

Ansätze zur Quantifizierung des erosionsbedingten Stoffeintrages in Gewässer

Peter Fiener, A. Schröder

Angaben zur Veröffentlichung / Publication details:

Fiener, Peter, and A. Schröder. 2013. "Ansätze zur Quantifizierung des erosionsbedingten Stoffeintrages in Gewässer." *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 6 (10): 563-67.

Nutzungsbedingungen / Terms of use:

licgercopyright

Dieses Dokument wird unter folgenden Bedingungen zur Verfügung gestellt: / This document is made available under the following conditions:

Deutsches Urheberrecht

Weitere Informationen finden Sie unter: / For more information see:

<https://www.uni-augsburg.de/de/organisation/bibliothek/publizieren-zitieren-archivieren/publizieren>



Ansätze zur Quantifizierung des erosionsbedingten Stoffeintrages in Gewässer

Peter Fiener (Augsburg) und Axel Schröder (Berlin)

Zusammenfassung

Die konstant hohen Stoffeinträge in Oberflächengewässer durch Erosion sind ein entscheidender Hinderungsgrund bei der erfolgreichen Umsetzung der EG-WRRL. Der vorliegende Beitrag zeigt die Möglichkeiten und Grenzen der modellbasierten Bestimmung der Bodenerosion. Der Fokus liegt auf der Auswahl geeigneter Erosionsmodelle und ihrer Bewertung in Bezug auf eine verbesserte Steuerung von Schutzmaßnahmen. Auswahlkriterien sind die räumliche und zeitliche Diskretisierung, der Betrachtungsmaßstab (min. 100 km²), Modellvalidierung, Dokumentation, Prozess- und Maßnahmenabbildung sowie P-Transportmodellierung. Insgesamt wird die Prognosequalität der ausgewählten Modelle als moderat bis gut eingestuft, wobei die Modellierung einzelner Ereignisse mit relativ großen Unsicherheiten verbunden ist. Grundsätzlich steht eine geeignete Modellpalette zur Unterstützung der EG-WRRL-Umsetzung zur Verfügung. Durch ihre Ergebnisdarstellungen kommt den Modellen eine hohe Bedeutung im Rahmen der Akteursbeteiligung zu.

Schlagwörter: Bodenerosion, Wasserrahmenrichtlinie, Oberflächengewässer, Transportmodelle

DOI: 10.3243/kwe2013.10.004

Abstract

Approaches to Quantify Erosion Induced Matter Transport into open Waterbodies

The constantly high level of matter transport into surface waters caused by erosion is a decisive obstacle for the successful implementation of the EC Water Framework Directive. This paper shows the potential and limits of a model-based determination of soil erosion. The focus is on the selection of appropriate erosion models and their assessment in terms of a better control of conservation measures. Selection criteria are spatial and temporal discretisation, the scale that is used (at least 100 square kilometres), model validation, documentation, representation of processes and measures as well as phosphorus transport modelling. All in all, the forecasting quality of the selected models is rated as moderate to good; however, there is a relatively great degree of uncertainty when it comes to modelling single events. In principle, a suitable range of models is available to support the implementation of the EC Water Framework Directive. Because models can be used to simulate different results, they are very important when it comes to the involvement of stakeholders.

Key words: soil erosion, Water Framework Directive, surface waters, transport models

1 Einleitung

Bezug nehmend auf die „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“ (EG-WRRL) wurden im Rahmen einer gemeinsamen DWA/BVB-Arbeitsgruppe praxistaugliche Handlungsempfehlungen zur Verminderung des stofflichen Eintrages in Gewässer durch Bodenerosion erarbeitet und in einem Merkblatt zusammengefasst (DWA-M 910). Zur Ableitung von Minderungsmaßnahmen wird im Merkblatt ein Vorgehen in vier Schritten empfohlen (Abbildung 1).

Ziel dieses Beitrages ist es, die quantitative Bestimmung der Bodenerosion anhand von Simulationsmodellen darzustellen. Dabei sollen folgende Aspekte betrachtet werden: (1) Auswahl

geeigneter Erosionsmodelle, (2) Aussagekraft von Erosionsmodellen, und (3) Akteursbeteiligung bei der Modellanwendung und Ergebnisauswertung.

2 Auswahl geeigneter Erosionsmodelle

2.1 Grundlagen verschiedener Modellansätze und Kriterien der Auswahl

Zur Erosionsmodellierung gibt es eine Vielzahl von Modellen, die alle für spezifische Zwecke entwickelt wurden und in der Regel für diese Zwecke die besten Ergebnisse liefern. Grundsätzlich wird zwischen empirischen, konzeptionellen und

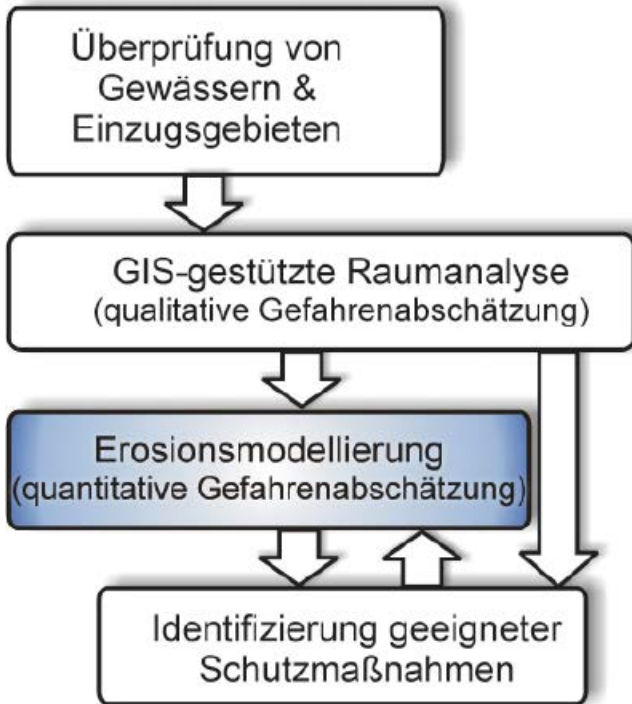


Abb. 1: Schematischer Ablauf bei der Erfassung und Bewertung erosionsbedingter Stoffeinträge sowie der Ableitung von Minderungsmaßnahmen entsprechend des DWA-Merkblatts M 910; Inhalt dieses Textbeitrages ist blau unterlegt.

physikalisch-basierten Modellen unterschieden, wobei die einzelnen Ansätze zumeist nicht klar voneinander abzugrenzen sind [1]. Für die Erosionsmodellierung im Kontext der EG-WRRL sind rein empirische Modelle, die das Verhalten zwischen zwei Variablen basierend auf Beobachtungen statistisch beschreiben, nicht geeignet, da eine Übertragbarkeit

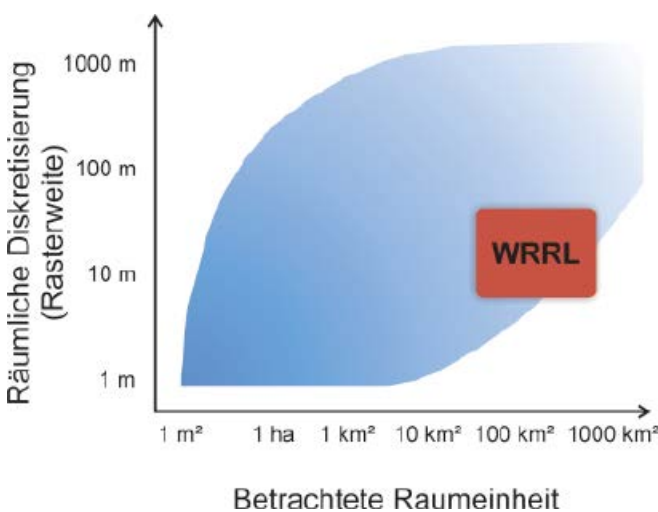


Abb. 2: Schematische Darstellung zum Zusammenhang zwischen der Größe einer zu modellierenden Raumeinheit (Einzugsgebiet) und der räumlichen Diskretisierung (i.d.R. Rasterweite) von Erosionsmodellen; rot ist der potentielle Anspruch an eine Modellierung im Rahmen der EG-WRRL eingezeichnet.

kaum möglich ist. Folglich ist die Modellauswahl auf konzeptionelle und physikalisch-basierte Modelle beschränkt, die einerseits Erosion und Deposition im Einzugsgebiet (zur Planung von Schutzmaßnahmen) und andererseits Sedimenteintrag ins Gewässer abbilden.

Modelle unterscheiden sich in der Regel hinsichtlich ihrer Aussagekraft auf unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen. Einen Überblick über den Zusammenhang zwischen betrachteter Raumeinheit (Einzugsgebietsgröße) und modellierter räumlicher Diskretisierung (in der Regel Rasterweite) unterschiedlicher Modelle gibt Abbildung 2. Für die Auswahl EG-WRRL- geeigneter Modelle ist hinsichtlich der räumlichen Diskretisierung mindestens eine Darstellung von Feldschlägen nötig, da auf diesen Schutzmaßnahmen ergriffen werden müssen. Bezüglich der betrachteten Einzugsgebiete sollten mindestens einzelne Wasserkörper (> 100 km²) abgebildet werden können.

Neben der räumlichen Modellauflösung ist zudem auf die zeitliche Diskretisierung zu achten. Der entsprechende Zusammenhang ist in Abbildung 3 dargestellt. Bezüglich der zeitlichen Diskretisierung sind hier ganz unterschiedliche Vorgaben denkbar. Während die Planung von Schutzmaßnahmen auch auf Basis zeitlich aggregierender Modellausgaben (z.B. langjährige Mittelwerte) möglich ist, sind für die Betrachtung von ereignisbezogenen Einträgen ins Gewässer zeitlich hochauflösende Modelle (Zeitschritt 1 min – 1 h) nötig.

Insgesamt wurden im DWA Merkblatt M 910 fünf Auswahlkriterien herangezogen, um EG-WRRL- geeignete Modelle auszuwählen:

- (1) Räumliche Skala: Es wurden nur Modelle berücksichtigt, die in der Lage sind, Oberflächenwasserkörper mehr oder weniger vollständig abzubilden (Einzugsgebietsfläche min. 100 km²). Darüber hinaus wurde es positiv bewertet, wenn die Modelle zusätzlich in hoher räumlicher Auflösung für Detailstudien (v.a. hinsichtlich des „Verursachernachweises“) eingesetzt werden können.

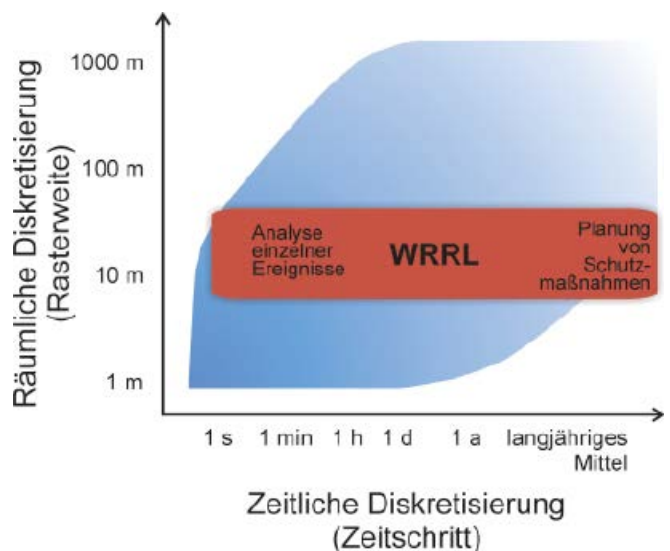


Abb. 3: Schematische Darstellung zum Zusammenhang zwischen zeitlicher und räumlicher Diskretisierung unterschiedlicher Modellansätze; rot ist der potentielle Anspruch an eine Modellierung im Rahmen der EG-WRRL eingezeichnet.

	WEPP ^{a)}			USLE ^{b)}	
	Ereignis	Jahr	langjähriges Mittel	Jahr	langjähriges Mittel
Erosion			[kg m ⁻²]		
Mittel Messung	0.18±0.79	2.99±5.96	3.05±4.71	3.51±7.00	3.47±5.64
Mittel Modell	0.15±0.50	2.64±3.87	2.86±3.45	3.22±5.36	3.13±5.00
Regressionsergebnisse Modell vs. Modellierung					
R ²	0.38	0.50	0.65	0.58	0.75
Steigung	0.39	0.46	0.59	0.59	0.77
Interzept	0.08	1.27	1.06	1.16	0.42

a) 65 Parzellen; 556 Parzellen-Jahre; 4124 Ereignisse; b) 208 Parzellen; 1638 Parzellen-Jahre;

Tabelle 1: Mittelwert, Standardabweichung und Ergebnisse einer linearen Regression zwischen gemessener und modellierter Parzellen-Erosion für das empirische Modell „Universal Soil Loss Equation (USLE)“ und das physikalisch-basierte Modell „Water Erosion Prediction Project (WEPP)“; die Daten der USLE Modellierung stammen von [12], die der WEPP Modellierung von [13].

- (2) Validierung/wissenschaftliche Publikation: Der Nachweis einer Modellvalidierung mit entsprechend positivem Ergebnis ist eine wichtige Voraussetzung für die Empfehlung eines Modells. Dieser Nachweis sollte bevorzugt im Rahmen von begutachteten, wissenschaftlichen Publikationen erfolgt sein.
- (3) Dokumentation: Um ein Modell empfehlen zu können, sollte es eine möglichst gute, einfach verständliche Nutzerdokumentation besitzen.
- (4) Im optimalen Fall sollte ein Modell folgende Abfluss- und Erosionsprozesse abbilden: (a) Abflussbildung und -konzentration, (b) Flächen- und linienhafte Erosion sowie (c) Sedimenttransport und -deposition;
- (5) Abzubildende Schutzmaßnahmen: Neben bodenschonenden Bewirtschaftungsverfahren der landwirtschaftlichen Flächen (z. B. Mulchsaat) sollte das Modell auch kleinräumige Landschaftselemente (z. B. Grassfilterstreifen) abbilden.
- (6) Abbildung von Stofffrachten: Da im Zusammenhang mit diffusen Stoffeinträgen durch Bodenerosion v.a. die P-Frachten problematisch sind, wurde als Auswahlkriterium nur die Modellierung der P-Fracht herangezogen. Dabei wurde nach partikulärem und gelöstem Phosphat unterschieden.

2.2 Ausgewählte Modelle

Insgesamt wurden 20 in Deutschland häufig eingesetzte Erosions- und Stofftransportmodelle nach den obigen Kriterien ausgewertet. Die Anzahl der betrachteten Modelle erhebt dabei nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, da nicht alle u.U. brauchbaren Modellansätze entsprechend veröffentlicht wurden oder Modelle nur in Einzelstudien Verwendung fanden. Aus den 20 betrachteten Modellen wurden die folgenden fünf für eine weitergehende Darstellung ausgewählt, da diese die obigen Kriterien am besten erfüllen.

- WaTEM/SEDEM [2, 3]
- AGNPS bzw. AnnAGNPS [4, 5]
- SWAT [6, 7]
- WaSIM-ETH m. AGNPS [8, 9]
- EROSION-3D [10, 11]

Die Modelle sind im DWA Merkblatt M 910 einzeln aufgeführt, umfänglich beschrieben und hinsichtlich ihrer Tauglichkeit

zum Einsatz im Rahmen der EG-WRRRL bewertet; aus diesem Grund erfolgt hier keine nähere Beschreibung.

3 Aussagekraft von Erosionsmodellen

3.1 Exemplarische Untersuchungen

Neben der Auswahl prinzipiell geeigneter Modelle stellt sich die Frage nach der Aussagekraft unterschiedlicher Modellergebnisse. Leider gibt es für die fünf ausgewählten Modelle keine Vergleichsstudie in einem oder besser mehreren Testgebieten. Aus diesem Grund soll hier anhand von veröffentlichten Studien zu empirisch-konzeptionellen und physikalisch-basierten Modellierungen (Universal Soil Loss Equation [USLE] vs. Water Erosion Prediction Project [WEPP]), die anhand von Parzellendaten getestet wurden, auf generelle Probleme bei der Erosionsmodellierung eingegangen werden. Damit sollte zumindest eine Einschätzung hinsichtlich der Prognosequalität von Erosionsmodellen bei der Betrachtung unterschiedlicher Zielgrößen möglich sein.

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der Modellierung der Bodenerosion einer großen Anzahl von Parzellen, die mit dem empirisch-konzeptionellen Modell USLE [12] und dem physikalisch-basierten Modell WEPP [13] durchgeführt wurden. Betrachtet man die Ergebnisse im Falle des WEPP-Modells, zeigt sich eine deutliche Zunahme der Modellqualität bei längeren Betrachtungszeiträumen. Ein Phänomen, das auf die große zeitliche Variabilität der Erosionsprozesse (siehe unten) zurückzuführen ist, und das auch in einer Reihe von Messdaten dokumentiert wurde (z.B. [14]). Vergleicht man die Jahreswerte bzw. das langjährige Mittel zwischen WEPP und USLE, zeigen sich kaum Unterschiede. Daraus ergibt sich natürlich die Frage, warum das bei weitem detailliertere, eine Vielzahl von Prozessen physikalisch-basiert abbildende Modell WEPP keine bessere Prognose liefert als der relativ einfache Ansatz der USLE.

Vereinfacht kann man die potenziellen Probleme (Fehlerquellen) beim Vergleich modellierter und gemessener Erosionswerte in zwei Kategorien einteilen. (1) Das Problem der Qualität der zur Modellvalidierung herangezogenen Messdaten, das vor allem aufgrund der großen räumlichen und zeitlichen Variabilität der beteiligten Prozesse auftritt. (2) Das Problem des Modells bei der Repräsentation des Raumes, der Abbildung aller beteiligten Prozesse, der unzureichenden Eingabedatenqualität sowie weiterer modellinterner Fehlerquel-



Abb. 4: Beispiele extremer (links) und stark reduzierter (rechts) hydraulischer Konnektivität, die in Erosionsmodellen schwer abbildbar ist; Fotos G. Govers.

len, wie z.B. der numerischen Lösung von Differenzialgleichungen.

Ein vielzitiertes Beispiel für das Problem der hohen kleinräumigen Variabilität der Erosionsprozesse liefert Nearing [15]. Der Autor vergleicht die Erosion von benachbarten Parzellen, die im Sinne einer hochauflösenden physikalisch-basierten Modellierung identisch parametrisiert werden würden. Dabei wird die ereignisbezogene Erosion der ersten Parzelle als Messung, und die der zweiten, „identischen“ Parzelle als Modellergebnis eingestuft. Das Ergebnis dieses Vergleichs zeigt, dass die Variabilität der Erosion der ersten Parzelle zu 76 Prozent durch die Messung auf der zweiten Parzelle erklärt werden kann. Folglich könnte in diesem Fall auch ein ‚perfektes Simulationsmodell‘ die ereignisbezogene Variabilität der Parzellenerosion nur zu 76 Prozent erklären. Aggregiert man einzelne Ereignisse oder betrachtet nur große Ereignisse, nimmt der Unterschied zwischen den paarweisen Parzellen deutlich ab [14, 16], d. h. ein potenzielles Simulationsmodell kann auch zu besseren Schätzungen kommen.

Außer der großen zeitlichen und räumlichen Variabilität des Erosionsprozesses ist auch eine Reihe von modellspezifischen Faktoren zu nennen, die die Prognosequalität von Erosionsmodellen beeinflussen. Ein besonders wichtiger Faktor ist die Repräsentation des Raumes. Wesentliche Probleme sind hierbei die vereinfachte Darstellung der Topographie, die in der Regel alle Flächen gleichermaßen diskretisiert (bei Rasterbasis) und damit beispielsweise vorhandene kleine lineare Strukturen wie Ackerrandfurchen, die den Abfluss konzentrieren, nicht repräsentieren können. Generell sei hier auf das Problem der Erfassung der hydraulischen Konnektivität (Abbildung 4) und auf die Berücksichtigung räumlicher und zeitlicher Muster der Landnutzung verwiesen.

Ein weiteres Problem hinsichtlich der Erosionsprognose, vor allem bei physikalisch-basierten Modellen mit großem Eingangsdatenbedarf, ist der Mangel an räumlich und zeitlich hochauflösenden Daten. Bei hochparameterisierten Modellen ergibt sich aus der Ungenauigkeit der Eingangsparameter aber ein relativ breites Ergebnisspektrum je nach Kombination der Eingabeparameter. Zudem können unterschiedliche (mögliche) Parametrisierungen zu identischen Ergebnissen führen (Equifinality Problem [17]).

3.2 Bewertung für die Anwendung im Rahmen der EG-WRRL

Betrachtet man die oben kurz skizzierte Prognosequalität von Erosionsmodellen, so stellt sich die Frage, ob diese Modelle im

Rahmen der Forderungen der EG-WRRL vielversprechende Aussagen zulassen. Dabei ist wie bereits bei der Auswahl entsprechender Modellansätze darauf zu achten, welche Zielgröße letztendlich im Vordergrund steht.

- (1) Geht es um die Optimierung von Landnutzung und -management hinsichtlich einer Verringerung des Stoffeintrages in Gewässer, so sind alle ausgewählten Modelle gut geeignet, da es weniger um die absoluten Effekte der Optimierung einzelner Flächen als um relative Effekte geht. Eine relative Bestimmung der erosionsanfälligsten Flächen ist mit allen Modellansätzen möglich, und geeignete landwirtschaftliche Maßnahmen, die den Austrag verringern, stehen auch in großer Zahl zur Verfügung. Die Entscheidung für einen zeitlich integrierenden (z. B. WaTEM-SEDEM, [2, 3]) oder zeitlich hoch aufgelösten Simulationsansatz (z. B. EROSION-3D, [10, 11]) hängt davon ab, ob Extremereignisse als Modellierungsgrundlage verwendet werden sollen. Dabei ist aber immer zu beachten, dass es mitunter schwierig ist, sinnvolle Annahmen für Extremereignisse zu treffen und dass in der Regel ähnliche Maßnahmenbündel wie bei einer langfristigen Betrachtung getroffen werden.
- (2) Ist es neben der Optimierung der Landnutzung und des Landmanagements das Ziel einer Modellierung, auch Aussagen zu ereignisbezogenen Sedimentkonzentrationen in Gewässern zu machen, muss mit zeitlich hochauflösenden, d. h. in der Regel physikalisch-basierten Modellen gearbeitet werden. Derartige Modellierungen sind möglich, es ist aber, wie oben erläutert, mit relativ großen Fehlern im Einzelfall zu rechnen.

4 Akteursbeteiligung am Simulationsprozess

Für die Verwendung von Simulationsergebnissen im Rahmen der EG-WRRL-Maßnahmenfortschreibung und -umsetzung ist die Beteiligung aller wichtigen Akteure vor und während der Modellanwendung (Expertise) als auch bei der (gegebenenfalls öffentlichen) Ergebnisdarstellung von großer Bedeutung (vgl. [18]):

- Expertenwissen zur Modellanwendung – z. B. für die Eingabedatenzusammenstellung und Validierung – sollte prinzipiell immer und frühzeitig einbezogen werden.
- Die beteiligte/n Fachbehörde/n sollten klären, inwieweit das ins Auge gefasste Modellsystem die – nach aktuellem Wissensstand – relevanten Prozesse abbildet, die das im Untersuchungsgebiet zu mindernde Belastungsbild bedingen. Kein Modell kann alle natürlichen Sediment- und Stoffeintragsprozesse quantitativ befriedigend simulieren, aber insbesondere verhindert eine stark vereinfachte Prozessabbildung gegebenenfalls Aussagen über die Bedeutung von bisher nicht erkannten Eintragsprozessen (z. B. Re-Mobilisierung von Sedimenten, Schneeschmelze).
- Sind besonders große, episodische Schäden zu verzeichnen, sollte der Modellanwendung eine genaue Analyse der besonders betroffenen Einzugsgebietsteile, Gewässerabschnitte und auslösenden Witterungsumstände vorangehen. Grund sind die beschriebenen, mit abnehmender Beobachtungsdauer zunehmenden Abweichungen zwischen den Beobachtungs- und Simulationsergebnissen, die eine sorgfältigere

Prüfung (Validierung) der räumlich und gegebenenfalls zeitlich hoch aufgelösten Modellergebnisse erfordern.

- Bei der Modellauswahl sollte die Relevanz der verschiedenen hydrologischen, sedimentologischen oder erosionsbezogenen Prognoseergebnisse für die wichtigsten Maßnahmenträger innerhalb des Untersuchungs- bzw. Hot-Spot-Gebietes frühzeitig geprüft werden. Ist die Zielerreichung einer Schutzmaßnahme – z. B. anhand von Nutzungs- oder Bodenbearbeitungsszenarien – für die relevanten Akteure oder Zielgruppen plausibel nachvollziehbar, ist eine erfolgreiche Maßnahmenumsetzung umso wahrscheinlicher.

5 Fazit

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass für die Planung und Umsetzung von Maßnahmenplänen im Rahmen der EG-WRRRL eine Reihe von Modellwerkzeugen zur Verfügung steht, die hinsichtlich (1) der Betrachtung von Wasserkörpern (> 100 km²), (2) der Validierung und wissenschaftlichen Absicherung, (3) der Dokumentation und Nutzerfreundlichkeit, (4) der abgebildeten Erosions-, Transport- und Depositionsprozesse, (5) der Abbildung von Bodenschutzmaßnahmen und (6) der Abbildung des Stofftransports geeignet sind. Je nach Fragestellung stehen konzeptionelle bzw. physikalisch-basierte Modelle zur Verfügung.

Die Prognosequalität von Erosionsmodellen ist aus verschiedenen Gründen, vor allem aufgrund der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der betrachteten Prozesse, als moderat bis gut einzustufen. Dabei sind das Einzugsgebietscreening und die Planung von Schutzmaßnahmen im Einzugsgebiet weniger kritisch zu bewerten als die Betrachtung von ereignisbezogenen Sedimenteinträgen in Gewässer.

Alle im Merkblatt beschriebenen Modellsysteme unterstützen aufgrund der expliziten Darstellungs- und Plausibilisierungsmöglichkeiten der Schutzwirkung den zielgruppenspezifischen Dialog im Rahmen der Maßnahmenumsetzung.

Literatur

[1] M. Mulligan, J. Wainwright: *Modelling and model building*. S. 7–73. In Environmental Modelling. Finding Simplicity in Complexity. John Wiley & Sons. Chichester. 2004.

[2] K. VAN OOST, G. GOVERS, P. DESMET: *Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage*. Landscape Ecology 15 (6). 579–591. 2000.

[3] G. Verstraeten, K. Van Oost, A. Van Rompaey, J. Poesen, G. Govers: *Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling*. Soil Use and Management 18. 386–394. 2002

[4] Y. Yuan, R. L. Bingner, R. A. Rebich: *Evaluation of AnnAGNPS nitrogen loading in an agricultural watershed*. Journal of the American Water Resources Association 39(2) 457–466. 2003

[5] Y. Yuan, R. L. Bingner, F. D. Theurer, R. A. Rebich, A. Moore: *Phosphorus component in AnnAGNPS*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 48(6). 2145–2154. 2005.

[6] Di Luzio, M.; Srinivasan, R.; Arnold, J. G.; Neitsch, S. L. (2002): *AVS-WAT2000: Soil and Water Assessment Tool ArcView GIS Interface, Manual Version 2000*. Texas Water Research Institut- Report TR-193.

[7] V. Krysanova, U. Haberlandt: *Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins. Part I: Simulation experiments using a process-based model*. Ecological Modelling 150. 255–275. 2002.

[8] K.-E. Lindenschmidt, G. Ollesch, M. Rode: *Physically-based hydrological modelling for non-point phosphorus transport in small and medium-sized river basins*. Hydrological Sciences Journal 49 (3). 495–510. 2004.

[9] G. Ollesch, I. Kistner, R. Meissner, K.-E. Lindenschmidt: *Modelling of snowmelt erosion and sediment yield in a small low-mountain catchment in Germany*. Catena 68 (2-3) .161–176. 2006.

[10] B. Hebel: *Validierung numerischer Erosionsmodelle in Einzelhang- und Einzugsgebiet-Dimension*. Physiogeographica, 32. Basel: Wepf. 2003.

[11] J. Schmidt, M. von Werner, A. Michael: *Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed*, The Netherlands. Catena 37 (3). 449–456. 1999.

[12] L. M. Risse, M. A. Nearing, A. D. Nicks, J. M. Laflen: *Error assessment in the universal soil loss equation*. Soil Science Society of America Journal 57. 825-833. 1993.

[13] X. C. Zhang, M. A. Nearing, L. M. Risse, K.C. McGregor: *Evaluation of run-off and soil loss predictions using natural run-off plot data*. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 39 (3). 855–863. 1996.

[14] R. C. Wendt, E. E. Alberts, A. T. Jr. Hjermfelt: *Variability of runoff and soil loss from fallow experimental plots*. Soil Science Society of America Journal 50. 730–736. 1986.

[15] M. A. Nearing: *Why soil erosion models over-predict small soil losses and under-predict large soil losses*. Catena 32. 15–22. 1998.

[16] M.A. Nearing, G. Govers, D.L. Norton: *Variability in soil erosion data from replicated plots*. Soil Science Society of America Journal 63. 1829–1835. 1999.

[17] Beven, K.: *Equifinality and uncertainty in geomorphological modelling*. p. 289-313. In B. L. Rhoads et al. (eds.) The scientific nature of geomorphology: Proceedings of the 27th Binghampton symposium in geomorphology held 27–29 September 1996. Chichester. 1996.

[18] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: *Aktive Beteiligung fördern! Ein Handbuch für die bürgernahe Kommune zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie*. Hennef. 2008.

Autoren

Prof. Dr. Peter Fiener
 Institut für Geographie
 Universität Augsburg
 Alter Postweg 118, 86135 Augsburg

Dipl.-Geogr. Alex Schröder
 GEOGNOSTICS Boden- und Gewässerschutz
 Bekassinenweg 30, 13503 Berlin

E-Mail: peter.fiener@geo.uni-augsburg.de



Die DWA–Verbandszeitschriften kostenlos als e-book

Holen Sie sich Ihre KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft aufs iPad!

App „DWApapers and more“ im Apple Store downloaden, installieren und digital erleben *)

*) Für die Nutzung der App benötigen Sie eine gültige Mitgliedsnummer. Unsere Mitgliederbetreuung hilft Ihnen gerne weiter: Tel.: +49 2242 872-123, E-Mail: mitgliederbetreuung@dwa.de. Bei technischen Fragen wenden Sie sich bitte an unsere IT: +49 2242 872-242.