgegebenen Rotationszyklen im Mittel eingehalten wurden und die simulierte räumliche Verteilung der Erträge entsprechend den Bodenqualitäten den Erfahrungswerten entspricht. Bei diesen Szenariorechnungen ergaben sich für B und C geringe Abnahmen der Gebietsverdunstung um ca. 1.5%, bei D um 3.8% (entsprechend dem absinkenden Blattflächenindex LAI). Demgegenüber stiegen der Direktabfluss und die Grundwasserneubildung bei B und C um 2 bis 3% an, bei D um 6.4%.

Als eine weitere wichtige Landnutzungsänderung wurde die Herausnahme von Uferschutzstreifen von (a) 150 m, (b) 500 m Breite aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen und deren Umwandlung in Wiesenflächen in Betracht gezogen. Bekanntlich können solche begrünten „Pufferzonen“ bzw. Flusskorridore die Gewässer wirksam schützen vor Einträgen an gelöstem Stickstoff und Sedimenten (inklusive Phosphor, Pestizide und Schwermetalle in deren Begleitung). Die Ergebnisse der diesbezüglichen Szenarioanalysen besagen, dass sich die Gebietsverdunstung erhöht, und zwar gegenüber dem Referenzszenario bei 150 m breiten Uferstreifen um ca. 1.6 %, bei 500 m um 4.1% (infolge der durchgängigen hohen Verdunstung der feuchten Wiesenflächen). Dies hat Verringerungen des Direktabflusses um ca. 2.5% bzw. 6.9% und der Grundwasserneubildung um ca. 3.2% bzw. 7.7 % zur Folge.

Die Kombination der beiden zuvor erläuterten Grundszenarien für Landnutzungsänderungen führt zu einem Spektrum an Ergebnissen über die resultierenden Auswirkungen. Diese liegen jedoch für eine Breite der Uferstreifen von 150 m bei allen untersuchten Wasserhaushaltsgrößen unter 3%. Für 500 m wurden Erhöhungen der Gebietsverdunstung um 2.5 bis 3.6% berechnet sowie Verringerungen des Direktabflusses von 3.7 bis 5.9% und der Grundwasserneubildung von 5.3 bis 6.9%.

Insgesamt sind diese Ergebnisse plausibel, wenn auch nicht einfach zu interpretieren. Wünschenswert wäre die Einbeziehung der Ergebnisse der Regionalprojekte, speziell die aus dem Stör- und Rhingebiet (WASTOR), die jedoch erst 2000 zur Verfügung stehen werden.

Eine weitere ungeklärte Frage ist die nach den Veränderungen hydrologisch wichtiger Bodenparameter beim Übergang von konventioneller zu konservierender Bodenbearbeitung. Da das hierzu bewilligte Projekt der LfL erst vor kurzem angelaufen ist, wurden von Schmidt (1999) einige frühere Untersuchungsergebnisse zusammengestellt und für eine Voruntersuchung an uns übergeben.

Die Analyse dieser Daten zeigt, dass im Boden durch die konservierende Bodenbearbeitung mit Direktsaat deutliche biogene Aufweitungseffekte, wahrscheinlich durch Regenwürmer und Wurzeln unterhalb von ca. 25 cm Bodentiefe, nachweisbar sind. Dem gegenüber sind im Oberboden die Grobporenanteile um mehr als 10 % geringer als in den mit Pflug oder Flügelschargrubber bearbeiteten Böden. Erstaunlicherweise bleibt dies jedoch ohne Konsequenzen für die Infiltrationsleistungen des Bodens. Dies ist vermutlich dadurch erklärbar, dass bei den Böden mit konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat, wo die sich jährlich wiederholende Zerstörung der Bodenstruktur mit ihren Makroporen usw. unterbleibt, die für die Infiltration entscheidenden Versickerungssysteme erhalten bleiben. Dies wurde auch durch Beisecker (1994) und Frede et al. (1994) nachgewiesen.

Die Daten von Schmidt (1999) aus dem Jahr 1994 zeigen, dass unterhalb von 20 cm Bodentiefe bei konservierender Bodenbearbeitung deutlich größere gesättigte Wasserleitfähigkeiten auftreten, und zwar in

- 30–35 cm Bodentiefe: 228 cm/d (gegenüber 17 cm/d bei gepflügtem Boden),
- 50–55 cm “ : 488 “ (“ 153 “ “ “ “),
- 80–85 cm “ : 113 “ (“ 80 “ “ “ “).

Oberhalb 20 cm Bodentiefe wurden dem gegenüber annähernd gleiche bzw. leicht verringerte Werte festgestellt (176 gegenüber 266 cm/d). Insgesamt kann somit die von Schmidt (1999) bereits vertretene Auffassung bestätigt werden, dass konservierend bearbeitete Böden deutlich höhere Infiltrationsraten aufweisen und dementsprechend geringere oberirdische Direktabflüsse. Das heißt, den Makroporen kommt eine größere Bedeutung für die Infiltration zu als der Porengrößenverteilung, was mit den Untersuchungsergebnissen anderer übereinstimmt (z.B. Bronstert 1999).

5 Nährstoffeinträge im Elbegebiet

Die flussgebietsdifferenzierten Analysen über die Nährstoffeinträge im Elbegebiet und deren zeitliche Veränderung wurden mit dem Modell MONERIS (MOdeling of Nutrient Emissions in River Systems) durchgeführt (Behrendt et al. 1999a). Dieses Modell ermöglicht die Quantifizierung der Nährstoffeinträge über insgesamt acht verschiedene Eintragspfade (punktuelle Quellen: kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter; diffuse Quellen: Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, atmosphärische Deposition und urbane Flächen). Die Ergebnisse für das gesamte Einzugsgebiet der Elbe in Deutschland sowie die Saale und die Havel sind als Mittelwerte für die Zeiträume 1983–1987 und 1993–1997 in den Abb. 2 und 3 dargestellt.

Demnach lagen die Phosphoreinträge im Gesamten deutschen Teil des Flussgebietes der Elbe in der Mitte der Achtzigerjahre bei 18800 tP/a. Demgegenüber betrug die Summe der P-Einträge um das Jahr 1995 nur noch 7160 tP/a, was einer Verringerung um 62% (Saale: 63%; Havel 69%) entspricht. Diese Verringerung ist insbesondere auf die Reduzierung der punktuellen Einträge durch industrielle Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen zurückzuführen.

Während die Anteile dieser Eintragspfade an den gesamten P-Einträgen der Elbe in den vergangenen Jahren von 67 auf 36% abnahmen, erhöhte sich der Anteil der diffusen Einträge auf nunmehr 64%. Größter einzelner Eintragspfad sind aber auch noch in der Mitte der Neunzigerjahre die P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen. Nach den Einträgen aus kommunalen Kläranlagen sind die P-Belastungen infolge Erosion und von urbanen Flächen die nächst größten Eintragspfade. Die Anteile der diffusen Einträge an der gesamten P-Belastung der Elbe unterscheiden sich sehr stark. So liegt der Anteil der P-Einträge über Erosion im Havelgebiet bei nur 8% während dieser Pfad in der Saale mit 35% insgesamt der dominante Eintragspfad ist. Die ermittelte hohe Belastung von urbanen Flächen ergibt sich einerseits aus den Einträgen aus der Misch- und Trennkanalisation aber auch durch den noch hohen Anteil von Einwohnern, die nur an eine Kanalisation aber an keine Kläranlage (insbesondere in Sachsen und Thüringen) bzw. weder an Kanalisation noch an Kläranlagen angeschlossen sind. Im Vergleich der beiden

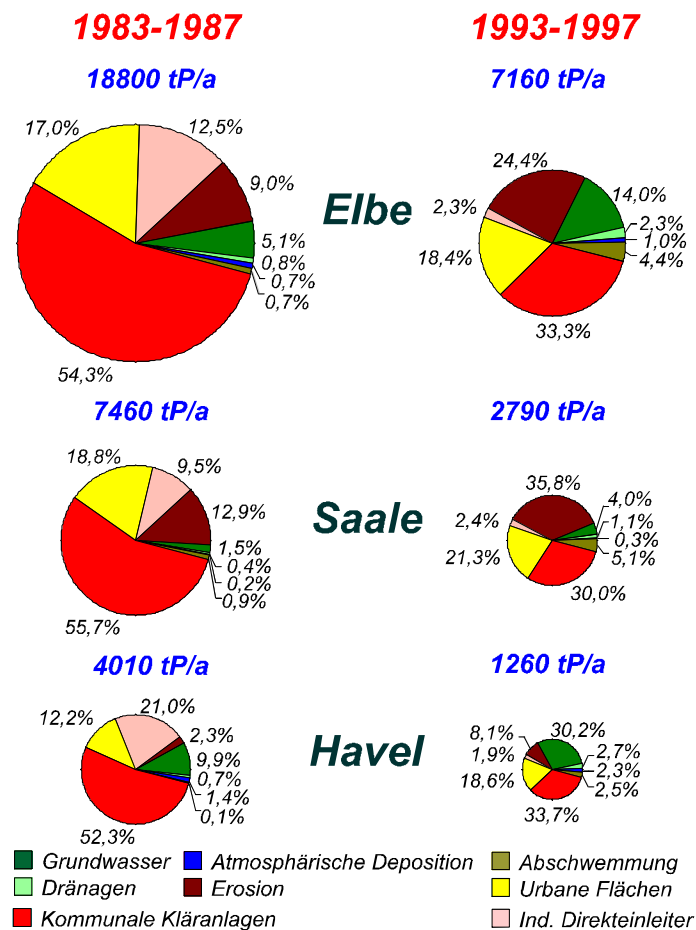


Abb. 2. Einträge von Phosphor in das deutsche Einzugsgebiet der Elbe oberhalb von Zollenspieker sowie Saale und Havel in den Zeiträumen 1983-1987 sowie 1993-1997

nahezu gleichgroßen Flussgebiete von Saale und Havel sind die P-Einträge in das Havelsystem sowohl flächen- als auch einwohnerspezifisch deutlich geringer als in der Saale.

Wie Abb. 3 zeigt, lag die Summe aller Stickstoffeinträge im deutschen Elbegebiet um das Jahr 1985 bei 219000 tN/a. Diese Einträge konnten bis zur Mitte der Neunzigerjahre auf 148000 tN/a bzw. um 32% gesenkt werden. Auch bezüglich Stickstoff ist diese Verringerung vor allem auf die Reduzierung der N-Einträge von industriellen Direkteinleitern und aus kommunalen Kläranlagen zurückzuführen.

Größter Eintragspfad sind bei Stickstoff mit 39% die Einträge über das Grundwasser, gefolgt von den Einträgen aus kommunalen Kläranlagen und Dränagen mit 22% bzw. 21%. Für die Einträge über das Grundwasser konnte nahezu keine Verringerung festgestellt werden, obwohl die Nährstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche insbesondere durch deutlich verminderte Tierbestände von durchschnittlich 100 auf 60 kgN/(ha·a) reduziert wurden. Ursache für dieses Verhalten sind nach Behrendt et al. (1999a), Wendland und Kunkel (1998) und Kunkel et al. (1999) die großen im Mittel ca. 30 Jahre umfassenden Aufenthaltszeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und im Grundwasser und hohe Abbauraten von Stickstoff insbesondere in der Übergangszone von aeroben zu anaeroben Bedingungen am bzw. im Grundwasser.

Auch für die Stickstoffeinträge kann man feststellen, dass die flächen- bzw. einwohnerspezifischen Einträge im Havelgebiet nur ca. halb so groß sind wie im Einzugsgebiet der Saale.

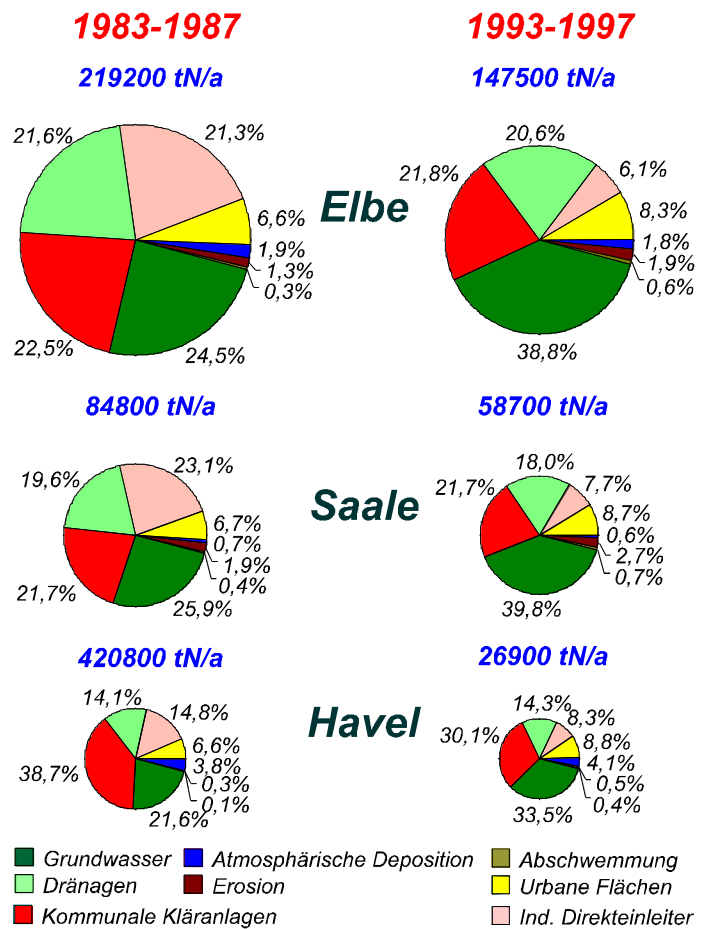


Abb. 3. Einträge von Stickstoff in das deutsche Einzugsgebiet der Elbe oberhalb von Zollenspieker sowie Saale und Havel in den Zeiträumen 1983-1987 sowie 1993-1997

6 Nährstoffsinken im Elbegebiet

Vergleicht man die mit dem Modell MONERIS bestimmten Nährstoffeinträge mit den in der Elbe realisierten Frachten, so zeigen sich in beiden untersuchten Zeiträumen große Differenzen von 56% bzw. 53% für Phosphor und 52% bzw. 50% für Stickstoff. Nach den Untersuchungen von Behrendt (1999) können diese Unterschiede nicht durch eine mögliche Unterschätzung bei der Frachtberechnung oder eine Überschätzung der quantifizierten Nährstoffeinträge verursacht sein. Vielmehr muss man davon ausgehen, dass diese Differenzen vorwiegend auf Stoffretentionen in den Oberflächengewässern des Flusssystemes der Havel zurückzuführen sind. Aus Untersuchungen der Differenzen von Nährstoffeinträgen und -frachten in ca. 100 Flussgebieten Europas konnte von Behrendt und Opitz (1999b) festgestellt werden, dass die Höhe der gewässerinternen Nährstoffretentionen wesentlich durch die Abflusspende bzw. die hydraulische Belastung in den Flusssystemen beeinflusst wird (siehe Abb. 4).

Dass diese großen Rückhalte und Verluste von Nährstoffen im Flusssystem der Elbe tatsächlich vorkommen, zeigen detailliertere Untersuchungen zur Stickstoffbilanz innerhalb des Berliner Gewässersystems (Behrendt und Opitz 1996, 1999a) sowie der Änderungen der Phosphorkonzentrationen und -frachten im Ober- und Mittellauf der Spree (Behrendt et al. 1999b). Für jedermann sichtbar, sind auch die in den kleinen Fließgewässern im Bereich von Quellaustritten auftretenden Verockerungen ein Beleg für den P-Rückhalt in dem Gewässersystem. Dort wird unter anaeroben Bedingungen im

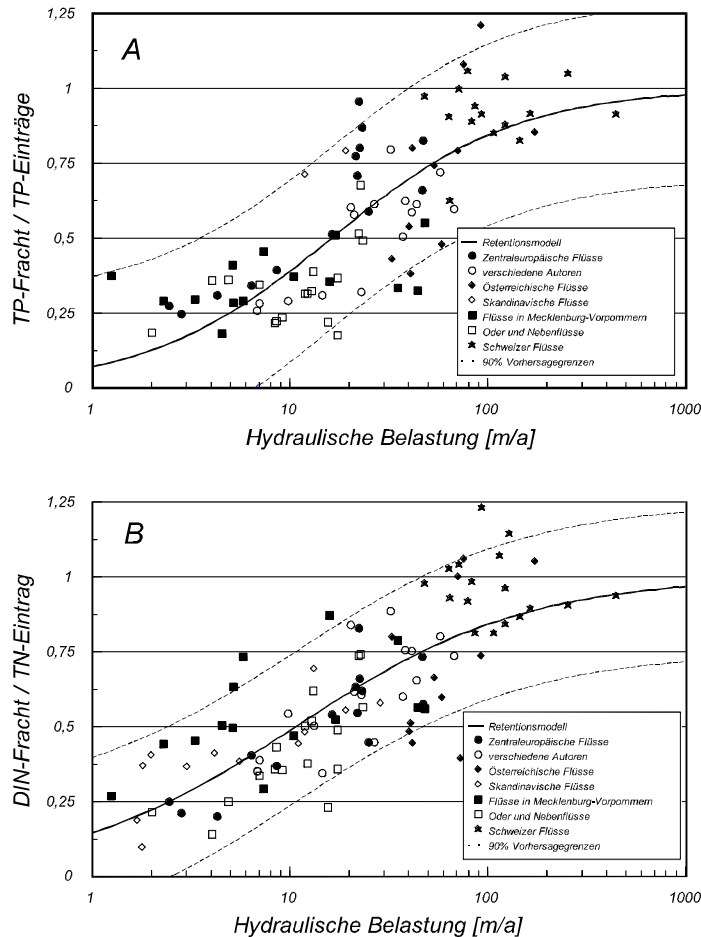


Abb. 4. Abhängigkeit der Stickstoff- und Phosphorrückhalte der von Flusssystemen von deren hydraulischer Belastung

So ergibt die Summe der Stickstofffrachten über die Zuflüsse und die Einleitungen der Berliner Kläranlagen eine Fracht in der Havel oh. Potsdam von 11550 tN/a. Diesem Betrag steht aber eine aus den gemessenen Konzentrationen berechenbare Fracht von nur 8650 tN/a für den Zeitraum 1992 bis 1994 gegenüber (Behrendt et al. 1997). Demzufolge werden ca. 25% der Stickstoffeinträge in das Berliner Gewässersystem bereits in diesem relativ kleinen Teil des Havelgebietes zurückgehalten bzw. gehen dem System durch Denitrifikation verloren. Diese Stickstoffretention setzt sich auch im Unterlauf der Havel fort (Eckert et al. 1999). Für den Elbestrom konnte Guhr (persönliche Mitteilungen) feststellen, dass ca. 13% der Stickstofffracht zurückgehalten werden.

Wendet man die Modellvorstellungen von Behrendt und Opitz (1999b) auf das Flusssystem der Elbe an, kann man für Phosphor einen Rückhalt von 61% der Einträge und für anorganisch gelösten Stickstoff einen Rückhalt von 52% ermitteln. Demnach müsste die P-Fracht der Elbe bei Schnackenburg bei 4600 tP/a und die DIN-Fracht bei 106000 tN/a liegen. Der Vergleich mit den aus den Messungen berechneten Frachten zeigt, dass die unter Berücksichtigung der Retention aus den Einträgen berechnete P-Fracht nur 12% geringer ist als die beobachtete Fracht. Für die DIN-Fracht ergibt sich sogar nur eine Abweichung von 7%. Für Teile des Flussgebietes der Elbe, z.B. die Havel, können diese Unterschiede jedoch deutlich größer ausfallen. Als Ursache für die Unterschiede zwischen berechneten und „gemessenen“ Nährstofffrachten müssen Spezifika des Flusssystems, wie die Verteilung der Wasserfläche im Einzugsgebiet, angesehen werden.

Grundwasser gelöstes Eisen und Phosphor beim Übergang in die Oberflächengewässer belüftet und in Partikel überführt und anschließend diese Fe- und P-haltigen Partikel zur Sedimentation gebracht. Das gleiche Phänomen tritt auch im Bereich der Spree oberhalb von Cottbus auf, wo eisenhaltige Sumpfungswässer sich mit dem P-haltigen Spreewasser zunächst vermischen und zur Partikelbildung führen. Dort, wo die gebildeten Partikel sedimentieren können, wie insbesondere in der Talsperre Spremberg, kommt es dann zu einer starken Verminderung der partikulären P-Konzentrationen (Behrendt et al. 1999b). Nach den Untersuchungen von Guhr (persönliche Mitteilung) werden allein im Hauptlauf der Elbe 10 bis 12% der Phosphorfracht zurückgehalten.

Für Stickstoff kann auf die sehr hohe Rückhaltefähigkeit des Flusssystems der Elbe und insbesondere der Havel sowohl aus den Fracht- und Einleitungsbilanzen im Berliner Gewässersystem als auch aus den Konzentrationsverläufen im Längsschnitt von Spree und Havel geschlossen werden (Klose 1995; Eckert et al. 1999; Köhler und Gelbrecht 1998).

Für Stickstoff kann man auf der Basis der Ergebnisse des Modells MONERIS für das gesamte Elbegebiet auch eine erste Gesamtbilanz über den Verbleib der in die terrestrischen und aquatischen Sphäre emittierten Stickstoffmengen erstellen. Von der Gesamtsumme der Stickstoffüberschüsse auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche, der Stickstoffdeposition auf die nichtlandwirtschaftlichen Flächen sowie der Emissionen von urbanen Flächen und Kläranlagen verbleibt ein Anteil von fast 66% bereits im terrestrischen Bereich bzw. wird dort abgebaut und wieder in die Atmosphäre zurückgeführt. Die Stickstoffretention innerhalb des Systems der Oberflächengewässer des Elbegebietes entspricht 18% der gesamten Emissionen bzw. 52% der Einträge in diese Gewässer, so dass lediglich ca. 16% der N-Belastungen der terrestrischen und aquatischen Ökosysteme das Elbegebiet über die Stickstofffracht bei Schnackenburg verlassen. In dem Rückhaltevermögen der Teilgebiete bestehen große Unterschiede. Insbesondere der im Festgesteinsbereich liegende Teil des Elbeeinzugsgebietes weicht von dem Verhalten der Teilgebiete des Tieflandes ab, indem man dort davon ausgehen muss, dass der Rückhalt in der terrestrischen Sphäre deutlich geringer ist. Diese Analyse zeigt, dass insbesondere der vergleichsweise geringe Anteil der Havel an der Stickstoffbelastung der Elbe durch ein sehr großes Rückhaltevermögen der Landschaft insgesamt verursacht wird. Relativ kleine Änderungen in diesem Rückhaltevermögen können bereits große Änderungen in der Stickstofffracht bewirken. Der Erhaltung und eventuellen Vergrößerung dieses Rückhaltevermögens muss demnach besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Von besonderer Bedeutung ist dabei eine Analyse hinsichtlich der Nachhaltigkeit dieses Rückhaltevermögens.

7 Konzept für ein Metamodell zur Ergebnisverallgemeinerung

Eine der wichtigsten Aufgaben des Projektes und der durchgeführten „genesteten Analysen“ ist die Ergebnisverallgemeinerung im Themenbereich „Landschaftswasser- und Stoffhaushalt“. Um die Vergleichbarkeit der Modellergebnisse zu Gewähr leisten, wurde zuerst ein einheitlicher Klimadatensatz für die Elbe im Rasterformat für alle Projektpartner bereitgestellt. Gleichzeitig wurde ein Konzept entwickelt, mit welchem auf Basis eines Metamodells die wesentlichen Ergebnisse aus den verschiedenen Projekten integriert und für die Gesamtelbe verallgemeinert werden können. Als erster Teilbeitrag zu diesem Metamodell und als eine Grundlage für die elbweite Nährstoffbilanzierung wurde die Problematik der großräumigen Regionalisierung von Abflusskomponenten behandelt. Im Folgenden wird zu jeder dieser drei Aufgaben eine kurze Zusammenfassung gegeben.

Mit dem Metamodell soll eine hinsichtlich Raum, Zeit und Prozess generalisierte gebietsweite Ermittlung der drei Indikatoren „Stickstoff-Austrag mit dem Sickerwasser“, „Stickstoff-Fracht“ und „mittlerer Abfluss“ im Elbegebiet in Abhängigkeit von Landnutzung, Bewirtschaftung und Klima Gewähr leisten werden. Dieses Modell soll eine Integration und Verallgemeinerung von Ergebnissen aus den beteiligten Teilprojekten auf Basis statistisch-wissensbasierter Ansätze realisieren. Die Abb. 5 veranschaulicht in Ergänzung zu den in Haberlandt et al. (1999) detailliert gemachten Ausführungen noch einmal die drei großen Verallgemeinerungsschwerpunkte, die mit dem Metamodell erreicht werden sollen.

Zur Verallgemeinerung des Stickstoffüberschusses (primär der landwirtschaftlichen N-Austräge) werden schlagbezogene Simulationsexperimente mit den am Verbund beteiligten Stickstoffmodellen für eine repräsentative Anzahl von Varianten (Kombinationen aus: Böden, Klima, Fruchtfolge, Bewirtschaftung, etc.) durchgeführt. Basierend auf diesen Ergebnissen (N-Austragsdatenbank) und Informationen über andere N-Quellen werden im Metamodell mit Hilfe eines Regelsystems o.ä. die N-Austräge elbweit auf Hydrotopbasis simuliert. Die gesamten N-Überschüsse werden im Weiteren teilgebietsbezogen den Hauptabflusskomponenten (Oberfläche, Drainage, Interflow, GW u.a.) zugeordnet. Für jede der Komponenten werden unter Mithilfe aller Projektpartner spezifische Retentionsfunktionen entwickelt, die eine generalisierte teilgebietsbezogene Beschreibung von Abbau und Transport Gewähr leisten. Die Wasserhaushaltskomponente im Metamodell dient hauptsächlich als treibende Kraft für die Quantifizierung der Nährstoffflüsse. Das gesamte System soll schließlich in der Lage sein, jahresweise Szenariorechnungen für die Gesamtelbe für beliebig lange Zeiträume zu ermöglichen.

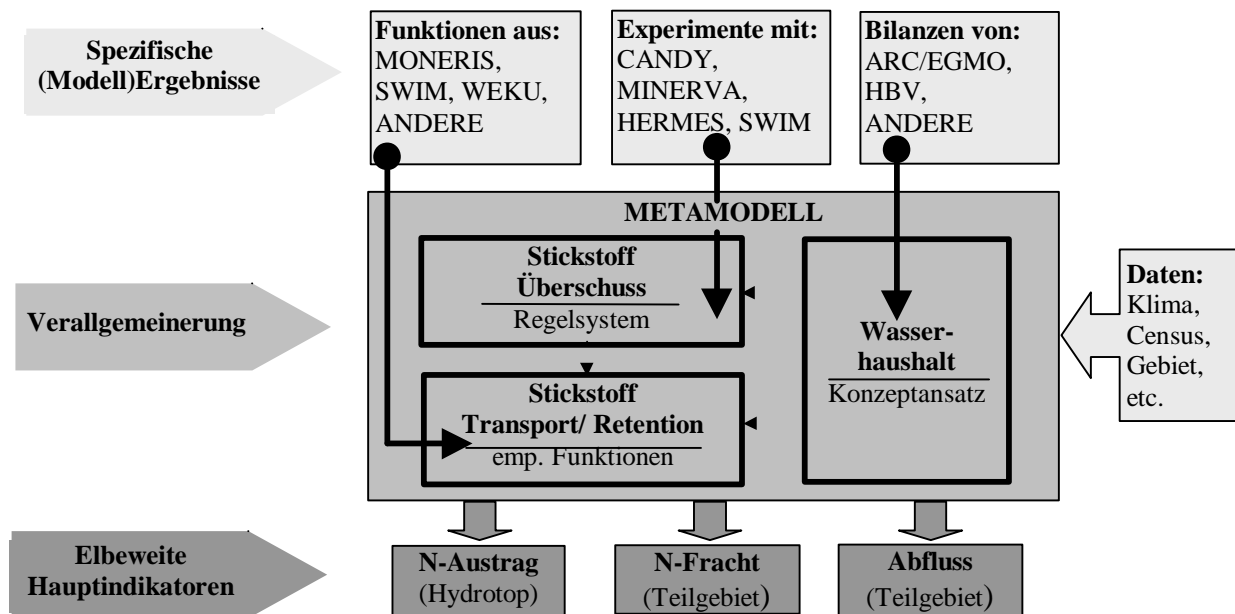


Abb. 5. Input-Output Schema für das Metamodell

8 Rasterklimadatensatz

Ziel dieser Arbeiten war die Bereitstellung einer einheitlichen klimatologischen Inputdatenbasis für die mesoskalige Modellierung im Elbeinzugsgebiet. Dazu wurden die Klimavariablen Niederschlag (pcp), Temperatur (tav), Sonnenscheindauer (sun) und Luftfeuchte (hum) flächendeckend für den deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes auf ein 5 x 5 km Raster für die Periode 1981 – 1996 auf Tageszeitschrittbasis interpoliert. Die resultierenden Rasterdaten wurden zusammen mit einem Hilfsprogramm zur Extraktion von polygonbezogenen Mittelwerten und einer Nutzerdokumentation den beteiligten Verbundprojekten auf CD übergeben (Haberlandt 1999).

Für die Interpolation wurden vom DWD bereitgestellte Zeitreihen täglicher Werte von ca. 1500 Niederschlagsstationen und von knapp 100 Klimastationen (tav, sun, hum) verwendet. Beim Niederschlag wurde vor der Interpolation eine Korrektur des täglichen systematischen Gesamtmessfehlers nach dem Verfahren von Richter (1995, S. 63ff) vorgenommen, und zwar dynamisch (für jeden Tag und jede Station separat) in Abhängigkeit von N-Intensität und Niederschlagsart (temperaturabhängig). Weiter gehende Informationen können Haberlandt (1999) entnommen werden.

Ausgangspunkt für die Interpolationen aller Klimavariablen war ein Vergleich folgender Verfahren, und zwar durch Kreuzvalidierungen für das Jahr 1990:

- Thiessen bzw. Nächster Nachbar (NN),
- Inverse Distanz in Form des Quadrantenverfahrens (INVD),
- Ordinary Kriging (OK) und
- External Drift Kriging (EDK(h))

(vgl. Bárdossy (1993), Haberlandt und Kite (1998)). Den theoretisch höchsten Anspruch hat das EDK, welches neben der räumlichen Abhängigkeitsstruktur der Klimavariablen zeitinvariante (z.B. Höhe, Exposition) und zeitvariante Variablen (andere Klimavariablen, Modellergebnisse) als Zusatzinformationen in die Interpolation einbeziehen kann. Im vorliegenden Fall wird aber nur die geodätische Höhe h als Hilfsvariable verwendet.

Wie Abb. 6 zeigt, haben sich für die untersuchten vier Klimavariablen entsprechend den relativen Standardfehlern die Verfahren OK und EDK als die besten erwiesen, wobei für alle Variablen außer der Temperatur nur marginale Verbesserungen im Vergleich zu INVD festgestellt wurden. Im Weiteren wird das einfachere OK für die Interpolation des Niederschlages und das EDK für die anderen drei Klimavariablen verwendet. Für die Interpolation der Temperatur fällt ein signifikanter Vorteil des EDK gegenüber den anderen Verfahren auf. Dabei ist zu bemerken, dass durch die zeit- und raumvariable Trendberücksichtigung beim EDK auch spezielle Wetterlagen (wie z.B. Inversionen) sinnvoll

erfasst werden. Des Weiteren ist zu sehen, dass beim Niederschlag die Einbeziehung der Höhe über das EDK keine entscheidende Verbesserung der Interpolation liefert. Ursachen dafür sind vor allem die hohe Dynamik der täglichen Niederschläge und damit deren geringe mittlere Korrelation zur Höhe ($r = 0.10$; im Vergleich z.B. zu der vom mittleren Jahresniederschlag mit $r = 0.63$) aber auch die hohe Stationsdichte, die bereits in ausreichendem Maße Quasi-Stationarität im OK Gewähr leistet. Diese für den Gesamtelbemaßstab zutreffende Tatsache muss jedoch für einzelne Regionen differenziert gesehen werden. Hier sind weitere Untersuchungen angebracht.

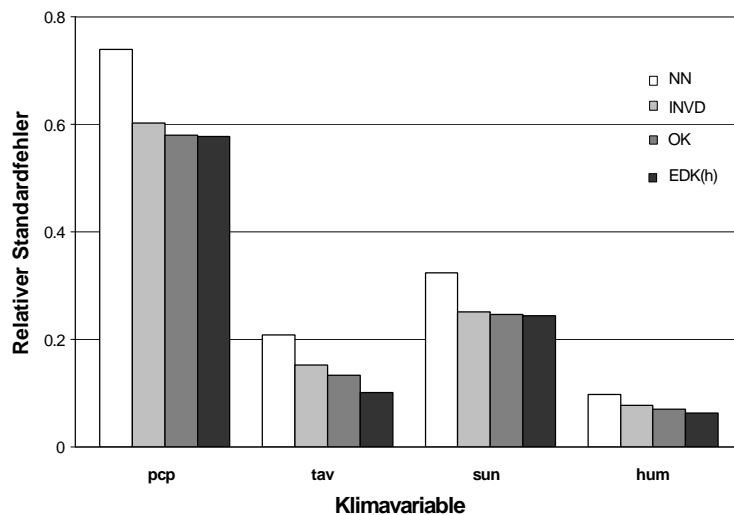


Abb. 6. Kreuzvalidierung für die Klimadateninterpolation

9 Regionalisierung von Abflusskomponenten

Zur großskaligen Ermittlung von Nährstoffretention und –umsatz auf den verschiedenen Fließwegen, wie es im Rahmen des Verallgemeinerungskonzeptes vorgesehen ist, ist die gebietsweite Schätzung von Abflusskomponenten für Teileinzugsgebiete erforderlich. In den folgenden Ausführungen wird kurz das Vorgehen bei der Regionalisierung des mittleren Basisabflussindex BFI (Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss) als wichtigste Komponente zur Komplettierung der von MONERIS durchgeführten Komponentenseparation diskutiert.

Aus Analysen von Ergebnissen detaillierter Simulationsstudien mit den Modellen ARC/EGMO und HBV für eine Reihe mesoskaliger Teilgebiete im Elbe–Einzugsgebiet wurde eine Stichprobe von BFI–Werten zusammengestellt (25 TG’s), die als Grundlage für die weitere Regionalisierung verwendet wird. Im nächsten Schritt wurden für die zu dieser Stichprobe gehörenden Teilgebiete eine große Anzahl effektiver Gebietsparameter (aus Topographie, Böden, Geologie und Klima) bestimmt und deren Zusammenhang zum BFI untersucht. Dabei wurde im Vergleich zu Becker et al. (1999) auf die Verwendung von Einflussgrößen verzichtet, die aus beobachteten Abflüssen abgeleitet werden, um einerseits das Problem der Unsicherheit der Bestimmung entsprechender spezifischer Parameter für Zwischeneinzugsgebiete zu vermeiden und andererseits das Potenzial für eine Anwendung in unbeobachteten Regionen zu bewahren. Mit Hilfe einer schrittweisen multiplen Regressionsanalyse wurde unter gleichzeitiger Beachtung hydrologischer Plausibilität und statistischer Signifikanz eine lineare Beziehung gefunden, bei der BFI aus den vier Einflussgrößen Gefälle, topographischer Index ($\ln(A/\tan\beta)$), gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Bodens und Niederschlag mit einem Bestimmtheitsmaß von 88% und einem Reststandardfehler von 0.07 geschätzt werden kann (Abb. 7).

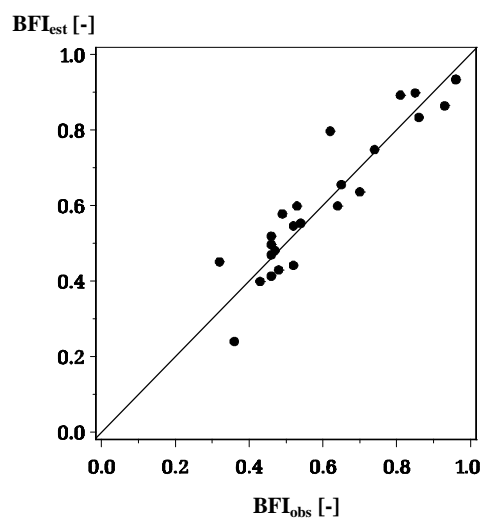


Abb. 7. Vergleich BFI „gemessen“ und „geschätzt“

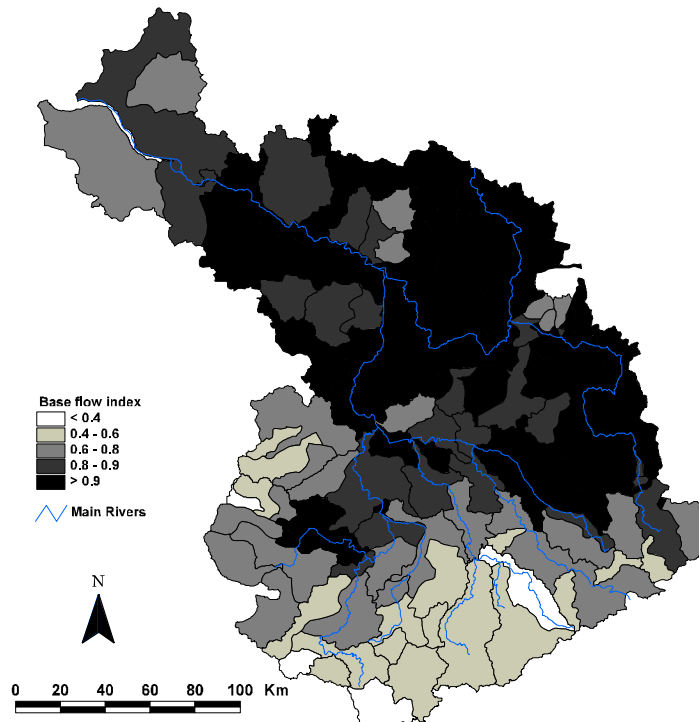


Abb. 8. Auf Basis der multiplen Regression regionalisierter Basisabflussindex für das Elbe-Einzugsgebiet

verfahren im vorliegenden Fall das geeignete ist, steht ebenso noch aus wie die abschließende Verifikation der Ergebnisse, bei der Abflussmessungen, Wassergütemessungen und Ergebnisse von Ganglinienanalysen (DIFGA) einbezogen werden sollen.

In Abb. 8 ist eine Karte des BFI für die Gesamtelbe dargestellt, wie sie sich aus der Anwendung dieser Beziehung auf die von MONERIS verwendete EZG-Gliederung (114 TG's) ergibt. Deutlich zu erkennen sind die geringeren BFI-Werte für Einzugsgebiete im Mittelgebirgsbereich. Weiterhin fällt auf, dass auch für das Tiefland eine relativ heterogene Struktur ausgewiesen wird.

Zur Einbeziehung der räumlichen Persistenz des BFI bei der Regionalisierung wurden zusätzlich die Verfahren Ordinary Kriging und External Drift Kriging (mit dem zuvor aus der Regression geschätzten BFI als Zusatzinformation) angewandt. Basierend auf Ergebnissen der Kreuzvalidierung konnte mit Letzterem eine Verbesserung im Vergleich zur multiplen Regression erzielt werden, wobei jedoch eine Glättung der räumlichen Struktur aufgetreten ist. Eine Entscheidung, welches Ver-

Literatur

- Bárdossy, A. (1993) Stochastische Modelle zur Beschreibung der raum-zeitlichen Variabilität des Niederschlages. Mitteilungen des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Nr. 44, 153 S
- Becker, A. (1997) Genestete hydrologische Modellierungen im Elbegebiet im Rahmen des Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“. In: Bronstert, A. et al. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten. PIK Report No. 43, 43-53
- Becker, A., Braun, P. (1999) Dissaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 217 (3-4), 239-252
- Becker, A., Behrendt, H., Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V., Lahmer, W. (1999) Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. 2. Zwischenbericht des PIK zum BMBF-Projekt 0339577
- Becker, A., Behrendt, H., Quast, J., Wenkel, K.-O., Krönert, R., (1995) Rahmenkonzeption „Gebietswasser- und -stoffhaushalt im Elbegebiet als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“. PIK, Potsdam (Hrsg.)
- Becker, A., Lahmer, W. (1997) Disaggregation und Skalierung bei Parameterermittlungen für die Hydrologische Modellierung und Regionalisierung. „Modellierung in der Hydrologie“, TU Dresden, 9/1997, 155-165
- Behrendt, H., Opitz, D. (1996) Güteklassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem. In: Berichte des IGB, Heft 1
- Behrendt, H., Opitz, D. (1999a) Die eutrophierten Berliner Gewässer - Ein neuer Ansatz zur Bewertung und Möglichkeiten der Reduzierung der Algenmassenentwicklungen. *Zukunft Wasser, Dokumentation zum Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas*, Berlin, 17./18.Juni 1998, 37-45
- Behrendt, H. (1999) A comparison of different methods of source apportionment of nutrients to river basins. *Wat. Sci. Tech.*, 39,12, 179-187
- Behrendt, H., Gelbrecht, J., Huber, P., Kornmilch, M., Uebe, R. (1999b) Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete. *Studien und Tagungsberichte LUA Brandenburg* (in Druck)

- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (1999a) Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 288 S. (in Druck)
- Behrendt, H., Opitz D., Klein, M. (1997) Zielvorgaben für die Nährstoffbelastung von Spree und Havel aus gewässerökologischer Sicht. Archives of Nature Conservation and Landscape Research, 35, 4, 329-347
- Behrendt, H., Opitz, D. (1999b) Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologia, (in Druck)
- Beisecker, R. (1994) Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. - In: Bork, H.R., -Frede, H.G., Renger, M., Alaily, F., Roth, C., Wessolek, G. (Hrsg.) Bodenökologie und Bodengenese, Heft 12, Technische Universität Berlin, Selbstverlag
- Bork, H.-R. (1997) Wasser- und Stoffrückhalt im Tiefland des Elbeinzugsgebietes" (WaStor). Antrag an das BMBF
- Braun, P., Molnar, T., Kleeberg, H.-B. (1997): The problem of scaling in grid-related hydrological process modelling. Hydrological Processes 11, 1219-1230
- Bronstert, A. (1999) Capabilities and limitations of detailed hillslope hydrological modelling. - Hydrol. Processes, 13,1,21-48
- Eckert, B., Behrendt, H., Köhler, A. (1999) Die Nährstoffbelastung der Havel und ihre Auswirkung auf das Phytoplankton. DGL-Mitteilungen, Jahrestagung Rostock 1999, (in Druck)
- Frede, H.-G., Beisecker, R., Lütkemöller, D., Gäth, S. (1994) Auswirkungen langfristig differenzierter Bodenbearbeitung auf die Porenraumstruktur und den Wasser- und Stofftransport eines Löß- und eines Sand-Bodens.- In: Tebrugge, F., Dreier, M. (1994) Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen hinsichtlich ihrer Arbeitseffekte und ihren langfristigen Auswirkungen auf den Boden, Gießen
- Haberlandt, U. (1999) Klimadatensatz für die „Elbe-Ökologie“. Nutzerdokumentation zur CD ELBCLI, Ver.1, 3/99, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung
- Haberlandt, U., Kite, G.W. (1998) Estimation of daily space-time precipitation series for macroscale hydrological modelling. Hydrological Processes, 12(9), 1419-1432
- Haberlandt, U., Becker, A., Behrendt, H. (1999) Konzept zur Ergebnisverallgemeinerung im Themenbereich „Landschaftswasser- und Stoffhaushalt im Elbe-Einzugsgebiet“. Arbeitspapier PIK/IGB, Potsdam, Mai 1999
- Klöcking, B., Pfützner, B., Lahmer, W. (1999) Mesoscale Hydrological Modelling – Possibilities of Validation. In: Proc. of the Int. Conf. on Quality, Management and Availability of Data for Hydrology and Water Resources Management, Koblenz, March 1999
- Klose, H. (1995) Die Eutrophierung der Havel und ihr bestimmender Einfluß auf Ökosystem und Nutzung. In Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Die Havel. Studien und Tagungsberichte Band 8, 16-32
- Köhler, J., Gelbrecht, J. (1998) Interactions between phytoplankton dynamics and nutrient supply along the lowland river Spree, Germany. Int. Vereinigung Theoretische Angewandte Limnologie, 26, 1045-1049
- Krysanova, V., Becker, A. (1999) Integrated Modelling of Hydrological Processes and Nutrient Dynamics at the River Basins Scale, Hydrobiologia (im Druck)
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I., Becker, A. (1998a) Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological Modelling, 106(1-2), 261-289
- Krysanova, V., Becker, A., Klöcking, B. (1998b) The linkage between hydrological processes and sediment transport at the river basin scale. In: Summer, W., Klaghofer, E., Zhan, W. (Eds.), Modelling Soil Erosion, Sediment Transport and Closely Related Hydrological Processes, IAHS Publication, 249, pp. 13-20
- Krysanova, V., Gerten, D., Klöcking, B., Becker, A. (1999a) Factors affecting nitrogen export from diffuse sources: a modelling study in the Elbe basin. In: L. Heathwaite (Ed.), Impact of Land Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources, IAHS Publications, 257, 201-212
- Krysanova, V., Wechsung, F., Meiner, A., Vasilyev, A. (1999b) Land use change in Europe and implications for agriculture and water resources. In: Harmonization with the Western Economics: Estonian Developments and Related Conceptual and Methodological Framework. Estonian Institute of Economics, Tallinn Technical University. (im Druck)
- Krysanova, V., Williams, J., Bürger, G., Österle, H. (1999c) Linkage between hydrological processes and sediment transport at the river basin scale - a modelling study. UNESCO Technical Report on Hydrological Processes and Soil Erosion (accepted).
- Kunkel, R; Wendland, F., Albert, H. (1999) Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteins-schichten des Elbeinzugsgebietes. Wasser und Boden, 51/9, 16 – 19, Parey; Berlin
- Lahmer, W., Becker, A. (1998) Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt eines mesoskaligen Einzugsgebietes. In: Geller et al. (Hrsg.) 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar „Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe“ vom 20. bis 23. Oktober 1998 in Karlovy Vary. B.G. Teubner Stuttgart, Leipzig 1998, p. 315-318
- Lahmer, W., Becker, A., (1999) Socio-Economic Implications of Land Use Change Modelling on a Regional Scale. International Conference ‚Sustainable Landuse Managment‘ in Salza, Germany, 28.9. – 1.10.1999
- Lahmer, W., Becker, A., Pfützner, B. (1999) Modelling Land Use Change on a Regional Scale. In: Proceedings Int. Conference ‚Problems in Fluid Mechanics and Hydrology‘. Prague, Czech Republic, June 23 – 26, 1999

- Richter, D. (1995) Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des DWD Nr. 194, 93 Seiten, Offenbach am Main 1995
- Schmidt, W. (1999) Persönliche Mitteilung
- Wechsung, F., Krysanova, V., Flechsig, M., Schaphoff, S. (1999) May land use change reduce the water deficiency problem caused by reduced brown coal mining in the state of Brandenburg? Ecological Engineering (accepted)
- Wendland, F., Kunkel, R. (1998) Gebietsumfassende Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassergüte zur naturräumlichen Klassifizierung und Leitbildentwicklung im Elbeeinzugsgebiet. Teilprojekt zum BMBF-Förderschwerpunkt „Elbe-Ökologie“, Forschungsbericht, FZ Jülich