

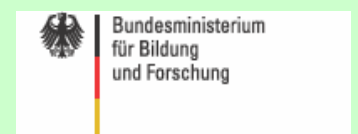
Leitfaden zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder unter besonderer Berücksichtigung der stofflichen Komponente



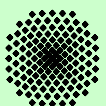
Herausgeber:



Förderung:



Beteiligte Institutionen:



Universität Stuttgart



Universität Hohenheim



Impressum

Herausgeber:



- Förderung: Das diesem Leitfaden zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WH0657 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.
- RIMAX-Projekt: Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung
- Projektträger: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
- Projektkoordination: Deutsches GeoForschungsZentrum Potsdam
- Projektpartner: Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau
Universität Hohenheim, Institut für Boden und Standortlehre
Erftverband Bergheim
- Projektkoordination: Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich (Universität Stuttgart)
- Teilprojektleiter: Prof. Dr. rer. nat. Dr. Ing. András Bárdossy (Universität Stuttgart)
Prof. Dr. rer. nat. Karl Stahr (Universität Hohenheim)
Prof. Dr. rer. nat. Thilo Streck (Universität Hohenheim)
Dr.-Ing. Ulrich Kern (Erftverband Bergheim)
- Redaktion und Layout: Dipl.-Geogr. Ingo Nienhaus (Erftverband)
- Autoren: Dr. rer. nat. Ekkehard Christoffels (Erftverband)
Dipl.-Geogr. Harald Frauenknecht (Universität Hohenheim)
Dipl.-Geoök. Hilke Heppelmann (NLWKN, früher Erftverband)
Dipl.-Geol. Volker Hericks (Gothaer Risk-Management GmbH)
Dr.-Ing. Patrick Jacobs (Tauw GmbH)
Dr.-Ing. Ulrich Kern (Erftverband)
Dipl.-Hydrol. Claudia Kreschnak (Universität Hohenheim)
Dipl.-Geogr. Ingo Nienhaus (Erftverband)
Dipl.-Geogr. Steffen Schönau (Universität Stuttgart)
Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich (Universität Stuttgart)
Dipl.-Ing. Horst Werner (Erftverband)
Dipl.-Ing. Sven Wurms (Universität Stuttgart)
Dipl.-Geol. Dirk Zuckmantel (Ingenieurbüro Zuckmantel)
- Zitiervorschlag: Erftverband (Hrsg.) (2009): Leitfaden zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder unter besonderer Berücksichtigung der stofflichen Komponente. Bergheim, Eigenverlag. 144 Seiten zzgl. Anhang.
- Hinweise: Die Erstellung dieses Leitfadens wurde gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen der Förderaktivität „Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse“ (RIMAX).
- Titelfoto: Schwebstofffracht im Rotbach (Erft) in einer abfließenden Hochwasserwelle (Quelle: Christoffels, Nov. 1998)

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	VIII
Gewässersteckbrief der Erft	XI
Gewässersteckbrief der Rems	XIII
1 Einführung	1
1.1 Hintergrund.....	1
1.2 Förderaktivität RIMAX	3
2 Rechtliche Rahmenbedingungen	5
2.1 Wasserrecht	5
2.1.1 Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL).....	5
2.1.2 Wasserhaushaltsgesetz (WHG).....	6
2.1.3 Europäische Hochwassermanagementrichtlinie (HWRL).....	6
2.2 Bodenschutzrecht.....	8
2.2.1 Europäische Bodenrahmenrichtlinie (EG-BRRL).....	8
2.2.2 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG).....	9
2.2.3 Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV)	9
2.3 Orientierungswerte für die stoffliche Belastung von Böden.....	10
3 Methodik	14
3.1 Aufbau	15
3.2 Definition der Betrachtungsebenen	15
3.3 Methodenbeschreibungen	16
3.4 Handlungsempfehlungen	17
4 Risikoanalyse	18
4.1 Funktionspfade von Schadstoffen im Gewässersystem.....	19
4.2 Ermittlung der Gefährdung	20
4.2.1 Regionale Ebene.....	21
4.2.1.1 Einzugsgebietsbeschreibung	21
4.2.1.2 Hydrologie des Einzugsgebiets.....	26
4.2.1.3 Sedimentaustrag aus dem Einzugsgebiet.....	30
4.2.1.4 Schadstoffscreening.....	36
4.2.1.5 Schadstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet.....	40
4.2.2 Lokale Ebene	41
4.2.2.1 Hydraulik von Rückhaltebecken.....	41
4.2.2.2 Stoffrückhalt in Trockenbecken.....	43
4.2.2.3 Ermittlung der Schadstoffbelastung in Trockenbecken.....	52
4.2.2.4 Wirkungsbereich eines Rückhaltebeckens	55
4.3 Ermittlung der Vulnerabilität	57
4.3.1 Lokale Ebene	59
4.3.1.1 Schaden durch Überstau.....	59

4.3.1.1.1	Pflanzenwachstumsmodell EPIC.....	60
4.3.1.1.2	Überstauversuche im Freiland.....	61
4.3.1.1.3	Bilanzierung des Schadens für einen beliebigen Ackerstandort.....	63
4.3.1.2	Schaden durch stofflichen Eintrag	65
4.3.2	Regionale Ebene.....	67
4.3.2.1	Erstellung von stofflichen Hochwassergefahrenkarten	67
4.3.2.2	Kosteneffizienten Schadenspotenzialanalyse von Wohngebäuden .	74
4.4	Monitoringstrategien.....	77
4.4.1	Kontinuierliche Überwachung der Feststoffkonzentration	77
4.4.2	Überwachung von chemisch-physikalischen Stoffeinträgen in Fließgewässer aus den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts	79
4.4.3	Identifizierung von Sedimentquellen.....	82
4.4.4	Immissionsbetrachtung zur Identifikation von Feststoffdepots	83
4.4.5	Beispiel der Dokumentation eines Hochwasserereignisses	86
5	Risikobewertung	88
5.1	Zonierungskonzept.....	90
5.2	Ausweisung der Zonen.....	96
5.3	Nutzungsänderungen in den Zonen	97
6	Empfehlungen für ein Integratives Bewirtschaftungskonzept	98
6.1	Planerische Aspekte für bestehende Rückhaltebecken und Polder.....	98
6.1.1	Beckengeometrie	98
6.1.2	Beckensteuerung	98
6.1.3	Nutzungsanpassungen	99
6.2	Planerische Aspekte für neue Rückhaltebecken und Polder	101
6.2.1	Bestimmung der stofflichen Vorbelastung	101
6.2.2	Standortwahl	101
6.2.3	Empfehlung für zukünftige Landnutzungen	103
6.3	Angepasste Landnutzung im Einzugsgebiet	104
6.4	Behandlung von Hochwasserablagerungen.....	112
6.4.1	Sedimenteinbau	114
6.4.2	Aufbringung der Barriere.....	115
6.4.3	Abschätzung der Kosten	118
7	Zusammenfassung	120
8	Ausblick.....	122
Anhang A		141
Anhang B		158
Anhang C		171
Anhang D		176

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1: Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts und Leitfadennavigator	14
Abb. 3-2: Kommerner See oberhalb des HRB Niederberg	16
Abb. 3-3: HRB Niederberg am Rotbach	16
Abb. 4-1: Konzept der Hochwasserrisikoanalyse für Trockenbecken	18
Abb. 4-2: Funktionspfade von Schadstoffen im Gewässersystem	19
Abb. 4-3: Geographische Lage der Untersuchungsgebiete	21
Abb. 4-4: Einflussfaktoren auf die Hochwasserentstehung	26
Abb. 4-5: Ermittlung synthetischer Ganglinien basierend auf der Extremwertstatistik	29
Abb. 4-6: Kleinparzelle (1 m ²) für Rillen- und Zwischenrillenerosion	30
Abb. 4-7: Ermittlung des mittleren jährlichen Sedimentaustrags basierend auf der ABAG	33
Abb. 4-8: Ermittlung einer Sedimentkonzentrationsganglinie basierend auf der MUSLE	34
Abb. 4-9: Sedimenttransport in der Rems	36
Abb. 4-10: Sedimentablagerung nach einem Hochwasserereignis innerhalb des HRB Winterbach	36
Abb. 4-11: Wichtige Fristen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	37
Abb. 4-12: Ermittlung des Gefährdungspotenzials mittels Primärdaten	39
Abb. 4-13: Gleichung zur Bestimmung der Retentionsvolumenänderung	41
Abb. 4-14: Überstaudauern und -höhen in einem Trockenbecken	42
Abb. 4-15: Schematische Darstellung der Wirkungsmechanismen	44
Abb. 4-16: Einflussfaktoren auf den Stoffrückhalt in Rückhaltebecken	44
Abb. 4-17: Rückhalteeffizienz von drei unterschiedlich geformten Trockenbecken im Hauptschluss	49
Abb. 4-18: Faktor KS zur Berechnung des stofflichen Kurzschlusses eines Trockenbeckens	51
Abb. 4-19: Faktor A zur Berechnung des Sedimentaustrags aus einem Trockenbecken	51
Abb. 4-20: Entnahme von Bodenproben mit einem Edelman-Bohrer	52
Abb. 4-21: Filtration der Königwasseraufschlüsse	53
Abb. 4-22: Mikrowellengestützte Königwasserextraktion in Teflongefäßen	53
Abb. 4-23: Beprobungsstrategie im HRB Horchheim (Erft)	54
Abb. 4-24: Horizontale Schadstoffverteilung im HRB Horchheim (Erft)	54
Abb. 4-25: Mittlere vertikale Verteilung von Cd, Pb und Zn im HRB Horchheim (Erft)	54
Abb. 4-26: Die Bemessungsfälle BHQ 1 bis 3 gem. der neuen DIN 19700-2004	55
Abb. 4-27: Überstaute Gartenanlage an der Erft - Hochwasserereignis September 2007	59
Abb. 4-28: Überstautes Maisfeld	59
Abb. 4-29: Versuchsaufbau eines Überstautopfes	61
Abb. 4-30: Versuchsfläche mit den Löchern vor dem Einsetzen der Eimer	62
Abb. 4-31: Teilüberstau der Haferpflanzen im Juni	62
Abb. 4-32: Komplettüberstau von Winterweizen im Juli	62
Abb. 4-33: Ausgangsbelastung und Sedimentablagerung im HRB Horchheim (Erft)	66
Abb. 4-34: Wassergefährdungsklassen (WGK) und einige Beispielstoffe	68
Abb. 4-35: Schema zur Erstellung von Hochwassergefahrenkarten	69

Abb. 4-36: Stoffliche Hochwassergefahrenkarte Lommersum (Erft)	72
Abb. 4-37: Stoffliche Hochwassergefahrenkarte Schönau (Erft)	72
Abb. 4-38: Exemplarische Identifizierung eines Gefahrenbereichs für die Freisetzung von Heizöl	72
Abb. 4-39: Sicherung der Wohnbebauung durch niedrige Sandsackbarrieren	74
Abb. 4-40: Aufräumen nach der Flut	74
Abb. 4-41: Eingebaute Trübungssonde am Pegel Schwerfen / Rotbach (Erft)	78
Abb. 4-42: Überprüfung einer Trübungssonde	78
Abb. 4-43: Monitoringsystem zur Erfassung des Oberflächenabflusses	80
Abb. 4-44: Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts	80
Abb. 4-45: Arbeitsschritte der Immissionsbetrachtung zur Identifizierung von Feststoffdepots	84
Abb. 4-46: Einsatz einer Vakuumpumpe (umgebauter Probenehmer) zur Sedimententnahme	84
Abb. 4-47: Einstau des Rückhaltebeckens Eicherscheid im Oberlauf der Erft	86
Abb. 4-48: Fragenkatalog zur Analyse eines Hochwasserereignisses	86
Abb. 4-49: Dokumentation des höchsten Wasserstandes mit Markierungsspray.	87
Abb. 4-50: Die Messung des Abflusses während eines Hochwasserereignisses	87
Abb. 5-1: Schautafel der Ackerbaulichen Empfehlung in Abhängigkeit von einer Zonierung	90
Abb. 5-2: Ablaufschema des Zonierungskonzepts	91
Abb. 5-3: Schematische Darstellung des Retentionsfaktors	92
Abb. 5-4: Ackerschätzungsrahmen gem. Bodenschätzungsgesetz	93
Abb. 5-5: Zonierungswert für Standorte in einem Rückhaltebecken	95
Abb. 5-6: Schematische Darstellung der Zonenausweisung	96
Abb. 5-7: Exemplarische Anwendung des Zonierungskonzepts	96
Abb. 6-1: Das Rückhaltebecken Niederberg am Rotbach (Erft) im Bau	101
Abb. 6-2: Einfluss der Topographie des Beckenstandorts auf die Beckenform	102
Abb. 6-3: Entscheidungskaskade angepasster Maßnahmen	105
Abb. 6-4: Schutz im Herbst durch Zwischenfruchtanbau	106
Abb. 6-5: Zuckerrübensaat in Ölrettichmulch (li) im Vergleich zum Kreiseleggen-Saatbett (re)	106
Abb. 6-6: Bodenabträge durch unterschiedliche Bewirtschaftungsarten	107
Abb. 6-7: C-Faktoren für Ertragsanlagen im Weinbau bei unterschiedlichen Anbauverfahren	107
Abb. 6-8: C-Faktoren der ABAG für Feldfrüchte und Bewirtschaftungsmethoden	108
Abb. 6-9: Hangparallele Flureinteilung und Bewirtschaftung	109
Abb. 6-10: Mehrjähriger Ackerrandstreifen	109
Abb. 6-11: Mittlere Anzahl der Starkniederschläge im Erfteinzugsgebiet (2000-2005)	110
Abb. 6-12: Maisfeld im Einzugsgebiet des Oberen Rotbachs	110
Abb. 6-13: HRB Mörlenbach im EZG der Weschnitz (Hessen)	113
Abb. 6-14: Vorbecken des HRB Mörlenbach im EZG der Weschnitz	113
Abb. 6-15: Schematischer Schnitt durch ein Unterwasserdepot	114
Abb. 6-16: Schematische Darstellung der möglichen Umsetzung des Sedimenteinbaus	115
Abb. 6-17: Techniken zur Aufbringung von Sedimentabdeckungen	116
Abb. 6-18: Schematische Darstellung der Umsetzung des Depotraums	118
Abb. 6-19: Kostenschätzung basierend auf den Annahmen zum Modelldepot	119

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Anbauempfehlungen für Obst- und Gemüsebau auf schwermetallbelasteten Böden	12
Tab. 2-2: Zusammenstellung der Orientierungs- und Grenzwerte	13
Tab. 4-1: Deutschlandweit verfügbare Geobasisdaten für Einzugsgebietsanalysen	22
Tab. 4-2: Bewertung der Belastungssituation	38
Tab. 4-3: Gewichtung relevanter Einflussgrößen bezüglich Stoffeintrag und –deposition	45
Tab. 4-4: Methoden zur Quantifizierung von Depositionsmengen in Rückhaltebecken	46
Tab. 4-5: Eingangsdaten numerischer Strömungs- und Transportmodelle	47
Tab. 4-6: Daten und Informationen über Hochwasserschäden, Schadenspotenziale, Gefährdungen	57
Tab. 4-7: Schadensfunktion über die Zeit nach Kulturen	63
Tab. 4-8: Schwermetalleinträge in das HRB Horchheim (Erft) in 100 Jahren	66
Tab. 4-9: Einstufung der Risikoklassen für wassergefährdende Stoffe	71
Tab. 4-10: Erforderlicher / zu erfassender Parameterumfang	75
Tab. 4-11: 3-Säulenstrategie des Feststoffmonitorings für Einzugsgebiete und Rückhaltebecken	77
Tab. 4-12: Exemplarische Charakterisierung der Monitoringflächen am Beispiel der Swist (Erft)	81
Tab. 4-13: Umfang der Sedimentuntersuchung zur Identifikation von Feststoffdepots	83
Tab. 5-1: Zonierungskonzept für Rückhaltebecken	97
Tab. 6-1: Übersicht potenzieller Hochwasserschutzmaßnahmen	105
Tab. 6-2: Eignung der Mulchsaat für verschiedene Anbaufrüchte	107
Tab. 6-3: Anteil der wichtigsten Anbaufrüchte an der Ackerfläche im Jahr 2003	108
Tab. 6-4: Mögliche Entsorgungswege für kontaminierte Sedimente	113
Tab. 6-5: Gegenüberstellung der unterschiedlichen Umsetzungen reaktiver Barrieren	117
Tab. 6-6: Kosten für verschiedene Baggergut-Management-Optionen	119

Abkürzungsverzeichnis

ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
AbfklärV	Abfall- und Klärschlammverordnung
AG	Arbeitsgruppe
AGNPS	Agricultural Non-Point Source Pollution Model
ALK	Automatisierte Liegenschaftskarte
AnnAGNPS	Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution Model
ANSWERS	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response System
Art.	Artikel
ATKIS	Amtlich Topografisch-Kartografisches Informationssystem
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde (Koblenz)
BHQ3	Hochwasserbemessungsfall 3
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (Frankfurt)
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BodSchätzG	Bodenschätzungsgesetz
BRRL	Europäische Bodenrahmenrichtlinie
BÜK200	Bodenübersichtskarte 1:200.000
BVBS	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BW	Baden-Württemberg
CLC2000	Corine Land Cover 2000
CN	Curve Number
CORINE	Coordination of Information on the Environment
CREAMS	Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems
dABAG	Differenzierte Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
DELFT3D	integriertes Modellierungssystem Delft3D
DG	Dachgeschoss
DGK5	Deutsche Grundkarte 1:5.000
DGM	Digitales Geländemodell
DGM-D	Digitales Geländemodell Deutschland
DIN	Deutsches Institut für Normung
DK	Deponieklasse
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DSS	Decision Support System (s. auch EUS)
DTK	Digitale Topographische Karte
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasser und Abfall e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst (Offenbach a.M.)
E1	Extremwertverteilung Typ 1 (Gumbelverteilung)
EEA ETC-TE	European Environmental Agency European Topic Centre for Terrestrial Environment
EDF	Electricité de France
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EFTA	European Free Trade Association
EG	Erdgeschoss
EG	Europäische Gemeinschaft
EG-HWRL	Richtlinie über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EPIC	Erosion Productivity Impact Calculator
EROS	Earth Resources Observation and Science
ETM+	Enhanced Thematic Mapper Plus
EU	Europäische Union
EUROSEM	European Soil Erosion Model
EUS	Entscheidungsunterstützungssystem (s. auch DSS)
EV	Erftverband
EZG	Einzugsgebiet
FAO	Food and Agriculture Organization
FGMOD	Flussgebietsmodell
GAMES	Guelph model for evaluating the effects of agricultural management systems on erosion and sedimentation
GD	Geologischer Dienst NRW
GfZ	GeoForschungszentrum (Potsdam)
GIS	Geographisches Informationssystem
GLEAMS	Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems

GRADEX	Gradient of extreme values
GTD	Geosynthetische Tondichtbahnen
GÜK200	Geologische Übersichtskarte 1:200.000
H.	Heft
ha	Hektar
HBV	Hydrologiska Byråns Vattenbalansavdelning
HEC	Hydrologic Engineering Center
HMS	Hydrologic Modeling System
HQ	Hochwasserabfluss
HRB	Hochwasserrückhaltebecken
HRU	Hydrological Response Unit
HÜK200	Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000
HWGK	Hochwassergefahrenkarten
HWRL	Europäische Hochwasserschutzrichtlinie
HYMO	Hydrologic Model
IHACRES	Identification of unit Hydrographs And Component flows from Rainfalls, Evaporation and Streamflow data
INVEKOS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
Jg.	Jahrgang
KAK	Kationenaustauschkapazität
Kap.	Kapitel
KINEROS	Kinematic runoff and Erosion Model
KOSTRA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertungen
KrW-/AbfG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen
LABO	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LARSIM	Large Area Runoff Simulation Model
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LGRB	Landesanstalt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
LISEM	Limburg Soil Erosion Model
LS	Length-Slope factor
LUA	Landesumweltamt NRW
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
LVA	Landesvermessungsamt NRW
LWS	Landwirtschaft
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
MIKE 21C	Kurvenlineares Modell von für die 2D-Modellierung von Oberflächengewässern
Mio.	Millionen
MLM	Maximum-Likelihood-Methode
MM	Momenten-Methode
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MODIFFUS	Modell zur Abschätzung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectrometer
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
MQ	Mittlerer Abfluss
MUNLV	Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW
MUSLE	Modified Universal Soil Loss Equation
NASIM	Niederschlag-Abfluss-Simulationsmodell
NOAA AVHRR	National Oceanic and Atmospheric Administration Advanced Very High Resolution Radiometer
NRW	Nordrhein-Westfalen
PDF	Portable Document Format
PESERA	Pan-European Soil Erosion Risk Assessment
PRMS	Precipitation Runoff Modelling System
QK	Qualitätskriterium
RBA	Relativer Bodenabtrag
RBS	Reichsbodenschätzung
RK10	Rasterkarte 1:10.000
RQ	Regelabfluss
RRA	Relativer R-Faktor-Anteil
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
SCS	Soil Conservation Service
SDR	Sediment Delivery Ratio (Feststoffliefergrad)
SEDD	Sediment Delivery Distributed model
SHE	Système Hydrologique Européen
SISYPHE	Mehrdimensionales numerisches Feststofftransportmodell
SLfL	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

SOTER	Soil and Terrain Database
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
STREAM	Sealing Transfer Runoff Erosion Agricultural Modification
SWAT	Soil Water Assessment Tool
TIN	Triangulated Irregular Network
TOPMODEL	TOPographically and physically based, variable contributing area MODEL of basin hydrology
UBA	Umweltbundesamt
USGS	United States Geological Service
USLE	Universal Soil Loss Equation
USPED	Unit Stream Power based Erosion/Deposition Model
VAwS	Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe
VG250	Verwaltungsgrenzen 1:250.000
WABOA	Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg
WaSiM-ETH	Wasserhaushalts-Simulations-Modell-Eidgenössische Technische Hochschule
WaTEM/SEDEM	Water and Tillage Erosion Model / Sediment Delivery Model
WEPP	Water Erosion Prediction Project
WGK	Wassergefährdungsklasse
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Gewässersteckbrief der Erft

Parameter	Beschreibung	Karte des Einzugsgebiets
Land	BRD	
Bundesland	NRW u. RP (2%)	
Gewässer	Erft	
Flussgebietseinheit	Rhein	
Oberirdisches Einzugsgebiet	1828 km ²	
Lauflänge der Erft	106,6 km	
Höhenlage	520 m ü. NN – 26 m ü. NN	
Mittleres Gefälle	0,46%	
Bevölkerungsdichte	390 Einw./km ²	
Bevölkerungszahl gesamt	625.000 Einw.	
Flächennutzung	Wald: 18,5 % Grünland: 8,5 % Urban: 17,0 % LWS: 56,0 %	
Gewässertyp	Oberlauf: Karbonatischer Mittelgebirgsbach Mittellauf: Kiesgeprägter Tieflandfluss Unterlauf: Kiesgeprägter Tieflandfluss	
Zuflüsse im EZG-Größe >10 km ²	Norbach, Gillbach, Elsbach, Pützbach, Finkelbach, Wiebach, Fischbachgraben, Neffelbach, Rotbach, Swistbach, Lommersumer Mühlengraben, Kuchenheimer Mühlengraben, Veybach, Mersbach, Eschweiler Bach	
Geologie	Südlicher Teil (20 %): Eifel mit anstehenden Festgesteinen (Schiefer, Sandstein, Kalke), Nördlicher Teil (80 %): Niederrheinische Bucht mit marinen und terrestrisch-fluviatilen Sedimenten, teilweise mit bis zu 100 m mächtigen Braunkohlenflözen in Wechsellagerung mit Sanden, Kiesen und Tonen	
Strömungsenergie	Die Abflussverhältnisse sind durch Querbauwerke und Ausbaumaßnahmen verändert. Im Bereich der Sumpfungswassereinleitungen sind die natürlichen Abflussschwankungen stark gedämpft. Die Abflussmengen sind für den Zeitraum der Sumpfungmaßnahmen deutlich erhöht.	
Durchschnittliche Gewässerbreite	Oberlauf: 3 m; Mittellauf: 6 m; Unterlauf: 17-25 m	
Durchschnittliche Wassertiefe	Oberlauf: 0,15 m; Mittellauf: 0,6 m; Unterlauf: 1,25-2,5 m	
Form und Gestalt des Flussbettes	Oberlauf: gegliedertes Profil, Mittel-/Unterlauf: näherungsweise ausgebautes Trapezgerinne	
Talform	Quelle bis oberhalb Euskirchen: Auen- und Muldentalgewässer; Euskirchen bis Erftstadt: Kiesgewässer; Erftstadt bis Mündung: Tieflandgewässer	

Parameter	Beschreibung
Spezifische Belastungsfaktoren	Die Erft ist über weite Bereiche ausgebaut. Durch Sumpfungswassereinleitungen sind die Abflussverhältnisse für die Dauer der Sumpfungsmaßnahmen stark verändert. In den Bereichen der Sumpfungs- und Kühlwassereinleitungen ergeben sich erhebliche Wärmebelastungen. Im Bereich der Mechernicher Blei-Zink-Lagerstätte treten erhöhte Schwermetallgehalte im Gewässer und in den Sedimenten auf.
Biologische Gewässergüte	Die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen zeigen, dass die Gewässerbeschaffenheit der Erft in einem bedeutenden Anteil der Fließstrecke in die Güteklasse II/II-III eingeordnet werden kann. Die Quellregion der Erft zählt zu den gering belasteten Gewässerabschnitten. Auch der Veybach erreicht bis oberhalb der Einleitung des Burgfeyer Stollens die Güteklasse I-II. Der Burgfeyer Stollen dient der Entwässerung der ehemaligen Erzgewinnungsstätte Mechernich. Das metallhaltige Stollenwasser wird unterhalb der Ortslage in den Veybach eingeleitet. Wegen der vorherrschenden Metallgehalte werden von dort ab im Veybach und in der Erft unterhalb der Mündung des Veybachs Artendefizite festgestellt.
Gewässerstrukturgüte	Die Erft hat bedingt durch den nahezu lückenlosen technischen Ausbau bereits im Oberlauf ab Bad Münstereifel bis zur Mündung in den Rhein größtenteils die Strukturgüteklasse 6 und 7. Dies entspricht ca. 80 % Fließgewässerstrecke des Hauptlaufes. Bei den Nebengewässern der Erft stellt sich die Strukturgüte differenzierter dar, hier wurden „nur“ 50 % der Gewässerabschnitte in die Strukturgüteklassen 6 und 7 eingestuft. Die insgesamt schlechte Gewässerstrukturgüte im Einzugsgebiet der Erft stellt eine wesentliche Belastung der Fließgewässer dar.
Durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats	Die Erft wird im Mittel- und Unterlauf überwiegend durch Sande und Kiese der Niederungen geprägt. Einschränkungen müssen jedoch in einigen Bereichen mit gestörter Sedimentfracht gemacht werden - bedingt durch technischen Ausbau und Laufveränderungen. Im Oberlauf der Erft finden sich aber auch geringe Anteile von Fließgewässern, die durch feinmaterialreiche silikatische, karbonatische und löss-lehmgeprägte Sedimente charakterisiert werden.
Chlorid	Die Chlorid-Gehalte in den Gewässern des Erftsystems sind in der Regel niedriger als 200 mg/l. Lediglich 5 % der Fließgewässerstrecken weisen erhöhte Chloridwerte auf, die aus der Einleitung von salzhaltigen Sumpfungswässern resultieren.
Durchschnittliche Wassertemperatur	Die durchschnittliche Wassertemperatur der Erft im Messzeitraum 1999-2002 beträgt im Oberlauf: 11 °C, im Mittellauf: 19 °C und im Unterlauf: 18 °C.
Schwankungsbereich der Wassertemperatur	Im Oberlauf: 2 - 21 °C, im Mittellauf: 10 - 26 °C und im Unterlauf: 9 - 25 °C.
Schwankungsbereich der Lufttemperatur	-28 °C bis 36 °C
Durchschnittliche Lufttemperatur	ca. 9 °C bis 11 °C
Sonstige Besonderheiten	Thermische Belastung durch Sumpfungswassereinleitung aus dem Braunkohletagebau, Schwermetallbelastung durch historischen Erzbergbau

Gewässersteckbrief der Rems

Parameter	Beschreibung
Land	Bundesrepublik Deutschland
Bundesland	Baden-Württemberg
Gewässer	Rems
Flussgebietseinheit	Neckar (Rhein)
Gewässertyp	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
Oberirdisches Einzugsgebiet	581 km ²
Lauflänge der Rems	80 km
Höhenlage	203 - 551 m ü. NN
Mittleres Gefälle	0,73% (4,35 m/km)
Zuflüsse im EZG-Größe > 10 km ²	Klotzbach, Schweizerbach, Walkersbach, Wieslauf
Geologie	Die aus den Schichten des Lettenkeupers aufgebauten, weitflächig von Löss und Lösslehm überdeckten Gäuebenen mit Muschelkalk als tieferem Untergrund finden sich im Unteren Remstal. Östlich schließt sich zunächst der Stufenrand und das stark zertalte Keuperbergland von Schurwald, Berglen und Welzheimer Wald (Mittleres Remstal) an. Das Obere Remstal im Albvorland besteht aus jurassischen Kalken.
Strömungsenergie	Die Abflussverhältnisse sind durch Wehre (u.a. Neckarrem, Großheppach, Schorndorf), Stauanlagen (z. B. Mögglingen) und Ausbaumaßnahmen (Begradigungen im Unteren und Mittleren Remstal) beeinflusst. Die Bäche des Mittleren Remstales führen nur zur Zeit der Schneeschmelze und nach Dauerregen viel Wasser, da die bindigen Keuperschichten kaum Wasserspeicherung erlauben.
Durchschnittliche Wasserbreite	Wasserbreite bei Mündung in Remseck 28 m, in Neustadt 23 m, in Schorndorf 18 m und in Schwäbisch-Gmünd 6 m.

Parameter	Beschreibung
Durchschnittliche Wassertiefe	Oberlauf: 0,20 m (Schwäbisch-Gmünd); Mittellauf: 0,72 m (Schorndorf); Unterlauf: 0,61 m (Neustadt)
Form und Gestalt des Flussbettes	keine Angaben
Talform	Im Oberlauf vom geböschten Muldental zum Sohlental. Das Mittlere Remstal verläuft auf mächtig aufgeschotterter Talsohle, wobei die Hänge durch pleistozäne und gesteinsbedingte Terrassen getrept sind. Im Bereich des Oberen Muschelkalk im Unterlauf verengter Talboden mit deutlicher Mäandrierung sowie steilen Prallhängen und sanften Gleithängen von Neustadt bis zur Mündung.
Flächennutzung	Wald: 41 %, Grünland: 25,7 %, Siedlungsflächen: 12,6 %, Ackerbau: 10,4 %, Obstbau: 5,7 %, Weinanbau: 3,0 % (LUBW 2002)
Bevölkerungsdichte	588 Einwohner/km ²
Bevölkerungszahl gesamt	342.000 Einwohner
Spezifische Belastungsfaktoren	Mittel- und Unterlauf der Rems sind begradigt und technisch ausgebaut. Der Anteil des kommunalen Abwassers am Basisabfluss beträgt 24 %. Während der geogen geprägte Basisabfluss nur eine geringe Schwermetallfracht liefert, führt die diffuse Beeinflussung zu hohen Schwermetallgehalten im Einzugsgebiet. Ursache dafür sind intensive Landwirtschaft, vor allem Wein- und Obstbau, sowie die industriebedingten atmosphärischen Immissionen des Ballungsraumes Stuttgart. In den Sedimenten der Rems sind keine Schwermetalle angereichert.
Gewässergüte	Im Bereich des Ursprungs ist die Rems noch gering (I-II), ab Essingen aber bereits mäßig (II) belastet. Im Abschnitt von Mögglingen bis Böbingen verringert sich die Belastung (I) wieder, um danach als kritisch (II-III) eingestuft zu werden. Von Schwäbisch Gmünd bis zur Mündung gilt die Rems 2004 als mäßig (II) belastet. Die schlechtere Gewässergüte kann mit schlechten Gewässerstrukturen (Ausbauzustand), der landwirtschaftlichen Nutzung und mit Abwassereinleitungen begründet werden.
Gewässerstrukturgüte	Die Gewässerstrukturgüte ist bereits im Quellgebiet beeinträchtigt und kurz vor Essingen naturfern (LfU 2001). Danach ist sie bis Hartmannsfeld weitgehend naturnah, anschließend bis Hirschmühle beeinträchtigt. Von hier an ist die Rems bis zur Mündung naturfern, mit Ausnahme der kurzen Abschnitte Lorch-Waldhausen (beeinträchtigt) und Urbach-Schorndorf (weitgehend naturnah) sowie der Remsmäander zwischen Neustadt und Neckarrem (beeinträchtigt).
Säurebindungsvermögen	Die Rems ist aufgrund der Keupermergel und jurassischer Kalke im Südosten des Einzugsgebietes ein hervorragend gepuffertes Fließgewässer. Der mittlere pH-Wert der Rems beträgt im Mittellauf 8,2 (Plüderhausen, 1999-2004), im Unterlauf 8,0 (Remsmühle, 1987-2004).
Durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats	Das Obere Remstal ist tief in Lias- und Keuperschichten eingeschnitten. Im Bereich des Mittleren Remstals fließt die begradigte Rems auf einer mächtig (bis 15 m) aufgeschotterten Talsohle. Der enge Talboden des Unteren Remstals liegt im Oberen Muschelkalk. Stromabwärts von Neustadt windet sie sich in vier zum Teil kräftig ausholenden Mäanderbögen bis zur Mündung.

Parameter	Beschreibung
Chlorid	Der mittlere Chloridgehalt der Rems beträgt im Mittellauf 38,0 mg/l (Plüderhausen, 1999-2004) und im Unterlauf 51,0 mg/l (Remsmühle, 1987-2004).
Durchschnittliche Wassertemperatur	Die durchschnittliche Wassertemperatur der Rems beträgt im Mittellauf 11,0 °C (Plüderhausen, 1999-2004) und im Unterlauf 11,3 °C (Remsmühle, 1987-2004).
Schwankungsbereich der Wassertemperatur	Im Mittellauf 1,2 - 21,5 °C (Plüderhausen, 1999-2004) und im Unterlauf 0,2 - 23,4 °C (Remsmühle, 1987-2004).
Schwankungsbereich der Lufttemperatur	-13 °C bis 28 °C
Durchschnittliche Lufttemperatur	7 - 10 °C (Ø 9 °C)
Sonstige Besonderheiten	Wein- (ca. 3 %) und Obstanbau (ca. 5,7 %)

1 Einführung

Hochwasserschutzkonzepte, bestehend aus den Bereichen Hochwasserflächenmanagement, Technischer Hochwasserschutz und Hochwasservorsorge (Drei-Säulenstrategie), beschränken sich bislang auf wassermengenbezogene Aspekte zur Minderung von Schadenspotenzialen. Die Frage der Mobilisierung von Schadstoffen, der stofflichen Belastungen und daraus resultierende Konsequenzen für die Nutzungen in natürlichen und baulichen Überflutungsräumen finden hingegen wenig Bedeutung.

Die extremen Hochwässer an Oder- und Elbe in den Jahren 1997 und 2002 bezeugen jedoch, dass der stoffliche Aspekt eine bedeutsame Komponente des Hochwasserschadenspotenzials darstellt. Die Entwicklung eines Bewirtschaftungskonzeptes für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung, welches neben wasserwirtschaftlichen auch ökologische und sozioökonomische Aspekte integriert, ist somit für zukünftige Planungen und Entscheidungen unerlässlich.

Dieser Leitfaden beleuchtet innerhalb des oben beschriebenen Spannungsfeldes schwerpunktartig die stofflichen Hochwasserrisiken, welche bislang häufig nicht in die Gesamtbeurteilung einbezogen werden. Im Mittelpunkt stehen hierbei auf der lokalen Ebene Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung, bei deren Planung und Betrieb traditionellerweise erhebliche Nutzungskonflikte insbesondere zwischen Wasser- und Landwirtschaft zu Tage treten.

Hierbei treten häufig relevante Fragen auf:

- Wie kann der Eintrag stofflicher Belastungen aus dem Einzugsgebiet in Retentionsräume abgeschätzt werden?
- In wieweit kommt es zur Akkumulation von Schadstoffen in den Retentionsräumen?
- Welche Risiken sind hiermit aus Sicht des Verbraucher- und Ressourcenschutzes verbunden?
- Durch welche Maßnahmen können stoffliche Belastungen minimiert werden?

In der wasserwirtschaftlichen Praxis bleiben diese Fragen zumeist unbeantwortet. Bewirtschaftungsfragen werden vielmehr vorrangig nach Einflussstärke der verschiedenen Interessengruppen getroffen, ohne dass dabei fachlich fundierte Erkenntnisse Berücksichtigung finden. Der vorliegende Leitfaden stellt dafür eine Orientierungshilfe und einen fachlichen Rahmen zur Verfügung.

1.1 Hintergrund

Eine wirksame Vorsorge gegenüber Hochwasserschäden bedarf einerseits einer Auseinandersetzung mit dem Wasserhaushalt zur Verringerung der Hochwassergefahr, andererseits mit den Raumnutzungen zur Minderung der Schadensanfälligkeit (Plate und Merz 1991). Mit der Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23.10.2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (Hochwasserrichtlinie HWRL) wurde dieses Erkenntnis rechtlich verankert.

Für die Umsetzung der HWRL können folgende Teilziele formuliert werden:

- Ermittlung und Informationsbereitstellung über Hochwasserrisiken,
- Verringerung des Hochwasserabflusses,
- Schutz vor Hochwasser,
- Vorhersage und Frühwarnung,
- Reduzierung der Hochwasserschäden durch Prävention.

(1) Ermittlung von Hochwasserrisiken gemäß Art. 2 (2) HWRL:

Eine Risikoanalyse und -bewertung umfasst sowohl die Gefahren- als auch die Schadensanalyse. Die Analyse der Hochwassergefahr nach Art, Ausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit der Ereignisse sowie Ermittlung der von Hochwasser betroffenen Flächen ist Aufgabe der Wasserwirtschaft. Demgegenüber befassen sich die Raumplanung und andere Fachplanungen mit den für die Schadensentstehung relevanten Raumnutzungen. Mit der Schadensanfälligkeit in Siedlungsgebieten (s. Kap. 4.3.2.2, S. 74) befasst sich beispielsweise die Bauleitplanung zusammen mit weiteren Fachgebieten wie der Architektur. Agrar- und Forstwirtschaft erfassen Bestände und Erträge des Pflanzenbaus und der Tierzucht und damit zugleich die potenziellen und entstandenen Hochwasserschäden (s. Kap. 4.3 ff., S. 59). Insofern kommt zukünftig der Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Akteuren der Raumplanung und der wasserwirtschaftlichen Fachplanung eine noch wichtigere Rolle zu.

(2) Maßnahmen und Instrumente zur Risikominderung gemäß Art. 4 (2d) HWRL:

Das Spektrum der Maßnahmen und Instrumente der Risikovorsorge ist vielfältig, es reicht von wasserbaulichen und –wirtschaftlichen Maßnahmen bis zu rechtlichen, planerischen und finanziellen Instrumenten. Sie zielen zum einen auf die Minderung der Hochwassergefahr durch Wasserrückhalt und Hochwasserschutz bzw. im Falle der stofflichen Risiken auf stoffliche Retention und Vermeidung der Freisetzung von stofflichen Belastungen in den Eintragsgebieten. Zum anderen steht die Minderung der gesellschaftlichen Vulnerabilität im Vordergrund. Hierbei kann auch die Rückhaltung von Schadstoffen in Trockenbecken und Poldern eine bedeutsame Rolle spielen.

(3) Hochwassergefahren- und -risikokarten gemäß Art. 6 HWRL:

Für alle Gebiete mit einem potenziell signifikanten Hochwasserrisiko sieht Art. 6 der HWRL die Erstellung von Hochwassergefahrenkarten (HWGK) vor. Die HWGK sollen das Ausmaß der Überflutung, die Wassertiefe sowie ggf. die Fließgeschwindigkeit oder den relevanten Abfluss für Hochwasser mit niedriger, mittlerer und gegebenenfalls hoher Wahrscheinlichkeit darstellen. Die HWGK gehen durch Betrachtung von Extremereignissen und Einbeziehung der Fließgeschwindigkeit und des Stofftransportes über die bisherigen Festlegungen des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) hinaus. Hieraus resultieren neue Spielräume für die Risikobewertung und für nachgeschaltete Maßnahmen.

Die Hochwasserrisikokarten (HWRK) sollen sämtliche für die Risikoanalyse erforderlichen Angaben enthalten. Hierzu gehört die Quantifizierung der betroffenen Bevölkerung, deren ökonomischen Aktivitäten, Anlagen nach der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) und die von ihnen potenziell betroffenen Schutzgebiete sowie ggf. Gehalt an mitgeführten Sedimenten, Schutt und andere bedeutende Verschmutzungsquellen (Sauer et al 2007). Insofern würdigt die HWRL die stofflichen Aspekte in besonderem Maße mit der Konsequenz, dass die HWGK und HWRK entsprechend um die stofflichen Hochwasserrisiken zu erweitern sind. In diesem Leitfadens wird hierzu ein erster Vorschlag unterbreitet.

(4) Hochwasserrisikomanagementpläne gemäß Art. 7 (3) HWRL:

Die Hochwasserrisikomanagementpläne (HWRMP) zielen schwerpunktmäßig auf die Vermeidung und den Schutz vor Hochwasser sowie der Vorsorge einschließlich der Hochwasservorhersage und Frühwarnung ab. Zusätzlich können Instrumente der Flächennutzung, die auf die Verbesserung des Wasserrückhalts und auf kontrollierte Überflutungen bestimmter Gebiete ausgerichtet sind, in den HWRMP enthalten sein. Insgesamt reicht das Spektrum möglicher Maßnahmen von der Verringerung der Hochwassergefahr bis hin zur Minderung der Schadensanfälligkeit. Aus stofflicher Sicht sind somit einerseits die Freisetzung von Belastungs- und Schadstoffen und andererseits die Schadeinwirkung auf sensible „Rezeptoren“ (Mensch, Umwelt, Gebäude, Güter, etc.) zu minimieren. Hierbei sind auch Maßnahmen zur gezielten Rückhaltung und Akkumulation von Schadstoffen in Trockenbecken und Poldern zum Schutz der Unterlieger grundsätzlich denkbar.

1.2 Förderaktivität RIMAX

Die Hochwasserereignisse der vergangenen Jahre haben Grenzen und Defizite der Hochwasservorsorge in Deutschland aufgezeigt. Deshalb hat das Bundesministerium für Bildung und Forschung die Förderaktivität „Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse“, kurz RIMAX, ins Leben gerufen. In RIMAX sollen alle relevanten Fachdisziplinen gemeinsam wissenschaftlich fundierte Methoden und Werkzeuge für ein modernes Hochwasserrisiko-management in Deutschland entwickeln und umsetzen. Seit Anfang 2005 arbeiten über 30 Projekte im Rahmen dieser Förderaktivität.

Um die schnelle Umsetzung der Forschungsergebnisse in die Praxis zu gewährleisten, sind an den RIMAX-Verbundprojekten neben Universitäten und Forschungseinrichtungen auch verantwortliche Organe des Bundes, der Länder sowie der Kommunen, Wasserverbände, Versicherungen und Privatunternehmen beteiligt.

Die Forschungsaktivitäten in RIMAX konzentrieren sich auf drei Teilbereiche. Der erste befasst sich mit der Analyse von Hochwassern sowie der Entwicklung von verbesserten Vorhersage- und Vorwarnkonzepten. Im zweiten Bereich werden Konzepte zur Sicherung und Verbesserung des technischen Hochwasserschutzes entwickelt. Der dritte Teilbereich, Informieren und Kommunizieren, beschäftigt sich mit der Förderung des Hochwasserbewusstseins und der Risikokommunikation.

Der vorliegende Leitfaden ist ein praxistaugliches Produkt des RIMAX-Verbundprojekts: „*Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung*“. Er ist unter besonderer Berücksichtigung der stofflichen Komponente entwickelt worden.

Das Verbundprojekt wurde von drei Institutionen, den Universitäten Hohenheim und Stuttgart sowie dem Erftverband (Bergheim), getragen und gliederte sich in die folgenden Teilprojekte:

- Sedimentations- und Stoffdynamik in Retentionsräumen und Überschwemmungsgebieten

Die Versuchsanstalt für Wasserbau des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart fungierte als Projektkoordinator und übernahm den Themenkomplex der Sedimentationsdynamik in Rückhalteräumen und Überschwemmungsgebieten inklusive der 2-dimensionalen Strömungs-, Sediment- und Schadstofftransportmodellierungen. Außerdem wurden Sedimentbeprobungen sowie weitere Messkampagnen und ein Beitrag zu allgemeinen Kosten-Nutzen-Betrachtungen geleistet.

- Flächendetaillierte Modellierung von Abfluss, Erosion und Stoffaustrag aus Einzugsgebieten

Der Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart befasste sich mit dem Niederschlags-Abfluss-Verhalten, der Erosion im jeweiligen Einzugsgebiet und dem Stofftransport über die Gewässer in die Rückhaltebecken.

- Angepasste Landnutzung in Retentionsräumen und in deren Einzugsgebiet zur Minimierung von Umweltschäden und Ertragseinbußen in der Landwirtschaft

Das Fachgebiet Allgemeine Bodenkunde mit Gesteinskunde des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim stellten die Landnutzung und die Bodenverbreitung in den Einzugsgebieten dar und führte Bodenbeprobungen sowie die Abschätzungen der Auswirkung der Überstauung von landwirtschaftlich genutzten Flächen auf den nutzbaren Ertrag durch.

Das Fachgebiet Biogeophysik des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim ermittelte die horizontale und vertikale Verteilung der Schwermetallbelastung in den Böden der Rückhaltebecken und gab Langzeitprognosen für den Eintrag von Schwermetallen in die Böden der Rückhaltebecken.

- Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung mit besonderer Würdigung des stofflichen Aspekte

Der Erftverband entwickelte einen Leitfaden zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung. Zur Findung von optimalen Bewirtschaftungsstrategien wurden Nutzungskonflikte aufgezeigt, Wertschöpfungsverluste quantifiziert und rechtliche Rahmenbedingungen berücksichtigt. Durch die Verknüpfung der Ergebnisse der Teilprojekte entstand dieser praxisorientierte Leitfaden.

Durch die Anwendung der Methoden und Modelle auf die Einzugsgebiete von Erft und Rems werden die Forschungsergebnisse praxisnah erprobt und können somit auch z.B. für andere Wasserwirtschaftsverbände und Kommunen nutzbar gemacht werden.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Das Forschungsfeld des Leitfadens bewegt sich in einem rechtlichen Rahmen, der von einer Vielzahl von Richtlinien, Gesetzen und Verordnungen aufgespannt wird.

Betroffen sind hierbei vor allem Bereiche des Wasser- und des Bodenschutzes. Darüber hinaus werden auch die Bereiche integrierte Raumplanung, Raumnutzungsansprüche und die Meeresschutzrichtlinie tangiert. Die rechtlichen Grundlagen der Fachplanung, also des Wasser- und Bodenschutzes werden im Rahmen dieses Kapitels in aller Kürze angerissen.

2.1 Wasserrecht

Der Bereich des Wasserrechts wird in Deutschland durch die gesetzlichen Bestimmungen über Wasserschutz und Wasserbenutzung sowie Be- und Entwässerung abgedeckt. Zu unterscheiden sind die Regelungen bezüglich des Wassers als Verkehrs- und Transportweg vom Wasserwirtschaftsrecht, das teils Bundes-, teils Landesrecht ist. Die Länder haben im Wesentlichen zum Wasserhaushaltsgesetz des Bundes ergänzende Wassergesetze erlassen, die besonders Aufgaben und Zuständigkeit der Gewässeraufsicht, den Gewässerschutz, die Reinhaltung, die Unterhaltung und den Ausbau der Gewässer, die wasserwirtschaftliche Planung sowie die Zuständigkeit der Wasserbehörden regeln.

Das Wasserrecht (bzw. die Wasserpolitik) der europäischen Gemeinschaft bestand bis zum Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) aus über 30 Richtlinien, die den Wasserbereich betrafen (Zumbroich 2006). Dieses umfangreiche Regelwerk, das sich über 20 Jahre aufgrund sehr unterschiedlicher Bedürfnisse und Probleme entwickelt hatte, wies erhebliche Defizite und Inkonsistenzen auf.

2.1.1 Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)

Das Europäische Parlament und der Europäische Ministerrat haben mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die am 22. Dezember 2000 in Kraft trat, für alle Mitgliedstaaten der EU einen Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik geschaffen. Die WRRL soll zur Entwicklung einer integrierten, wirksamen und kohärenten Wasserpolitik in Europa beitragen.

Mit der WRRL werden europaweit einheitliche Ziele zum Gewässerschutz festgelegt, die bis zum Jahre 2015 eingehalten bzw. erreicht sein sollen:

- Natürliche Oberflächengewässer sollen grundsätzlich einen „guten ökologischen Zustand“ und einen „guten chemischen Zustand“ erreichen.
- Künstliche Oberflächengewässer und als erheblich verändert eingestufte Gewässer sollen ein „gutes ökologisches Potenzial“ und einen „guten chemischen Zustand“ erreichen.
- Das Grundwasser soll einen „guten mengenmäßigen“ und einen „guten chemischen Zustand“ erreichen.

Die Ziele sollen verwirklicht werden durch:

- die Vermeidung einer Verschlechterung, sowie durch den Schutz und die Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und ihrer Auen im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,

- die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,
- das Anstreben eines stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung bzw. Beendigung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von bestimmten umweltgefährdenden Stoffen und
- die Sicherstellung einer schrittweisen Verminderung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung.

Welches Ziel im Einzelfall in welchem Zeitraum für jedes Gewässer erreicht werden soll, ist nach sorgfältiger Abwägung zu entscheiden. Neben wasserwirtschaftlichen spielen hier sozioökonomische Aspekte eine Rolle. Zur Erreichung der Ziele sind die kosteneffizientesten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen auszuwählen.

Die Bewirtschaftung eines oder mehrerer Trockenbecken oder Polder innerhalb eines Einzugsgebietes hat auch Auswirkungen auf die Gewässerchemie und -biologie sowie das restliche Einzugsgebiet. Daher müssen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie und im Zuge der Erstellung der Maßnahmenprogramme die Bewirtschaftungsziele zum Betrieb von Trockenbecken und Poldern auch auf die Belange der Wasserrahmenrichtlinie abgestimmt werden. Die Wasserrahmenrichtlinie stellt daher ein zentrales Instrument dar, das neben anderen Aspekten einen hohen Einfluss auf die Möglichkeiten der Bewirtschaftung hat.

2.1.2 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) ist in Deutschland ein Rahmengesetz des Bundes, das zusammen mit den Wassergesetzen der Länder den Hauptteil des deutschen Wasserrechts bildet. Das WHG enthält Bestimmungen über den Schutz und die Nutzung von Oberflächengewässern und des Grundwassers, außerdem Vorschriften über den Ausbau von Gewässern und die wasserwirtschaftliche Planung. Wie der Name des Gesetzes erkennen lässt, handelt es sich nicht um ein reines Schutzgesetz. Der Begriff *Haushalt* weist darauf hin, dass das Gesetz die Bewirtschaftung regelt und dabei den „haushälterischen Umgang“ (nachhaltig) mit der Ressource Wasser sicherstellen soll. Nutzung und Schutz sind also aufeinander bezogene Ziele des Gesetzes, ohne dass damit eine Rangfolge festgelegt wäre. Der Begriff Schutz hat im Zusammenhang mit Wasser zudem zwei Seiten: Ein Anliegen ist der Schutz des Wassers in seiner Funktion als Trink- und Brauchwasser und als Lebensraum für Flora und Fauna, ein weiteres Anliegen ist der Schutz vor dem Wasser bei Hochwasserereignissen.

Mit der Novellierung des WHG im Jahr 2006 wurde die europäische Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht umgesetzt.

2.1.3 Europäische Hochwassermanagementrichtlinie (HWRL)

Am 26. November 2008 trat die europäische Richtlinie über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken (Richtlinie 2007/60/EG) in Kraft. Mit der Veröffentlichung und dem Inkrafttreten der europäischen Hochwasserrichtlinie berichtigt die Europäische Union ein Defizit, das seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie bestand. In der WRRL wurde das Thema Hochwasserschutz nahezu vollständig ausgeblendet, obgleich die WRRL einen neuen Ordnungsrahmen für die gesamte Wasserwirtschaft in Europa darstellen sollte.

Die WRRL schreibt für ganz Europa einheitliche konkrete Ziele für Oberflächenwasserkörper im Bezug auf die biologischen, physikalisch-chemischen und die hydromorphologischen Qualitätskomponenten fest, ohne dabei die Wechselwirkungen mit der Thematik Hochwasser und Hochwasserschutz hinreichend zu berücksichtigen.

Mit der nun vorliegenden Europäischen Hochwassermanagementrichtlinie werden insbesondere Themen wie vorsorgender Hochwasserschutz, Hochwassermanagement und Hochwasserrisiko berücksichtigt, die unter Einbeziehung der WRRL erstmals ganzheitliche wasserwirtschaftliche Planungen ermöglichen.

Der wesentliche Motor zur Erarbeitung der neuen Hochwasserrichtlinie waren die in den letzten Jahren vermehrt aufgetretenen teilweise extremen Hochwasserereignisse, die - wenn man nur beispielhaft das Elbe- und Muldehochwasser 2002 betrachtet - enorme Schäden verursacht haben (Nacken 2008).

Die Richtlinie sieht bei der Bewertung und beim Management von Hochwasser eine dreistufige, aufeinander aufbauende Vorgehensweise vor:

- Vorläufige Bewertung des Hochwasserrisikos (bis Ende 2011)
- Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten (bis Ende 2013)
- Pläne für das Hochwasserrisikomanagement (bis Ende 2015).

Worin besteht die Relevanz der Hochwasserrichtlinie für die Erarbeitung eines Integrativen Bewirtschaftungskonzepts?

Die Hochwasserrichtlinie fordert in Art. 7 die Unterstützung nachhaltiger Flächennutzungsmethoden, die Verbesserung des Wasserrückhalts und kontrollierte Überflutung bestimmter Gebiete im Fall eines Hochwasserereignisses. Diese Bereiche, von denen insbesondere der Bereich „nachhaltige Flächennutzungsmethoden“ ein wesentlicher Bestandteil des RIMAX-Projektes ist, sollen in die Hochwassermanagementpläne mit einbezogen werden.

Dieser Leitfaden stellt daher zukünftig ein wichtiges Werkzeug dar, das zur Erarbeitung der Hochwassermanagementpläne herangezogen werden kann.

Der Bezug der Hochwassermanagementrichtlinie zur vorliegenden Thematik wurde bereits eingehend im einführenden Kapitel 1.1 (S. 1) betrachtet.

2.2 Bodenschutzrecht

Bodenschutz beinhaltet die Maßnahmen, die zum Schutz des Bodens unter dem Aspekt des Natur- und Umweltschutzes getroffen werden. Der Bodenschutz hat in Deutschland mit dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) seit dem Jahr 1999 eine einheitliche Grundlage.

Diese Grundlage wird erweitert durch vorrangige Rechtsvorschriften, wie das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW-/AbfG), das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) und das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG).

Die Europäische Kommission hat inzwischen den Entwurf einer europäischen Bodenrahmenrichtlinie vorgelegt (im Jahr 2006), die den Mitgliedsstaaten unter anderem die Ausweisung von Risikogebieten vorgibt.

2.2.1 Europäische Bodenrahmenrichtlinie (EG-BRRL)

Am 22. September 2006 hat die EU-Kommission ihre Thematische Bodenstrategie mit einem Vorschlag für eine Europäische Bodenrahmenrichtlinie (EG-BRRL) vorgelegt. Diese Rahmenrichtlinie befindet sich derzeit in der Abstimmung, der Entwurf liefert aber schon jetzt einen wertvollen rechtlichen (aber derzeit noch unverbindlichen) Baustein für die Erstellung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts.

Die vorgeschlagene Bodenrahmenrichtlinie umfasst u.a. die Schaffung eines gemeinsamen Rahmens für den Bodenschutz, in dem Bestreben die Funktionen des Bodens zu erhalten, eine Verschlechterung der Bodenqualität zu vermeiden und deren Folgen einzudämmen, geschädigte Böden wiederherzustellen und Bodenschutzbelange in andere Politikbereiche einzubinden (Kommission der EG 2006).

Worin besteht die Relevanz der Bodenrichtlinie für die Erarbeitung eines Integrativen Bewirtschaftungskonzepts?

Die Europäische Bodenrichtlinie wird sich im Wesentlichen auf die zu treffenden Maßnahmen zum Schutz und zur Erhaltung der Böden sowohl innerhalb eines Rückhaltesystems als auch in dessen Einzugsgebiet auswirken. Da der Sedimenteintrag in ein Objekt bzw. der Transport im Gewässer und damit gegebenenfalls verbunden die Verlagerung und Akkumulation von Schadstoffen, hauptsächlich durch das Erosionsgeschehen im Einzugsgebiet begünstigt wird, sind Maßnahmen eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts auch in die gem. Artikel 8 zu erstellenden Maßnahmenprogramme aufzunehmen. Zu diesen Maßnahmen zählen u. a. Bekämpfung von Erosion, Verlusten organischer Substanz, Verdichtung, Versalzung und Erdrutschen. Diese Maßnahmenprogramme sind von den Mitgliedstaaten zu erstellen.

Die Bodenrahmenrichtlinie legt jedoch keine quantitativen Ziele für den Bodenschutz fest, in Fachkreisen (z. B. Umweltbundesamt) wird dies durchaus als nachteilig empfunden. Hierzu sei u. a. auf die derzeit gültige Bundesbodenschutzverordnung verwiesen.

2.2.2 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG)

Das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) ist ein bundesdeutsches Rahmengesetz, das zusammen mit den Bodenschutzgesetzen der Länder den Hauptteil des deutschen Bodenschutzrechts bildet (s. BRD 1998). Es verfolgt den Zweck, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, der Boden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen. Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden.

2.2.3 Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV)

Die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) gilt für die Untersuchung und Bewertung von Flächen, für Anforderungen an die Gefahrenabwehr durch Dekontaminations- und Sicherungsmaßnahmen, für ergänzende Anforderungen an Sanierungsuntersuchungen und Sanierungspläne, für Anforderungen zur Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen und für die Festlegung von Prüf- und Maßnahmenwerten sowie von Vorsorgewerten.

2.3 Orientierungswerte für die stoffliche Belastung von Böden in Rückhaltebecken

Grenzwerte für relevante Schadstoffe in Böden wie Schwermetalle werden, in Abhängigkeit von der Nutzung, durch die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) festgelegt. Für die Gefährdung von Rückhaltebecken durch stoffliche Einträge sind hauptsächlich die Schadstoffbelastungen im Sediment und, allerdings in geringerem Maße, in der wässrigen Phase von Bedeutung. Die Sedimentbelastung ergibt sich aus diffusen und punktförmigen Einträgen im Einzugsgebiet (s. Kap. 4.2.1.3, S. 30).

Da sich in Deutschland keine gesetzliche Regelung mit der Problematik des stofflichen Eintrags in Rückhaltebecken und den daraus resultierenden Folgen für die Nutzung beschäftigt, werden einige Orientierungswerte kurz vorgestellt. Mit Hilfe dieser Orientierungswerte kann dann das Gefährdungspotential bestimmt werden. Einige Orientierungswerte sind am Beispiel der Schwermetalle in Tab. 2-2 zusammengestellt.

(1) Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999)

Die BBodSchV regelt den Umgang mit der Ressource Boden und gilt u.a. für „Anforderungen zur Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen nach § 7 des Bundesbodenschutzgesetzes einschließlich der Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien nach § 6 des Bundesbodenschutzgesetzes“ (§ 1, Abs. 4, BBodSchV 1999).

Hinsichtlich der Schadstoffe werden Vorsorge-, Maßnahmen- und Prüfwerte in Abhängigkeit von der Nutzung des Bodens angegeben. Schädliche Bodenveränderungen sollen so vermieden werden. Die Wirksamkeit der BBodSchV für Böden in Rückhaltebecken ergibt sich aus dem wiederkehrenden Eintrag von Sedimenten und an ihnen gebundene Stoffe während Einstauereignissen. In Tab. 2-2 sind die Vorsorgewerte in Abhängigkeit der Bodenart angegeben. Vorsorgewerte sind „Bodenwerte, bei deren Überschreitung (...) in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht ...“ (BBodSchV 1999).

(2) Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992)

Die Klärschlammverordnung regelt das Aufbringen von Klärschlamm zu Düngezwecken auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Sie legt Grenzwerte sowohl für den Boden als auch für den aufzubringenden Schlamm fest. Auch die Nutzung solcherart behandelter Flächen wird geregelt. Obwohl die Klärschlammverordnung ausdrücklich nur für Schlämme gilt, die aus Abwasseraufbereitungsanlagen stammen, wird an dieser Stelle zu Vergleichszwecken auf sie eingegangen, da die Klärschlammverordnung die einzige gesetzliche Regelung in Deutschland darstellt, die Grenzwerte für auf landwirtschaftliche Flächen aufgebraachte Schlämme aufstellt. Sie kann aber im Falle von Rückhaltebecken und der Problematik der Sedimentakkumulation juristisch nicht angewendet werden. Es existiert allerdings in Deutschland keine andere Regelung, die das „Aufbringen“ von Sedimenten auf landwirtschaftliche Flächen regelt.

Laut Klärschlammverordnung ist das Aufbringen von Klärschlamm auf Dauergrünland sowie Anbauflächen für Obst und Gemüse verboten. Auch die Ausbringung auf landwirtschaftliche genutzte Flächen unterliegt strengen Auflagen.

Exkurs HRB Horchheim (Erft): Die Schwermetallgehalte der Sedimente übersteigen die Grenzwerte für Klärschlämme laut Klärschlammverordnung deutlich. Klärschlämme mit dieser Belastung dürften nicht auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden. Für Sedimentaufträge im Hochwasserfall gibt es in Deutschland derzeit keine gesetzlichen Grenzwerte.



(3) Orientierungswerte der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Bewertungsgrundlage für die einzelnen Komponenten waren jeweils vorhandene landesweite Regelungen und/oder bestehende EG-Richtlinien. Mehrere dieser Europäischen Richtlinien, die in die WRRL integriert wurden, sowie die korrespondierenden Umsetzungen in nationales Recht geben für viele der zu betrachtenden Stoffe und Parameter Qualitätsziele vor. Die berücksichtigten EG-Richtlinien sind im Folgenden aufgeführt:

- Richtlinie 76/464/EWG (Gewässerschutzrichtlinie) mit Tochterrichtlinien
- Richtlinie 91/414/EWG (Pflanzenschutzmittelrichtlinie)
- Richtlinie 91/676/EWG (Nitratrichtlinie)
- Richtlinie 78/659/EWG (Fischgewässerrichtlinie)

Die Orientierungswerte der Wasserrahmenrichtlinie wurden zur Abschätzung der Zielerreichung des guten Zustandes bzw. des guten Potenzials in der Bestandsaufnahme herangezogen.

(4) Hollandliste (Rosenkranz et al. 2005)

In den Niederlanden wurden 1983 erstmals sogenannte Referenzwerte für Umweltmedien eingeführt, die den landestypischen Hintergrundwerten entsprachen. Umweltmedien, die Werte unterhalb der entsprechenden Referenzwerte aufweisen, gelten als unbelastet. Die heute gültigen Werte von 1994 erhalten neue sogenannte Interventionswerte, bei deren Überschreitung eine ernsthafte Kontamination vorliegt und entsprechende Maßnahmen ergriffen werden müssen. Die Hollandliste bietet sich als Vorlage für Orientierungswerte für Rückhaltebecken an, weil Grenzwerte sowohl für Böden als auch für Sedimente vorliegen. Da die Referenzwerte allerdings nach landestypischen, niederländischen Hintergrundkonzentrationen festgelegt wurden, sollte in Deutschland dafür besser auf die Werte der Bundesländer-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2003) zurückgegriffen werden.

(5) Geoakkumulationsindex (Müller et al. 1993)

Der Geoakkumulationsindex dient zur Beurteilung der Sedimentqualität und ist ein Maß für die Belastung von Sedimenten (und Böden) mit anorganischen und organischen Schadstoffen. Der Index setzt die vorhandene Konzentration in Bezug zu einem unbelasteten Hintergrundwert (präzivilisatorische Konzentrationen).

(6) Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (SLfL 2006)

In diesem Informationsblatt sind Empfehlungen für die landwirtschaftliche Nutzung schwermetallbelasteter Böden zusammengestellt. In Abhängigkeit von der Schwere der Bodenbelastung und der Schwermetallaufnahme einzelner Pflanzen und Sorten werden Anbauempfehlungen gegeben. Tab. 2-1 gibt einen Überblick über die Eignung von Obst- und Gemüse-

anbau auf schwermetallbelasteten Böden. Für den Getreideanbau wird bei Überschreitung der Grenzwerte lt. Futtermittel- und Lebensmittelrecht (EG-Richtlinien 178/2002, 2002/32/EG, EFTA 144/06/KOL, EG 1881/2006) empfohlen, auf andere Sorten mit geringerer Schwermetallaufnahme auszuweichen oder eine Umwandlung in Grünland durchzuführen. Eine verringerte Schwermetallaufnahme auf Grünlandflächen kann durch vermehrten Anbau von Weidegräsern erreicht werden. Werden die Grenzwerte dennoch überschritten, können die belasteten Pflanzen z. B. in Biogasanlagen verwertet werden. Einen guten Überblick über Hintergrundwerte in den Böden Deutschlands für anorganische und organische Schadstoffe gibt die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2003).

Die Tab. 2-1 gibt als Handlungsempfehlung für den Anbau von Obst- und Gemüse auf schwermetallbelasteten Böden wertvolle Hinweise für eine an die Belastung angepasste Landnutzung. Sie kann zu einer ersten Orientierung herangezogen werden. Eine Zusammenstellung der gängigen Orientierungswerte zur Abschätzung der Belastung liefert Tab. 2-2 auf S. 13.

HA 2 1

Tab. 2-1: Anbauempfehlungen für Obst- und Gemüsebau auf schwermetallbelasteten Böden (aus: SLfL 2006b)

Schwermetallaufnahme		
erhöht	mittel	gering
Blattgemüse Stängelgemüse Spinat Blattsalat Kresse Küchenkräuter Rhabarber Möhren Petersilienwurzel Radieschen Rettich Rote Beete Schwarzwurzel Sellerie	Kohlgemüse Blumenkohl Kopfkohl Kohlrabi Brokkoli Grünkohl Rosenkohl Porree Zwiebeln Knoblauch Erdbeeren Kartoffeln	Alle Obstarten Bohnen Erbsen Gurken Paprika Tomaten
Anbau nicht geeignet	Anbau bedingt geeignet	Anbau geeignet

Tab. 2-2: Zusammenstellung der Orientierungs- und Grenzwerte aus einschlägigen Richtlinien und Verordnungen am Beispiel der Schwermetalle

Quelle Stoffe	BBodSchV (1999) Vorsorgewerte (Königswasser- aufschluss)			Hollandliste (Boden/Sediment) (Rosenkranz et al., 2005)			AbfKlärV (Königswasser- aufschluss) (AbfKlärV, 1992)				LAWA-Zielvorgaben (LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998)						Geoakkumulationsindex (Müller et al., 1993).								
	Bodenart Ton	Bodenart Schluff / Lehm	Bodenart Sand	Referenzwert	Prüfwert für nähere Untersuchung	Prüfwert für Sanierung	Flächennutzung LWS oder Garten (normale Böden)	Flächennutzung LWS oder Garten (5 < pH < 6, < 5 % Ton)	Klärschlamm (normale Böden, LWS oder Garten)	Klärschlamm (Böden: 5 < pH < 6, < 5 % Ton)	geogener Hintergrund	sehr geringe Belastung	mäßige Belastung	deutliche Belastung	erhöhte Belastung	hohe Belastung	sehr hohe Belastung	unbelastet	Unbelastet bis mäßig belastet	Mäßig belastet	Mäßig bis stark belastet	Stark belastet	Stark bis übermäßig belastet	Übermäßig belastet	
	[mg/kg]			[mg/kg]			[mg/kg]				[mg/kg]						[mg/kg]								
As				BQ	30	50												≤ 19,5	> 19,5 - 39	> 39 - 78	> 78 - 156	> 156 - 312	> 312 - 624	> 624	
Pb	100	70	40	BQ	150	600	100		900		≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800	≤ 30	> 30 - 60	> 60 - 120	> 120 - 240	> 240 - 480	> 480 - 960	> 960	
Ba				200	400	2000																			
Cd	1,5	1,0	0,4	BQ	5	20	1,5	1,0	10	5	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	≤ 9,6	> 9,6	≤ 0,45	> 0,45 - 0,9	> 0,9 - 1,8	> 1,8 - 3,6	> 3,6 - 7,2	> 7,2 - 14,4	> 14,4	
Cr	100	60	40	BQ	250	800	100		900		≤ 80	≤ 160	≤ 320	≤ 640	≤ 1280	≤ 2560	> 2560								
Co				20	50	300												≤ 28,5	> 28,5 - 57	> 57 - 114	> 114 - 228	> 228 - 456	> 456 - 912	> 912	
Cu	60	40	20	BQ	100	500	60		800		≤ 20	≤ 40	≤ 80	≤ 160	≤ 320	≤ 640	> 640								
Mo				10	40	200																			
Ni	70	50	15	BQ	100	500	50		200		≤ 30	≤ 60	≤ 120	≤ 240	≤ 480	≤ 960	> 960	≤ 102	> 102 - 204	> 204 - 408	> 408 - 816	> 816 - 1632	> 1632 - 3264	> 3264	
Hg	1,0	0,5	0,1	BQ	2	10	1		8		≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	≤ 1,6	≤ 3,2	≤ 6,4	> 6,4								
Sn				20	50	300																			
Zn	200	150	60	BG	500	3000	200	150	2500	2000	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	≤ 1600	≤ 3200	> 3200	≤ 143	> 143 - 285	> 285 - 570	> 570 - 1140	> 1140 - 2280	> 2280 - 4560	> 4560	

AbfKlärV 1992. Klärschlammverordnung.

BBodSchV 1999. Bundes - Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

LAWA (Hrsg) Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1998 Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland -Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag, Berlin.

Müller G, Yahya A and Gentner P 1993. Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Zuflüsse: Bestandsaufnahme 1990 und Vergleich mit früheren Untersuchungen. Heidelberger

Geowissenschaftliche Abhandlungen 69.

Rosenkranz D, Bachmann G, König W and Einsele G (Hrsg) 2005 Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser.

Erich Schmidt Verlag, Berlin.

3 Methodik

Dieser Leitfaden soll eine Handlungsempfehlung zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts geben, die den Anwender in seiner besonderen und komplexen Situation unterstützt, zielgerichtete Entscheidungen zu treffen. Diese Entscheidungen, z. B. zur Standortwahl eines neuen Rückhaltebeckens, zur Planung der Beckengeometrie, zum Beckenbetrieb oder zu einer übergeordneten Bewirtschaftung im Einzugsgebiet, sollen durch diese gezielten Handlungsempfehlungen unterstützt werden.

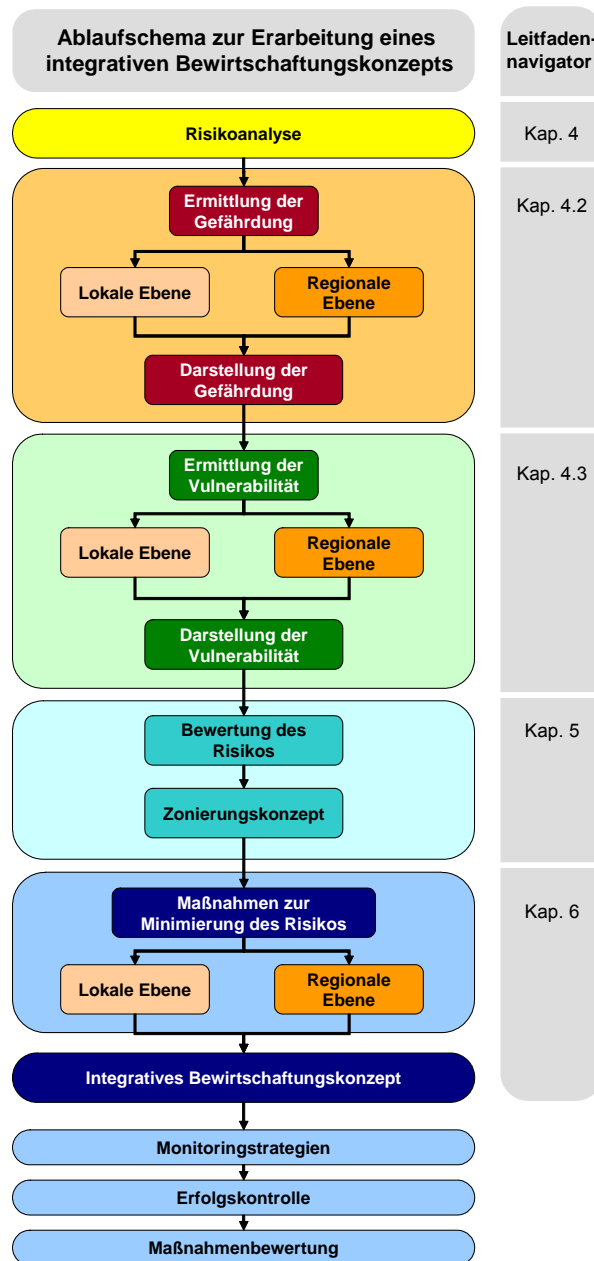


Abb. 3-1: Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts und Leitfadennavigator

Im Folgenden werden Aspekte der Hydrologie und Modellierung, der Erosion und Sedimentation, der Landbewirtschaftung und Schadstoffreduktion, der Risikoanalyse und der Risikobewertung und der Planung von Maßnahmen zur Minimierung des Risikos angesprochen.

Der Leitfaden bietet mit seinen Methodenbeschreibungen und Handlungsempfehlungen Lösungsansätze sowohl auf regionaler, als auch lokaler Ebene. Die Abb. 3-1 zeigt ein Ablaufschema sowie einen Leitfadennavigator. Anhand des Ablaufschemas lassen sich zum einen die notwendigen Arbeitsschritte in der Übersicht ablesen, zum anderen bietet der Leitfadennavigator einen direkten Zugang zum Inhalt der Leitfadenskapitel.

3.1 Aufbau

In den folgenden Kapiteln 4 bis 6 werden die einzelnen zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts erforderlichen Schritte aufgezeigt. Die Abfolge der Einzelschritte folgt einem Ablaufschema, das in Abb. 3-1 (S. 14) dargestellt ist. Der Leitfadennavigator führt den Leser durch den Leitfaden und zeigt ihm, an welcher Stelle im Erarbeitungsprozess er sich gerade befindet.

Im Kapitel 4 (ab S. 18) werden Möglichkeiten der Risikoanalyse aufgezeigt, die sich in die Ermittlung der Gefährdung und der Vulnerabilität untergliedert. Die Risikoanalyse ist ein grundlegender Schritt in der Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts.

Die Bewertung des Risikos erfolgt auf der Basis der Ergebnisse der Risikoanalyse und wird im Kapitel 5 ab S. 88 erläutert.

Durch eine Bewertung des Risikos können in einem nächsten Schritt Maßnahmen zur Minimierung des Risikos erarbeitet werden. Die Möglichkeiten werden im Kapitel 6 ab S. 98 dargelegt.

Immer wenn Maßnahmen durchgeführt werden, sollte auch eine Erfolgskontrolle in Form eines Monitorings erfolgen. Die Möglichkeiten eines stofflichen Monitorings werden in Kapitel 4.4 ab S. 77 erläutert.

Methodenbeschreibungen im Anhang A runden den Leitfaden ab, hier finden Sie zu den im Rahmen des Forschungsprojektes angewendeten Methoden Angaben über Möglichkeiten, Grenzen, Alternativen und Voraussetzungen.

Auf der CD-Rom des Leitfadens sind zwei Fallstudien abgelegt, der Erft in Nordrhein-Westfalen und der Rems in Baden-Württemberg, in denen ein großer Teil der Methoden exemplarisch angewendet wurde.

3.2 Definition der Betrachtungsebenen

Im Rahmen dieses Leitfadens wird vielfach zwischen der *lokalen* und der *regionalen Ebene* unterschieden. Je nach Betrachtungswinkel bzw. Maßstab können die Begriffe lokal und regional in der fachlichen Verwendung unterschiedlich aufgefasst werden. Daher sollen diese beiden Begriffe kurz definiert werden. Des Weiteren wird der Begriff *Wirkungsbereich* eines Rückhaltebeckens erläutert.

Lokale Ebene: Die lokale Ebene wird im Rahmen dieses Leitfadens durch eine Rückhaltemaßnahme bestimmt. Sie umfasst z. B. ein Rückhaltebecken im Hauptschluss mitsamt dessen Stauraum, sowie den Zu- und den Ablaufbereich des Rückhaltebeckens. In Abhängigkeit von der Dimension der Rückhaltemaßnahme kann die lokale Ebene eine Fläche von weniger als einem Hektar (bei sehr kleinen HRB) bis zu mehreren hundert Hektar beinhalten. Die Methodenbeschreibungen und Maßnahmenempfehlungen auf der lokalen Ebene beziehen sich daher häufig auf die unmittelbare Rückhaltemaßnahme.

Bestehen in einem Verbundsystem mehrere Rückhaltebecken, so müssen für jedes dieser Rückhaltebecken auf der lokalen Ebene die Schritte der Risiko- und Vulnerabilitätsermittlung, sowie der Maßnahmengenerierung zur Minimierung des Risikos separat durchgeführt werden.

Im Sinne einer integrativen Bewirtschaftung in Flusseinzugsgebieten sind Maßnahmen in Verbundsystemen von mehreren Rückhaltebecken aufeinander abzustimmen (s. Abb. 3-2 und Abb. 3-3).

HA 3-1



Abb. 3-2: Kommerner See oberhalb des HRB Niederberg (Rotbach, Erft) an einem Nebenlauf des Rotbachs; der Kommerner See ist eine Maßnahme belastete Sedimente zurückzuhalten (Bleisandfang)



Abb. 3-3: HRB Niederberg am Rotbach (Erft); Rückhalt von belastete Sedimenten durch den oh. liegenden Kommerner See

Regionale Ebene: Die regionale Ebene umschließt das gesamte Einzugsgebiet oberhalb eines Rückhaltebeckens sowie die Bereiche unterhalb eines HRB, die z. B. bei einem extremen Hochwasser überflutet werden. Die regionale Ebene wird vorwiegend in Betracht gezogen, wenn es um Maßnahmen zur Minimierung von Sediment- und Schadstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet geht. In der Regel sind dies auch die Gebiete, in denen Hochwasser entstehen. Der regionale Betrachtungsmaßstab ist bei der Erstellung eines integrativen Bewirtschaftungskonzeptes unverzichtbar, da viele Eingangsgrößen für die Betrachtungen auf lokaler Ebene unverzichtbar sind. Sowohl bei der Ermittlung des Risikos, als auch bei der Ermittlung der Vulnerabilität spielt die regionale Ebene eine entscheidende Rolle.

Wirkungsbereich einer Schutzmaßnahme: Der Wirkungsbereich einer Schutzmaßnahme ist aus stofflicher und hydraulischer Sicht der Bereich unterhalb eines Rückhalterums, in dem das auftretende Hochwasser (\leq Bemessungshochwasser) schadensfrei abgeführt werden kann. Auf den Wirkungsbereich einer Schutzmaßnahme wird im Kap. 4.2.2.4 (S. 55) näher eingegangen.

3.3 Methodenbeschreibungen

Im Rahmen des Leitfadens werden Methoden und Verfahren zur Erarbeitung von Grundlagen zur Entscheidungsfindung vorgestellt. Die mit ihrer Hilfe gewonnenen Erkenntnisse sollen die Entscheidungsfindung hin zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzeptes erleichtern bzw. erst möglich machen. Im Anhang des Leitfadens sind Methodensteckbriefe für einige angewandte Methoden enthalten (s. Anhang A). Auch enthält der Anhang die Fallstudie Rems, an der einige der beschriebenen Methoden überprüft und kalibriert wurden (s. Anhang B).

3.4 Handlungsempfehlungen

Die Handlungsempfehlungen dieses Leitfadens sind einzelne Bausteine, die dem Leser Hinweise liefern sollen. Diese Hinweise erleichtern dem Leser den Zugang zur Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts und sind daher grau hinterlegt und als Empfehlung herausgestellt.

Beispiel:

Eine Handlungsempfehlung dient als Hilfestellung für den Leser und als Unterstützung bei der Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts. Handlungsempfehlungen sind im Text mit grauen Balken kenntlich gemacht und besitzen eine eigene Beschriftung der Form „HA 3-x“.

HA
3-x

4 Risikoanalyse

Hochwasserrisikoanalysen sind bislang überwiegend auf urbane Gebiete ausgerichtet, wobei Gebäudeschäden und Wertschöpfungsverluste als Ergebnis der Hochwassereinwirkungen berücksichtigt werden.

Erfahrungen über Hochwasserrisikoanalysen für unbebaute Gebiete liegen so gut wie nicht vor. Nachfolgend wird die Systematik der Hochwasserrisikoanalysen auf Trockenbecken übertragen und um stoffliche Aspekte erweitert. Im Vergleich zu den herkömmlichen Risikoanalysen werden folgende Unterschiede erkennbar:

- Risikoanalysen zielen bislang auf die kosteneffiziente Minimierung von Hochwasserschäden ab. Bei Betrachtung von Fluträumen stehen die Aspekte des Ressourcenschutzes (insbes. Bodenschutz) und, im Falle landwirtschaftlicher Nutzung, des Verbraucherschutzes im Vordergrund.
- Bei der Entwicklung regionaler Bewirtschaftungsaspekte sind Hochwasser-, Ressourcen- und Verbraucherschutz gemeinsam zu betrachten.
- Auswirkungen von Hochwässern ergeben sich in Trockenbecken nicht nur durch Einwirkung des Wassers infolge der Überstauung, sondern auch durch die Deposition von Sedimenten und Schadstoffen in den Fluträumen. Insofern kann zwischen wassergebundenen und stoffgebundenen Hochwasserrisiken differenziert werden.
- Hochwasserrisikoanalysen basieren bislang auf ereignisbezogenen Hochwasserschadensbetrachtungen. Ein stoffliches Risiko in Überflutungsgebieten ergibt sich hingegen zusätzlich infolge der Überlagerung aufeinander folgender Einstauerereignisse, weil der stoßweise Eintrag von Schadstoffen langfristig zu einer Schadstoffakkumulation führen kann. Diese langfristigen Risiken sind für die Dauerhaftigkeit von Landnutzungen in den Flutgebieten von Bedeutung.

Die Erweiterung des Hochwasserrisikokonzeptes auf Trockenbecken und Polder ist in Abbildung Abb. 4-1 dargestellt. Die Ermittlung des Risikos wird im Rahmen dieses Leitfadens sowohl auf der lokalen Ebene (objektbezogen), als auch regional auf Einzugsgebietsebene durchgeführt.

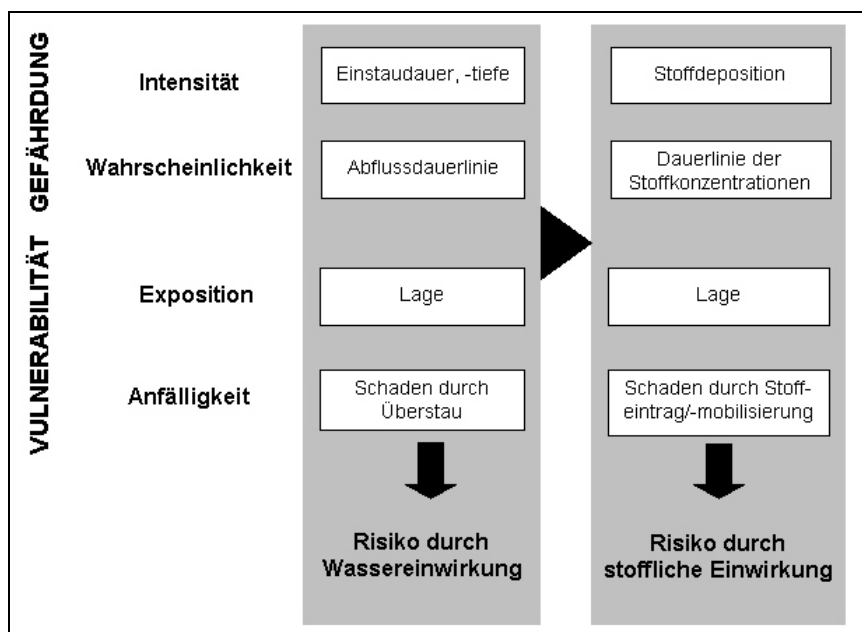


Abb. 4-1: Konzept der Hochwasserrisikoanalyse für Trockenbecken - Wasser- und Stoffeinwirkungen mit Zuordnung der Risikokomponenten

4.1 Funktionspfade von Schadstoffen im Gewässersystem

Gering wasserlösliche Substanzen, zu denen viele potenzielle Schadstoffe wie Schwermetalle und chlorierte Kohlenwasserstoffe gehören, sind im Gewässer an die Schwebstoffe und Sedimente angelagert (Förstner und Jacobs 2004). Daraus resultieren im Hinblick auf die Gewässerchemie und -ökologie mehrere Funktionen:

- (1) Bei einer ausreichenden Bindung der Schadstoffe an die im Wasser enthaltenen Feststoffe und einer anhaltenden Sedimentationstendenz können Flut- und Auensedimente als Schadstoffsinken fungieren. Für die Gewässerökologie bedeutet die Bindung von Schadstoffen an die Feststoffphase und ans Sediment eine Entgiftung der Lösungsphase.
- (2) Allerdings können auch feststoffgebundene Schadstoffe toxische oder kanzerogene Reaktionen hervorrufen, die bei Zielvorgaben für die Bewirtschaftung berücksichtigt werden müssen.
- (3) Die Neigung zur Feststoffbindung beinhaltet bei fortwährender Nachlieferung von Schadstoffen auch den Aufbau eines Schadstoffpotenzials im Kompartiment Boden bzw. Sediment.
- (4) Aus dem Schadstoffpotenzial der Sedimente und Böden kann bei veränderten Gewässerbedingungen (z. B. Absenkung des pH-Wertes) eine Remobilisierung der Schadstoffe stattfinden.
- (5) Erosive Abflussereignisse stellen eine weitere Möglichkeit der Remobilisierung von Sedimenten, Böden und damit auch Schadstoffen dar.
- (6) Der Transport der Schadstoffe in gelöster oder gebundener Form stellt einen weiteren Transportpfad dar.

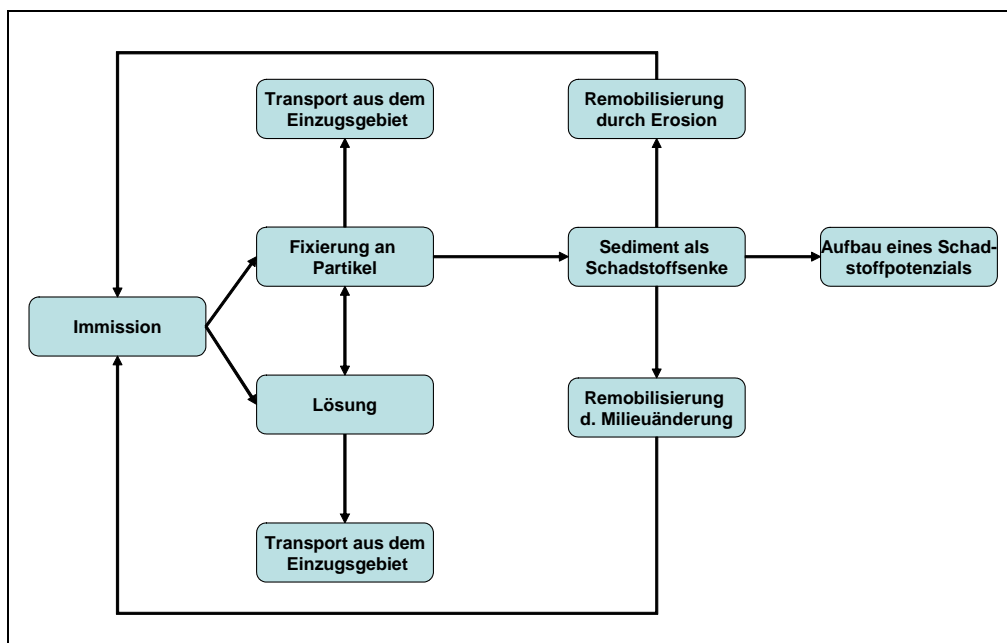


Abb. 4-2: Funktionspfade von Schadstoffen im Gewässersystem

4.2 Ermittlung der Gefährdung

Für die Bewertung eines Risikos (s. Kap. 5, S. 88) ist es zunächst erforderlich sich über die Gefährdung Gedanken zu machen. Die Ermittlung der Gefährdung ist Gegenstand dieses Kapitels. Die Betrachtung erfolgt getrennt für die lokale und die regionale Ebene.

Als Gefährdung wird zum einen die direkte, objektbezogene Gefährdung einer Rückhalte- maßnahme verstanden. Dabei geht es allerdings nicht um Versagenswahrscheinlichkeiten von Bauwerken, sondern um die Gefährdung durch Überstau und den stofflichen Eintrag.

Zum anderen wird die Gefährdung aus dem Einzugsgebiet für das entsprechende Rückhalte- becken abgeschätzt. Dieses Kapitel gibt Methoden und Empfehlungen an die Hand, mit deren Hilfe erforderliche Daten zur Gefährdung erfasst werden können. Im Einzelnen handelt es sich um folgende Teilbereiche:

Regionale Ebene		
Bezeichnung	Beschreibung	Kap.
Einzugsgebietsbeschreibung	<ul style="list-style-type: none"> • liefert Basisinformationen zur Einschätzung der Gefährdung • dient der Datenerhebung für weitere Methoden 	4.2.1.1, S. 21
Hydrologie	<ul style="list-style-type: none"> • gibt einen Überblick über Möglichkeiten der hydrologischen Modellierung von Einzugs- gebieten 	4.2.1.2, S. 26
Sedimentaustrag	<ul style="list-style-type: none"> • Methoden zur Bilanzierung des Sediment- austrags aus dem Einzugsgebiet (ABAG, MUSLE, USLE) 	4.2.1.3, S. 30
Schadstoffscreening	<ul style="list-style-type: none"> • liefert Möglichkeiten für ein Schadstoff- screening 	4.2.1.4, S. 36
Schadstoffaustrag	<ul style="list-style-type: none"> • zeigt Möglichkeiten der Abschätzung des Schadstoffaustrags aus dem Einzugsgebiet in das Rückhaltebecken auf 	4.2.1.5, S. 40
Lokale Ebene		
Bezeichnung	Beschreibung	Kap.
Hydraulik von Rückhaltebe- cken	<ul style="list-style-type: none"> • zeigt Möglichkeiten der Modellierung der Hydraulik von Rückhaltebecken auf 	4.2.2.1, S. 41
Stoffrückhalt in Trockenbe- cken	<ul style="list-style-type: none"> • liefert Möglichkeiten der Bilanzierung von Stoffrückhalt und Stoffdeposition in Tro- ckenbecken 	4.2.2.2, S. 43
Ermittlung der Schadstoffbe- lastung in Trockenbecken	<ul style="list-style-type: none"> • Methoden zur Erfassung der aktuellen Schadstoffbelastung in Trockenbecken 	4.2.2.3, S. 52
Wirkungsbereich eines Rückhaltebeckens	<ul style="list-style-type: none"> • Hilft zur Abschätzung des Wirkungsbereichs von Rückhaltebecken 	4.2.2.4, S. 55

4.2.1 Regionale Ebene

4.2.1.1 Einzugsgebietsbeschreibung

Die Beschreibung des Einzugsgebietes ist ein wichtiger Schritt zur Erfassung relevanter Daten für eine Beurteilung der Gefährdung. In diesem Kapitel soll die Vorgehensweise bei der Einzugsgebietsbeschreibung anhand der Untersuchungsgebiete Erft und Rems aufgezeigt werden.

Das Einzugsgebiet der Rems befindet sich in Baden-Württemberg (s. Abb. 4-3), die Rems mündet als rechtseitiger Nebenfluss nordöstlich von Stuttgart in den Neckar. Das Einzugsgebiet der Erft liegt zum größten Teil in Nordrhein-Westfalen und zu einem kleinen Teil in Rheinland-Pfalz. Die Erft mündet südlich von Düsseldorf als linksseitiger Nebenfluss in den Rhein. Beide untersuchten Flussgebiete gehören somit zur Flussgebietseinheit Rhein.

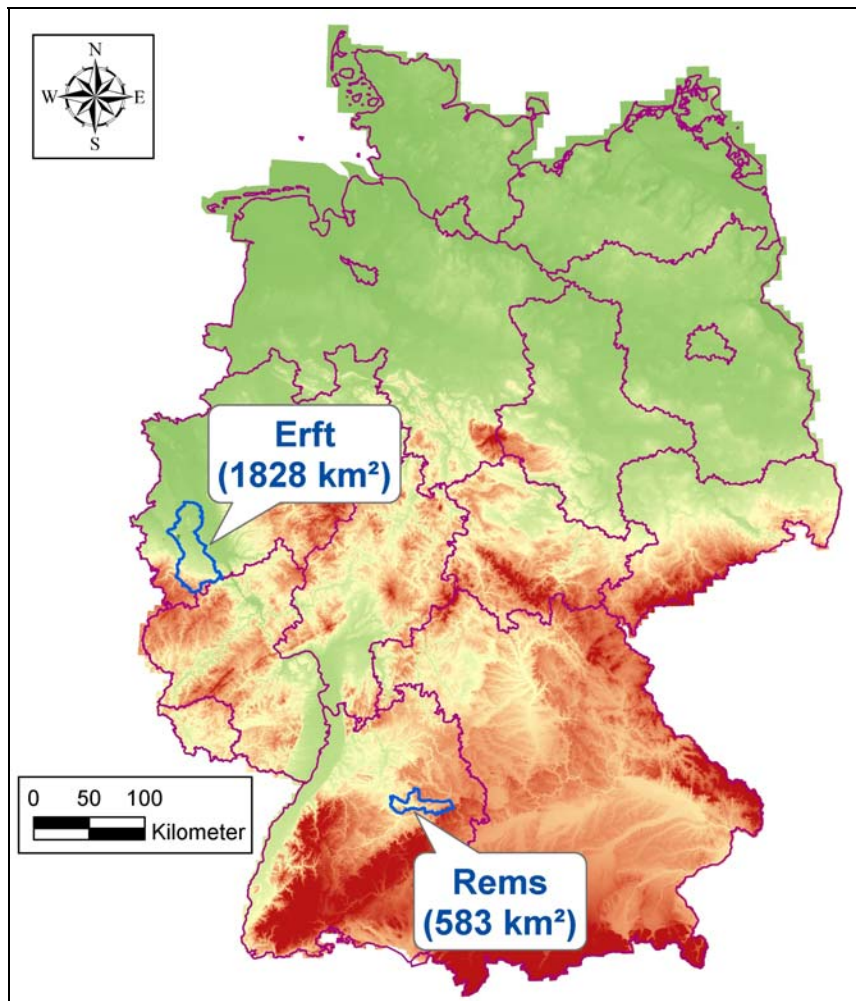


Abb. 4-3: Geographische Lage der Untersuchungsgebiete: Einzugsgebiete der Erft und Rems

Die für die Analysen benötigten Daten hängen von der räumlichen Skala der untersuchten Prozesse und Einzugsgebiete sowie der zeitlichen Auflösung der Modelle und anvisierten Aussagen ab. Bedingt durch die beiden mesoskaligen Untersuchungsgebiete sollten die Daten mindestens im räumlichen Maßstab von 1:50000 vorliegen. Unabhängig von der räumlichen und zeitlichen Auflösung sind Daten zu Topografie und Verwaltung, Geologie und Hydrogeologie, Boden und Landnutzung, Klima sowie Hydrologie und Gewässergüte erforderlich. Zur einfacheren Verwendung sollten diese digital vorliegen.

Herkunft der Daten und Akquise: Die Erhebung und Bereitstellung der Daten erfolgt in Deutschland sowohl auf Bundes- als auch Länderebene. Hierbei ist die Bedeutung eines zentralen Ansprechpartners und „Türöffners“ in Bezug auf die Datenakquise zu betonen. So wurden im Rahmen des Vorhabens durch die RIMAX-Koordinatoren am GfZ Potsdam Daten des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG) und des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zur Verfügung gestellt.

Für das Einzugsgebiet der Erft stellte der Erftverband (Bergheim) die erforderlichen Daten zur Verfügung, für die Rems das Regierungspräsidium Stuttgart. Grundsätzlich sollte der zeitliche Aufwand der Datenbeschaffung nicht unterschätzt werden, so durch Datenrecherche und/oder -bereitstellung. Dies betrifft insbesondere Untersuchungsgebiete wie das der Rems, die im Gegensatz zur Erft bisher noch nicht intensiv untersucht wurden. Hier bietet sich zusätzlich das Sichten universitärer Projekte und Studien an.

Topographische Daten und digitale Geländemodelle: Topographische Daten in Form von digitalen Geländemodellen (DGM) und digitale Topographische Karten (DTK) in unterschiedlichen Maßstäben stellt das BKG in Frankfurt a.M. flächendeckend für Deutschland zur Verfügung (s. Tab. 4-1). Die Reliefdarstellung in Abb. 4-3 (S. 21) basiert auf dem Digitalen Geländemodell Deutschland (DGM-D) (BKG 2007) mit 25 m Zellengröße, welches für die topographischen Analysen (Einzugsgebiet, Gewässernetz, Fließrichtung, LS-Faktor etc.) in beiden Untersuchungsgebieten genutzt wurde.

Tab. 4-1: Deutschlandweit verfügbare Geobasisdaten für Einzugsgebietsanalysen

Datensatz	Maßstab	Inhalt	Quelle
DGM-D	1:30.000	Digitales Geländemodell Deutschland	BKG Frankfurt
DTK	1:200.000 1:100.000 1:25.000	Digitale Topographische Karten	BKG Frankfurt
ATKIS Basis-DGM	1:25.000	Digitales Geländemodell Deutschland	BKG Frankfurt
ATKIS Basis-DLM	1:25.000	Digitales Landschaftsmodell Deutschland	BKG Frankfurt
VG250	1:250.000	Verwaltungsgrenzen Deutschland	BKG Frankfurt
BÜK200	1:200.000	Bodenübersichtskarte Deutschland	BKG Frankfurt
GÜK200	1:200.000	Geologische Übersichtskarte Deutschland	BKG Frankfurt
HÜK200	1:200.000	Hydrogeologische Übersichtskarte Deutschland (Fertigstellung 2010)	BKG Frankfurt
CLC2000	1:100.000	CORINE Land Cover Classification 2000	EEA ETC-TE
SRTM-DGM	1:100.000	Shuttle Radar Topography Mission DGM	USGS EROS
KOSTRA	k. A.	Koordinierte Starkregenauswertung	DWD Offenbach

Das ATKIS Basis-DGM liegt mittlerweile fast flächendeckend für Deutschland vor. Räumlich höher aufgelöste DGM oder DTK (z. B. DGK5) sind bei den zuständigen Landesvermessungsämtern erhältlich. Für die Rems liegt ein Laserscan-DGM (LVA BW 2007) flächendeckend vor. Ebenso für die Erft als DGM5 oder Laserscan-DGM (LVA NRW 2002).

Sind die angeführten Datensätze für ein Untersuchungsgebiet nicht erhältlich, kann man auf das frei verfügbare, die Erde zu 80% abdeckende SRTM-3 DGM ausweichen (Rabus et al. 2003). Dieses DGM hat eine Rasterweite von 90 m.

Administrative Grenzen: Daten zur administrativen Gliederung wurden vom BKG in Form der Verwaltungsgrenzen und Geographischen Namen für ganz Deutschland zur Verfügung gestellt. Für das Rems-Einzugsgebiet liegen die Kreis- und Gemeindegrenzen aus dem Wasser- und Bodentlas Baden-Württemberg (LfU 2004) auch im Maßstab 1:200.000 vor. Von Bedeutung sind diese vor allem für die Auswertung von Statistiken auf Kreis- oder Gemeindebasis, so z. B. der Agrarstatistik.

Geologische und hydrogeologische Daten: Flächenhafte Informationen zu Geologie und Hydrogeologie sind insbesondere für die Betrachtung von Grundwassereigenschaften und geogenen Schwermetallbelastungen sowie bei fehlenden geeigneten Bodenkarten wichtig. Für die Rems standen digitale Karten zu Geologie und Hydrogeologie im Maßstab 1:200.000 (WABOA) flächendeckend zur Verfügung, für die Erft im Maßstab 1:100.000 (GD 2000c). Räumlich höher aufgelöste Daten, wenn auch nur selten flächendeckend für mesoskalige Einzugsgebiete, bekommt man ebenso wie Profilaufnahmen oder Grundwasserhöhen von den zuständigen Ämtern.

Bodendaten: Für die Erosions- und N-A-Modellierung sind räumlich hoch aufgelöste Daten zu Boden und Landnutzung von essentieller Bedeutung. Die physikalisch basierte Modellierung erfordert zusätzlich Angaben zu den Bodenprofileigenschaften. Die BÜK200 ist in ganz Deutschland verfügbar. Für das Erfteinzugsgebiet liegt flächendeckend eine Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 (GD 2000a) vor; zusätzlich für die Erft auch eine im Maßstab 1:5.000 (GD 2000b). Für die Rems gibt es nur die BÜK200 (LGRB2005a) und SOTER-Profildaten (Van Engelen und Wen 1995) sowie zusätzlich für den Quell- und Mündungsbereich Karten im Maßstab 1:25.000 (LGRB2005b). Diese wurden von der Universität Hohenheim geliefert.

Für ganz Nordrhein-Westfalen liegt eine auf der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) basierende Abschätzung der Erosions- und Verschlammungsgefährdung (GD 2000b) im Maßstab 1:50.000 vor, für Baden-Württemberg hingegen nur im Maßstab 1:200.000 (WABOA). Bodenkarten sind frei im europäischen (1:1.000.000) (King et al. 1994) und globalen Maßstab (1:5.000.000) (FAO 1995) verfügbar.

Für kleinräumige Untersuchungen sind aufwändige eigene Kartierungen notwendig, so z. B. zur Bestimmung von Bodentyp und -art oder -erosion. Sind benötigte Kenngrößen nicht vorhanden, so können diese durch Pedotransferfunktionen aus anderen Messgrößen abgeleitet werden.

Landnutzungsdaten: Als wichtiger Landnutzungsdatensatz für Deutschland gilt das ATKIS Basis-DLM (BKG 2008). Leider wurde es nur für das Erfteinzugsgebiet (LVA NRW 2006) zur Verfügung gestellt; trotz der eigentlich freien Verfügbarkeit für Landeseinrichtungen war es vom LVA BW nicht zu erhalten. Das Regierungspräsidium Stuttgart stellte zwar die Rasterkarte 1:10.000 (RK10) (LVA BW 2003) zur Verfügung, jedoch nur als georeferenzierte Karte, nicht als Einzellayer. Zusätzlich wurde vom Regierungspräsidium Stuttgart auch ein Digitales Orthophoto (LVA BW 2002) im Maßstab 1:10.000 geliefert. Über den Internetauftritt der LUBW sind Landnutzungsklassifikationen basierend auf LANDSAT für die Jahre 1975 (LfU 1998), 1993 (LfU 1999) und 2000 (LfU 2002) im Maßstab 1:75.000 flächendeckend für Baden-Württemberg frei verfügbar.

Die CORINE Landnutzungsklassifikation für die Jahre 1990 und 2000 liegt für die gesamte EU vor. Die zugrunde liegenden LANDSAT7 ETM+-Aufnahmen für 2000 sind über IMAGE2000 (Nunes de Lima und Peedell 2004) frei zugänglich. Ab September 2008 sollen die bisher kostenpflichtigen LANDSAT7-Aufnahmen (30 bzw. 15 m) über das U. S. Geological Survey frei verfügbar sein.

Seit Mai 1998 sind Aufnahmen von NOAA AVHRR/3 (1,1 km) und seit Februar 2000 von MODIS (ab 250 m) kostenlos im Internet erhältlich. Für eine räumlich hoch aufgelöste Analyse werden räumlich verortete landwirtschaftliche Schlagdaten als Feldblöcke oder ALK-Daten bzw. Flurstückskarte benötigt, die dank der EU-Verordnung 1593/00 (INVEKOS) in Baden-Württemberg seit 2005 samt angebaute Kulturen existieren, aber aus den besagten „Datenschutzgründen“ noch nicht von den zuständigen Behörden für jede Untersuchung bereit gestellt werden. Verfügbar sind aber die Agrarstatistiken im Vierjahresrhythmus mit

dem prozentualen Anteil der Anbaufrüchte an der Ackerfläche eines Kreises oder einer Gemeinde. Für kleinräumige Untersuchungen kann dieses Problem durch aufwändige eigene Kartierungen gelöst werden.

Klimadaten: Klimaparameter wie Niederschlag, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte oder Globalstrahlung werden in Deutschland vom DWD zur Verfügung gestellt. Während die Messdichte für die Erfassung von Tageswerten mit Ausnahme der Mittel- und Hochgebirgsregionen beim Niederschlag als ausreichend betrachtet werden kann, so sind zeitlich höher aufgelöste Daten nur in erheblich geringerer Stationsdichte zu erhalten. Diese sollten durch Messungen der Umweltämter und Wasserverbände, so der LUBW (Rems) oder des EV (Erft), sowie der Kommunen ergänzt werden. Für kleinräumige Untersuchungen bietet sich die Installation eigener Messgeräte an, sofern sich keine anderen in angemessener Nähe befinden. Die statistische Einordnung der Messwerte kann anhand der Starkniederschlagsauswertung von KOSTRA (DWD 1997) erfolgen, die als Atlas auch deren räumliche Verteilung in Abhängigkeit von der Dauerstufe liefert. Der DWD betreibt außerdem ein Wetterradarmessnetz, das nach erfolgter Aneicherung mit Bodenmessungen räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Niederschlagsdaten liefert. Während empirische Erosions- und N-A-Modelle oft auf Tageswertbasis arbeiten, erfordern physikalisch basierte Modelle eine Auflösung im Minutenbereich und somit des Intensitätsverlaufs als Eingangsdaten.

Hydrologische Daten: Hydrologische Daten in Form von Abflusszeitreihen dienen der Aufstellung von Wasserbilanz und Hochwasserstatistiken sowie der Kalibrierung und Validierung hydrologischer Modelle. Zu beachten sind hierbei die Auswirkungen unterschiedlicher zeitlicher Auflösung. So ergeben sich beispielsweise aufgrund der zeitlichen Mittelung bei Tageswerten niedrigere Abflussscheitel als bei Stundenwerten, was insbesondere bei der extremwertstatistischen Auswertung und einer darauf basierenden Hochwasserbemessung beachtet werden muss. Die Abflusswerte werden in der Regel von den Behörden auf Landesebene oder von Wasserverbänden zur Verfügung gestellt. Positiv hervorzuheben ist hierbei die schnelle und unkomplizierte Datenlieferung durch die LUBW, die neben Klima- und Abflusswerten auch Daten zur Gewässergüte in Form des Jahresdatenkatalogs Baden-Württemberg (1972-2005) (LUBW 2007) umfasste.

Gewässergütedaten: Die Gewässergütedaten beinhalten die Auswertungen von Wasserproben in Bezug auf Nährstoffe, Pestizide, abfiltrierbare Stoffe und Schwermetalle. Diese sind jedoch nur diskreter Natur, d. h. im Durchschnitt eine Messung pro Monat, und somit nicht für Kalibrierung und Validierung geeignet. Die dazu benötigten kontinuierlichen Messungen von Schwebstoffen werden routinemäßig von der BfG (Koblenz) nur an den großen Strömen Rhein, Elbe und Donau durchgeführt, ergänzt auf Landesebene beispielsweise am Neckar.

Für eine sinnvolle Einzugsgebietsanalyse ist unbedingt eine kontinuierliche Erfassung der Schwebstoffe zumindest im Mündungsbereich des Gewässers, besser oberhalb und unterhalb eines Rückhaltebeckens erforderlich. Im Rahmen des Projektes setzt beispielsweise der Erftverband Trübungssonden zur Trübungsmessung und automatische Probennehmer ein (s. Kap. 4.4.1, S. 77).

HA 4-2

Sinnvoll ist auch das Hinzuziehen der Kläranlagenkataster und der entsprechenden Einleitungen. Eine flächenhafte Erosionsschadenskartierung ist zwar sehr begrüßenswert, jedoch durch den hohen Aufwand und die Subjektivität beschränkt. Im Hang- bzw. Feldmaßstab ist sie aber ebenso wie andere Erosionsmessungen unbedingt auszuführen.

Daten zum Gewässernetz: Hydrologische Flächendatensätze umfassen maßstabsabhängige Gewässernetze und Einzugsgebietsgrenzen oder Hochwasserabflussspenden, die für die Rems dem Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WABOA) und den Abflusskennwerten Baden-Württemberg (LfU 2005c) entnommen wurden. Die Hochwassergefahrenkarten für das Neckar-Einzugsgebiet (Moser und Reich 2008) standen für die Rems nicht zur Verfügung. Im Erfteinzugsgebiet sind diese als Hochwassergefahrenkarten (HWGK) für die Erft selbst sowie deren Nebenflüsse Rotbach und Veybach in Bearbeitung (gem. MUNLV

2003). Als Gewässernetz steht hier die digitale Gewässerkarte GSK25 (LUA 2006) im Maßstab 1:25.000 zur Verfügung.

Daten zu den Rückhaltebecken: Angaben zu den zum Teil noch im Bau befindlichen HRBs finden sich nur selten in den Stauanlagenverzeichnissen von Bund oder Ländern, da diese entweder zu klein oder zu neu bzw. nicht als Dauerstau angelegt sind. Daher mussten die Informationen aufwändig im Internet (Ingenieurbüros, Wasserverbände, Tagungen, etc.) recherchiert werden.

Abschließend sind zur Beschaffung der Daten für eine Einzugsgebietsanalyse folgende Handlungsempfehlungen festzuhalten:

- die Recherche und Akquise der erforderlichen Daten für eine erfolgreiche Einzugsgebietsanalyse nimmt ein erhebliches, im Rahmen eines Projektes oder Vorhabens nicht zu unterschätzendes, Zeitkontingent in Anspruch
- nicht immer sind Daten im erforderlichen Maßstab oder in der erforderlichen Dichte vorhanden, so dass Alternativen geprüft und eingesetzt werden sollten
- eine gute und gründliche Datenrecherche und die Nutzung aller zur Verfügung stehender Quellen hilft zur Verbesserung der Arbeitsgrundlage
- je höher die Datendichte und räumliche Auflösung, desto bessere Ergebnisse können bei der Einzugsgebietsanalyse erzielt werden

bei Vorhaben oder Projekten ist es immer wünschenswert einen administrativen Partner im Rücken zu haben, der bei der Datenbeschaffung als „Türöffner“ dient.

4.2.1.2 Hydrologie des Einzugsgebiets

In den großen Flussgebieten Mitteleuropas wie Rhein oder Elbe entstehen Hochwasser vor allem durch großräumige und lang anhaltende zyklonale Regenfälle mit großem Niederschlagsvolumen, zum Teil verbunden mit rascher Schneeschmelze (Niehoff 2002). Für diese Art von Ereignissen mit hoher Vorbodenfeuchte ist der Einfluss der Landnutzung geringer als für kleinräumige konvektive Starkniederschläge in kleineren Einzugsgebieten. In Gebieten von bis zu mehreren hundert Quadratkilometern können sowohl konvektive als auch advective Niederschlagsereignisse zu Hochwassern führen. Saisonale Schwankungen der hydroklimatischen Einflüsse verursachen im Jahresverlauf unterschiedliche Randbedingungen für die Hochwasserentstehung.

Intensität und Dauer eines Niederschlagsereignisses haben einen sehr starken Einfluss darauf, welche und wie sehr die Gebietseigenschaften den Verlauf des Hochwassers prägen. Hinzu kommen der Entwicklungszustand der Vegetation und die tendenzielle Bodenfeuchte zu einer bestimmten Jahreszeit. Der Einfluss der flächenhaften Gebietseigenschaften nimmt dabei mit zunehmender Jährlichkeit des Niederschlagsereignisses ab (Wood et al. 1990).

Zusätzlich tritt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße der Einfluss der flächenhaften Eigenschaften gegenüber denen des Gewässernetzes in den Hintergrund. Abb. 4-4 zeigt die wichtigsten Einflüsse auf den Verlauf einer Hochwasserganglinie, wobei neben den Ereignis- und Gebietseigenschaften die Anfangsbedingungen von zentraler Bedeutung sind.

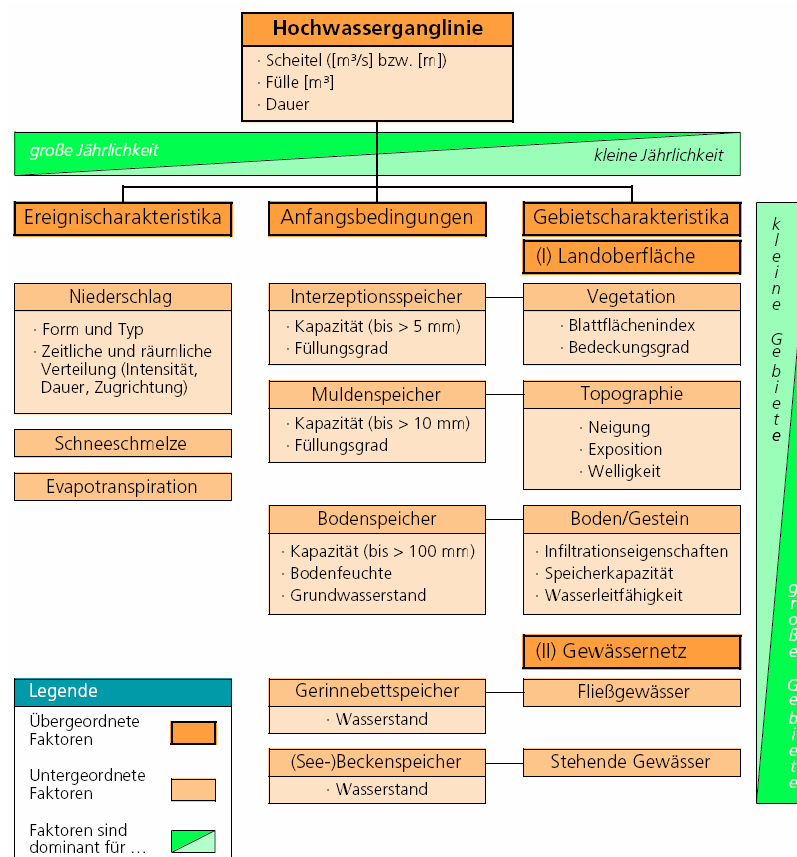


Abb. 4-4: Einflussfaktoren auf die Hochwasserentstehung (Niehoff 2002)

Die Bestimmung der Hochwassercharakteristika (Scheitel, Fülle, Dauer) kann durch eine extremwertstatistische Auswertung der Pegeldaten, Hochwasserregionalisierung oder hydrologische Modellierung erfolgen (Maniak 2005). Für die Extremwertstatistik müssen ausreichend lange Abflusszeitreihen (als Stundenwerte) vorliegen (DVWK 1989, 1999b).

Dies ist von der Jährlichkeit der Hochwasserereignisse abhängig, für die Aussagen getroffen werden sollen.

Niederschlag-Abfluss-Modelle (N-A-Modelle) kommen vor allem dann zum Einsatz, wenn Ganglinien von Extremereignissen benötigt werden (LfU 2005a). Mit einem kalibrierten N-A-Modell werden Simulationen mit Bemessungsniederschlägen verschiedener Dauerstufen und Jährlichkeiten wie derjenigen von KOSTRA (DWD 1997) bei mittleren Anfangsbedingungen durchgeführt. Langzeit-Simulationen auf Basis beobachteter oder generierter Datenreihen ermöglichen eine statistische Auswertung der Ergebnisse, die wie die der Extremwertstatistik zur stochastischen Generierung von Hochwasserganglinien genutzt werden können. Stehen keine Messwerte für die Modellanpassung zur Verfügung, sind die Parameter des N-A-Modells mittels Regionalisierung zu bestimmen (Blöschl und Merz 2000). Die genauere Erfassung physikalischer Einflussgrößen und gebietsspezifischer Eigenschaften ist ein großer Vorteil gegenüber Pegelstatistiken und Hochwasserregionalisierung (LfU 2005a und LfU 2005b). Ein entscheidender Nachteil ist jedoch der hohe Aufwand für Aufbau und Kalibrierung der Modelle.

Klassifizierung hydrologischer Modelle

Eine Klassifizierung hydrologischer Modelle kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen (s. hierzu Singh und Frevert 2001a,b, Beven 2001). Die Prozessbeschreibung ermöglicht eine Unterscheidung in

- empirische Modelle,
- konzeptionelle Modelle,
- physikalisch basierte Modelle sowie
- stochastisch-deterministische Modelle.

Gemäß der räumlichen Skala werden Hang-, Einzugsgebiets- oder Flussgebietsmodelle unterschieden.

Das Hauptproblem bei der Modellierung großer Flussgebiete ist die zunehmende Heterogenität der Parameter, einhergehend mit abnehmender Datengenauigkeit und -verfügbarkeit (Volk und Steinhardt 2004). Das Konzept dieser Modelle ist im Vergleich zu Modellen für die kleinräumige Analyse zumeist viel einfacher in Bezug auf Simulation der Einzelprozesse und implementierter Methoden. Die Gebietszerlegung kann als homogene Einheiten (HRUs, Raster), Hänge, Teileinzugsgebiete oder unregelmäßige Dreiecksnetze (TINs) erfolgen. Nach der Zeitskala erfolgt eine Differenzierung in ereignisbasierte oder kontinuierliche Modelle.

Empirische Modelle

Empirische Modelle verzichten auf eine Beschreibung der physikalischen Prozesse, wodurch keine Erkenntnisse über das Systemverhalten gewonnen werden können und auch keine unmittelbare Übertragbarkeit auf andere Standorte und Bedingungen gegeben ist. Einsatz finden diese Modelle dort, wo eine exakte Prozessbeschreibung nicht bekannt ist und schnelle Lösungen gesucht werden.

Das bekannteste empirische Verfahren zur Ermittlung des direkten Oberflächenabfluss großer Ereignisse ist das in den USA auf Tageswertbasis entwickelte SCS Curve Number Verfahren (SCS 1972). Es erlaubt mit der Gebietskenngroße CN (curve number) als Funktion von Bodenklasse, -nutzung und -feuchteklasse eine Anwendung auf unbeobachtete Gebiete. Bei vorliegenden Abflussmessungen sollten die CN angepasst werden. Die Einfachheit des Verfahrens bedingt die weltweite Verbreitung; Anpassungen an deutsche Verhältnisse zeigen Lutz (1984), Kleeberg und Øverland (1989) oder Zaiss (1989).

Konzeptionelle Modelle

Die konzeptionelle Beschreibung der Abflussdynamik eines Einzugsgebietes erfolgt vereinfacht mit Hilfe von unterschiedlich schnell auf ein Niederschlagsereignis reagierenden Speichern (Niehoff 2002). Die Anpassung an Messwerte erfolgt durch Kalibrierung oder durch Regionalisierung aus anderen Gebieten.

Im weitesten Sinne prozessorientiert sind die Modelle HBV (Bergström 1972), PRMS (Leavesley et al. 1983) oder TOPMODEL (Beven und Kirkby 1979). Das Modell TOPMODEL verwendet den topographischen Index zur Bestimmung der zum Direktabfluss beitragenden Flächenteile infolge von Sättigungsflächenabfluss. Es eignet sich insbesondere für humide, flachgründige und nicht zu steile Einzugsgebiete wie die europäischen Mittelgebirge (Maurer 1997). IHACRES (Jakeman et al. 1990) kann mit seinem lumped-Ansatz als empirisch-konzeptionell bezeichnet werden und verwendet die Einheitsganglinie (unit hydrograph) (Sherman 1934) zur Beschreibung der Abflusstranslation. Diese stellt die aus einer Input-Output-Analyse ermittelte Systemfunktion des als Black Box aufgefassten Einzugsgebiets dar (LfU 2005a) und wird auch in HYMO (Williams und Hann 1973) und HEC-1 (US-ACE 1985) bzw. HEC-HMS (US-ACE 2000) in Verbindung mit dem SCS-CN-Verfahren verwendet. Einen Vergleich verschiedener konzeptioneller Modelle präsentieren Franchini und Pacciani (1991). In Deutschland sind Modelle wie LARSIM (Bremicker 2000) als Weiterentwicklung von FGMOD (Ludwig 1982) in Baden-Württemberg oder NASIM (Ostrowski 1982) in Nordrhein-Westfalen verbreitet.

Physikalisch basierte Modelle

Deterministische Modelle basieren auf einem eindeutigen, physikalisch begründbaren kausalen Zusammenhang zwischen Eingangs- und Ausgangsgrößen. Die Beschreibung der Fließprozesse im Einzugsgebiet erfolgt mit mikroskaligen Gleichungen, die im Labor für die Wasserbewegung in einer Bodensäule ermittelt wurden und eine Vielzahl von Messwerten erfordern (Niehoff 2002).

Das Attribut physikalisch begründet (physically based) bezieht sich dabei streng genommen nur auf Modelle, die die Wasserbewegung in der Bodenzone explizit anhand von Gleichungen beschreiben, welche aus den physikalischen Grundgesetzen der Hydromechanik abgeleitet sind (Smith et al. 1994). Hierzu zählen der Diffusionswellenansatz (kinematic wave) (Saint-Venant 1871), das Darcy-Gesetz (Darcy 1856) oder die Richards-Gleichung (Richards 1931).

Nichtsdestotrotz wird der Begriff „physikalisch begründet“ von Entwicklern und Anwendern oft dazu missbraucht, ihrem Glauben an die Nähe des Modells zur Wirklichkeit Ausdruck verleihen (Niehoff 2002). Die explizite Beschreibung der Bodenwasserbewegung mittels messbarer Werte ist beim Hochwasser ein bedeutender Vorteil gegenüber den konzeptionellen Modellen. Jedoch kommt dieser Vorteil in der Praxis nur bedingt zum Tragen, da sich Fließprozesse im Boden erheblich von denen einer homogen angenommenen Bodenmatrix unterscheiden, was aber die Voraussetzung für die Anwendbarkeit der in diesen Modellen verwendeten Fließgleichungen ist.

Zusätzlich werden die Prozesse oft nur mathematisch vereinfacht beschrieben und es ergeben sich Probleme bei Skalenwechseln (Woolhiser 1996). Hinzu kommen die hohen Anforderungen an die zeitliche und räumliche Auflösung der Eingangsdaten. Vertreter zumindest teilweise physikalisch begründeter Modelle sind SHE (Abbot et al. 1986a,b) und dessen um eine hydrodynamische Kanalabflusskomponente erweiterte Version MIKE-SHE (Refsgaard und Storm 1995) oder CATFLOW (Maurer 1997, Zehe 1999) für Hänge und kleine Einzugsgebiete in hoher zeitlicher Auflösung. Das Bodenmodul des Einzugsgebietsmodells WaSiM-ETH (Schulla 1997) steht sowohl in einer konzeptionellen (TOPMODEL) als auch einer physikalisch begründeten (Richards-Gleichung) Variante zur Verfügung (Schulla und Jasper 1999).

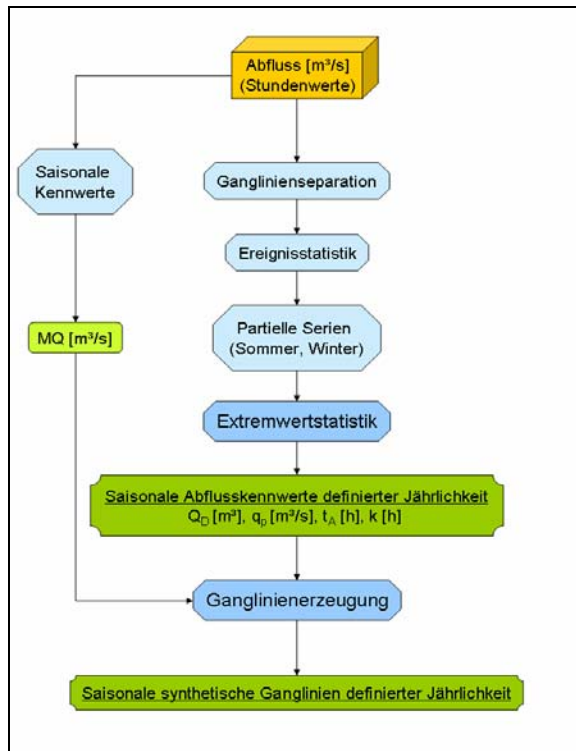


Abb. 4-5: Ermittlung synthetischer Ganglinien basierend auf der Extremwertstatistik (MQ: Mittlerer Abfluss; Q_D : Direktabflussvolumen; q_p : Scheitelabfluss; t_A : Anstiegszeit; k : Speicherkonstante)

Stochastisch-deterministische Modelle

Bei stochastischen Modellen werden Prozesse aus einer Kombination deterministischer und zufälliger Anteile erklärt, wodurch die Heterogenität eines Gebietes erfasst werden kann (Murschel und Clemens 1995). Die Messwerte werden dabei als Zufallsgrößen betrachtet und mit Verteilungsfunktionen beschrieben. Beispiele hierfür sind die Modelle GRADEX (Guillot und Duband 1967) und dessen Vereinfachung AGREGEE (Margoum 1992) oder von Klein und Schumann (2006) zur Hochwassermerkmalssimulation. Die Hochwassermerkmalssimulation wird ebenfalls zur Ermittlung von Bemessungsabflüssen nach DIN 19700-2004 in Nordrhein-Westfalen eingesetzt (MUNLV 2004). Abb. 4-5 zeigt die Ermittlung saisonal (Sommer, Winter) unterschiedlicher synthetischer Ganglinien basierend auf extremwertstatistischer Auswertung von Abflusszeitreihen und Verwendung mathematischer Funktionen für die Ganglinienform. Die Eintretenswahrscheinlichkeit der Ereignisse wird wie allgemein üblich mit der Jährlichkeit des Scheitelabflusses festgelegt. Die Hochwasserfülle kann dann über Anstiegszeit und Speicherkonstante variiert werden.

Weitere Details zum Verfahren finden sich im näher betrachteten Fallbeispiel im Anhang B. Allen aufgezeigten Modellierungsansätzen ist das Problem der Kalibrierung und Validierung am Auslasspegel und nicht anhand der räumlichen Verteilung gemein. In unbeobachteten Gebieten muss darauf gänzlich verzichtet werden, wobei u. U. die Möglichkeit besteht, fehlende Informationen aus Nachbareinzugsgebieten in das Modellgebiet zu transferieren. Zusätzlich darf nicht vergessen werden, dass auch das theoretisch beste, d. h. physikalisch basierte, Modell versagt, wenn keine Eingangsdaten in ausreichender Quantität und Qualität vorhanden sind (Silberstein 2006).

Die Auswahl eines geeigneten Modells sollte im Wesentlichen von der Verfügbarkeit, Genauigkeit und zeitlichen Auflösung der Eingangsdaten und den Zielen der Anwendung abhängig gemacht werden.

4.2.1.3 Sedimentaustrag aus dem Einzugsgebiet

Die Bestimmung des Stoffaustrags aus einem Einzugsgebiet ist mit der Schätzung der Sediment- und Nährstofffracht sowie Modellierung von Erosion und Sediment- bzw. Nährstofftransport möglich (Letcher et al. 1999, White 2005). Der Einsatz der jeweiligen Methode wird sowohl durch räumliche und zeitliche Auflösung als auch Anwendungszwecke bestimmt (Murschel und Clemens 1995). Im Folgenden sollen einige Methoden zur Ermittlung des Sedimentaustrags kurz erläutert werden.

Erfassung der Bodenerodibilität: Die Quantifizierung der Bodenerosion kann indirekt durch die Erfassung der Bodenerodibilität oder direkt durch Umsatz- und Bilanzmessungen erfolgen. Bei Umsatzmessungen werden Abflüsse und Abträge bei natürlichen oder simulierten Niederschlägen von exakt definierten Flächen erfasst. Dies kann in Kleinparzellen (1 m²) (s. Abb. 4-6) und Parzellen (50-500 m²) oder auf Feldebene (0,1-1 ha) und in Kleineinzugsgebieten (> 1 ha) erfolgen. Die Messungen sind sehr aufwändig und aufgrund der kleinen Referenzfläche ist eine Übertragbarkeit auf größere Flächen nicht ohne weiteres möglich. Bei Bilanzuntersuchungen wird ein früherer Zustand mit einem späteren verglichen.



Abb. 4-6: Kleinparzelle (1 m²) für Rillen- und Zwischenrillenerosion (Stroosnijder 2005, S. 166)

Nagelpegel und Sedimentfangkästen: Die Messung des Bodenabtrags kann mit Nagelpegeln und Sedimentfangkästen mit nur geringem Aufwand erfolgen (Murschel und Clemens 1995). Hier besteht wiederum das Problem der quantitativen Aussagen für größere Flächen. Anhand der Sedimentation in kleinen Rückhaltebecken können in kleinen Einzugsgebieten (< 100 ha) langfristige Abträge bestimmt werden. Verbreitet ist auch die Erfassung der Sedimente in Seen (Dearing 1991), Talsperren (De Vente et al. 2005, Krása et al. 2005) oder Rückhaltebecken (Verstraeten und Poesen 2002, Fuchs und Schwarz 2007).

Erosionsschadenskartierung: Die Erosionsschadenskartierung umfasst die flächenhafte quantitative Aufnahme und Darstellung von Erosions- und Akkumulationsformen, die nach

einem oder mehreren erosiven Niederschlagsereignissen bzw. Schneeschmelze entstanden sind. Gleichzeitig werden Randbedingungen wie Bearbeitungszustand und -richtung, Feldnutzung, Hangneigung und -wölbung sowie Bodenmerkmale registriert (DVWK 1996). Dadurch können Abträge größerer Flächen und in längeren Zeiträumen ermittelt werden (Murschel und Clemens 1995). Für Landschaftsbilanzen erfolgt eine zeitliche und räumliche Integration der Abtrags- und Ablagerungsvorgänge. Hierzu dient der Vergleich der Horizontmächtigkeiten nicht erodierter Böden unter Wald mit der von kartierten Böden unter Acker. Weitere Möglichkeiten sind der Vergleich von Körnung, Karbonat- und Humus- oder Phosphat- und Kaliumgehalt (Erdmann 1998). Die Berechnung der Bodenverlagerung kann auch mit Hilfe von Radionukliden (^{137}Cs , ^{210}Pb , ^7Be) und Schwermetallen (Cd, Pb) erfolgen (Zapata 2003).

Fernerkundungsmethoden: Fernerkundungsmethoden ermöglichen eine direkte oder indirekte Quantifizierung von Erosionsereignissen (Saavedra 2005, Vrieling 2006, 2007). Die Kartierung einzelner Ereignisse als direkte Erfassung erfordert sowohl eine hohe geometrische als auch zeitliche Auflösung des Sensors. Ziel der indirekten Erfassung ist die Beobachtung und Bereitstellung von Parametern für die Erosionsmodelle, wozu ein spektrales Auflösungsvermögen benötigt wird (Klisch 2003, King et al. 2005). Während sich die Ableitung von Reliefparametern aus fernerkundlich abgeleiteten DGM ebenso wie die von Niederschlags- (Wetterradar) und Vegetationsparametern (Landnutzung, Bedeckungsgrad) zufrieden stellend lösen lässt, ist die Ableitung von Bodenparametern (z. B. Bodenfeuchte) noch nicht ausgereift.

Schwebstoff- und Geschiebemessung: Der Feststoffaustrag kann mit Schwebstoff- und Geschiebemessungen im Gewässer bestimmt werden. Zwischen Starkniederschlagsereignissen im Einzugsgebiet und resultierender Schwebstofffracht ist die Korrelation oft deutlicher als zwischen Durchfluss und Schwebstofffracht (Nachtnebel et al. 1998). Trotzdem ist es üblich, den letztgenannten Zusammenhang durch eine Schlüsselkurve (Sediment rating curve) zu beschreiben (Walling und Webb 1988, Asselmann 2000, Cox et al. 2008), wobei diese Beziehung bei Ereignissen stark variiert (Williams 1989). Durch die kontinuierliche Erfassung der Trübung kann mit manueller oder automatischer Probenahme eine Beziehung zum Schwebstoffgehalt abgeleitet werden (Lewis 1996, Pfannkuche und Schmidt 2003). Die Zusammensetzung der Schwebstoffe ermöglicht eine Analyse der räumlichen und zeitlichen Herkunft (fingerprinting) (Colins und Walling 2004, Leeks 2005, Walling 2005). Schäuble (2005) gibt einen Überblick zu Sedimentfrachtprognosen mit GIS unter Berücksichtigung weiterer Prädiktoren (Klima, Relief, Boden). Abfluss- und Stoffmessungen ermöglichen die Bilanzierung sedimentgebundener Schwermetall- (z. B. Bradley und Lewin 1982, Symader 1984, Holz 2004) und Nährstofffrachten (z. B. Jones et al. 2001, Strauss et al. 2007, Salles et al. 2008).

Anwendung von Modellen: Analog zu den hydrologischen Modellen können bei der Erosion empirische, konzeptionelle und physikalische Modelle unterschieden werden. Einen Überblick über die Modellierung der Bodenerosion durch Wasser geben Boardman und Favis-Mortlock (1998), Borah und Bera (2004a,b), Summer und Walling (2002), Merritt et al. (2003) oder Aksoy und Kavvas (2005). Kontinuierliche Simulationen dienen vor allem der Planung von Erhaltungsstrategien oder der Erfassung langjähriger on-site-Szenarien (Klisch 2003). Für Off-Site-Schäden sind detaillierte ereignisbasierte Modelle besser geeignet, da diese neben dem Gesamtbodenverlust auch die räumliche Verteilung von Abfluss und Sedimentation liefern. Der Modelleinsatz ist dabei von der betrachteten Skala und den zur Verfügung stehenden Eingangsdaten abhängig. Empirische Erosionsmodelle bestehen aus sehr einfachen parametrischen Beziehungen der einzelnen erosionsbestimmenden Faktoren (Molina und Stödter 1998).

Das Modell USLE: Das bekannteste Modell ist die im Mittleren Westen der USA aus umfangreichen Messungen (1930-1952) abgeleitete „Universal Soil Loss Equation“ (USLE) (Wischmeier und Smith 1978). Sie korreliert die sechs wichtigsten Einflussfaktoren mit dem langfristigen mittleren jährlichen Bodenabtrag durch Flächen- und Rillenerosion auf landwirtschaftlich genutzten Hängen. Aufgrund breiter experimenteller Absicherung, modelltechnisch

rigidem Aufbau und weniger Parameter wird sie trotz ihrer Schwächen weltweit verwendet (Stumpf und Auerswald 2006). Die vielfältig vorgenommenen Modifikationen umfassen die Erweiterung für komplexe Einzugsgebiete mit Ausweisung von Ablagerungsgebieten durch USPED (Mitas und Mitasova 1998) oder die Bestimmung von Monatswerten des Sedimentaustrags mit GAMES (Rudra et al. 1986). Die Auswertung einer umfangreicheren Datenbasis (Bedeckung, Hangkonfiguration, Gradient) führte zur Formulierung der „Revised Universal Soil Loss Equation“ (RUSLE) (Renard et al. 1991), bei der Erosivität, Erodibilität und Bedeckung zeitlich höher aufgelöst in 15-Tages-Intervallen eingehen.

Eine Anpassung der Einflussfaktoren an deutsche bzw. bayrische Verhältnisse führte zur ABAG (Schwertmann et al. 1987), wobei der mittlere jährliche Bodenabtrag A [$t/(ha \cdot a)$] aus dem Produkt der Faktoren für Niederschlagserosivität R , Bodenerodibilität K , Topographie LS , Bodenbedeckung und -bearbeitung C und Bodenschutz P bestimmt wird:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

Der R-Faktor als Maß für die gebietspezifische Erosionskraft der Niederschläge (E_{I30}) wird aus kinetischer Energie und Intensität aller erosiven Einzelregen (≥ 10 mm/d) ermittelt. Da die zur Berechnung des mittleren Jahreswerts benötigten mehr als 20 Stationsjahre der Niederschlagsintensität selten vorliegen, wurden regionspezifische Gleichungen zwischen mittlerer Erosivität und mittlerem Niederschlag entwickelt (Sauerborn 1994). Der K-Faktor [0;1] stellt als Bodenerodibilität den jährlichen Abtrag eines Bodens pro R-Einheit auf dem Standardhang (22,13 m Länge, 9 % Gefälle, Schwarzbrache) dar. In Deutschland kann er aus Daten der Reichsbodenschätzung (RBS) mit Bodenart, Genese und Zustandsstufe (Auerswald 1986) oder der Korngrößenverteilung mit Humusgehalt und Steinbedeckung bzw. Skelettgehalt (Hennings 1994) bestimmt werden.

Der Topographiefaktor LS beschreibt mit den Faktoren für Hanglänge (L) und -neigung (S) das topographische Erosionspotenzial. Der Hanglängenfaktor L setzt dabei die horizontal projizierte erosive Hanglänge zur empirisch erhobenen Referenzhanglänge in Beziehung. Der Hangneigungsfaktor S beschreibt das Verhältnis des Bodenabtrags eines Hangs beliebiger Neigung zu dem des Standardhanges. Während der ursprüngliche S -Faktor der USLE nur für Hangneigungen kleiner 18% validiert ist, ist derjenige der RUSLE (McCool et al. 1987) für Neigungen bis 56 % geeignet. Für zweidimensionale Anwendungen wird die erosive Hanglänge oft durch die für eine Geländeeinheit abflusswirksame Fläche ersetzt (Moore und Burch 1986, Desmet und Govers 1996).

Der C-Faktor [0;1] beschreibt das Verhältnis des Abtrags eines Hangs mit beliebiger Bewirtschaftung (Kulturpflanze, Bedeckungsgrad, Bearbeitungsverfahren) zu dem der Schwarzbrache. Dazu wird der relative Bodenabtrag (RBA) für jeden erosiven Regen mit dem zugehörigen R-Faktorenanteil (RRA) gewichtet und zu einem Jahreswert aufsummiert. Wegen der großen Vielfalt von Fruchtfolgenmöglichkeiten und Bearbeitungsmaßnahmen ist der C-Faktor der komplexeste der Faktoren. Da die zur Ableitung des C-Faktors benötigten hoch aufgelösten Daten oft nicht zur Verfügung stehen, werden in der Literatur mittlere C-Faktoren für bestimmte Landnutzungs- und Bearbeitungsarten angegeben (z. B. Auerswald und Schmidt 1986). Der Erosionsschutzfaktor P [0,4; 1] quantifiziert die Schutzwirkung von Kontur- und Streifennutzung. Flächendeckende Angaben zu Bodenschutzmaßnahmen sind jedoch selten vorhanden, daher wird oft $P = 1$ gesetzt.

Um vom ermittelten Bodenabtrag auf den Feststoffaustrag des Einzugsgebietes zu schließen, ist die Verwendung eines Feststoffliefergrades (Sediment delivery ratio, SDR) weit verbreitet, was eine weitere starke Verallgemeinerung der Prozesse darstellt (Walling 1983). Dies kann vereinfacht anhand der Einzugsgebietsgröße (Auerswald 1992), Gewässernähe (SEDD, Ferro und Porto 2000) oder komplexer unter Berücksichtigung von Ablagerungsgebieten (WaTEM/SEDEM, Van Oost et al. 2000a) erfolgen. Als Erweiterungen der ABAG ermöglichen beispielsweise MODIFFUS (Prasuhn und Braun 1994), STOFFBILANZ (Halbfaß 2005) oder MONERIS (Behrendt et al. 1998) eine Emissionsabschätzung diffuser Einträge inklusive partikulär gebundener Nährstoffe und Schwermetalle. Butz (2005) und Fuchs und Schwarz (2007) stellen mit der Modifikation der ABAG für komplexe Einzugsgebiete dABAG

(Auerswald et al. 1988) und dem Feststoffliefergrad von Auerswald (1992) Bilanzen für Phosphor und Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) für ackerbaulich relevante Untersuchungsgebiete in Baden-Württemberg auf. Eine ähnliche Vorgehensweise wird in Abb. 4-7 betrachtet, die als Ablaufschema die Ermittlung von mittlerem jährlichem Bodenabtrag und Sedimentaustag auf Basis der ABAG darstellt. Dies erlaubt eine erste Abschätzung für den Sedimentaustag (nahezu) unbeobachteter Einzugsgebiete.

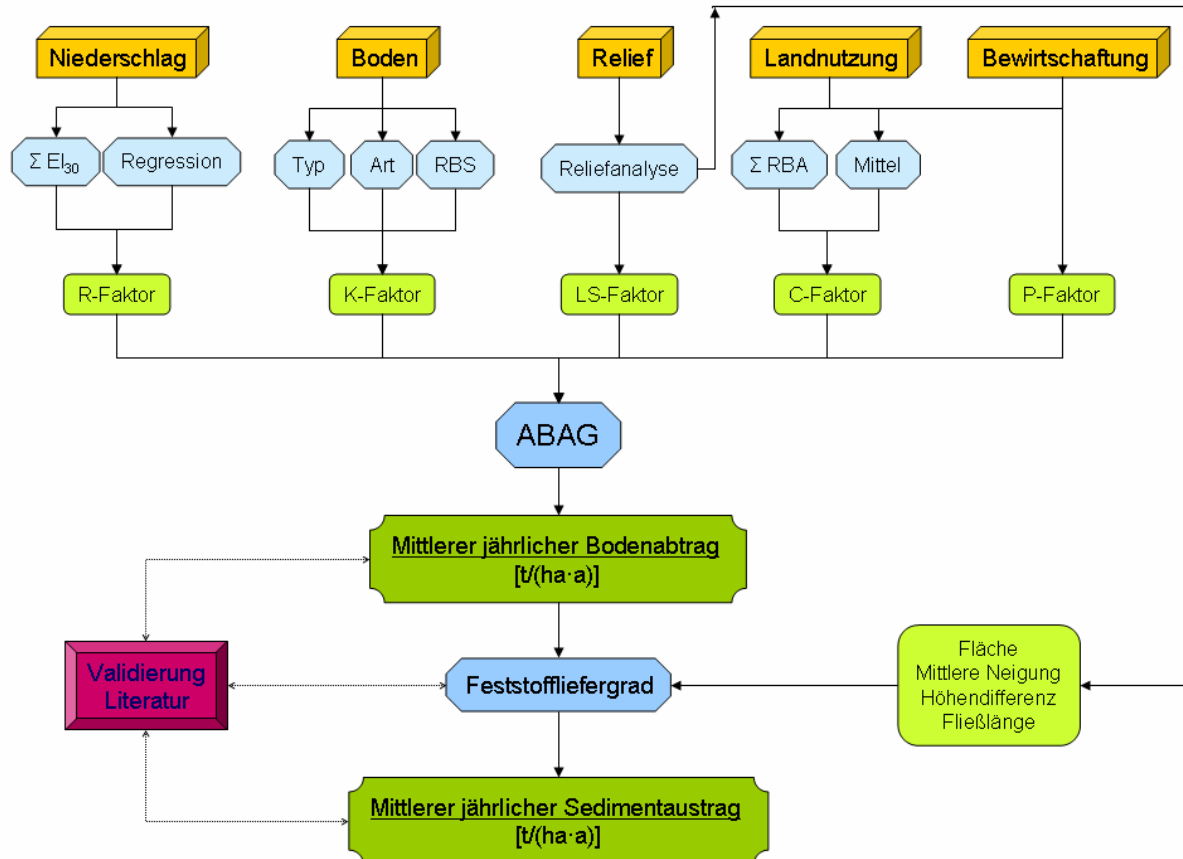


Abb. 4-7: Ermittlung des mittleren jährlichen Sedimentaustags basierend auf der ABAG (EI₃₀ Ereigniserosivität, RBS Reichsbodenschätzung, RBA Relativer Bodenabtrag, ABAG Allgemeine Bodenabtragsgleichung)

Das Model MUSLE: Eine Modifikation der USLE führte zur MUSLE (Williams 1975a), die den Sedimentaustag von Niederschlagsereignissen am Einzugsgebietsauslass ermittelt. Sie wurde empirisch anhand von 778 Ereignissen in 18 kleinen Einzugsgebieten (15-1500 ha) in Nebraska und Texas (USA) abgeleitet. Die MUSLE ersetzt den Regenfaktor R der USLE durch den Abflussenergiefaktor R_m , der Direktabflussvolumen Q [m³] und Scheitelabfluss q_p [m³/s] eines Ereignisses mit den Koeffizienten $\alpha = 11,8$ und $\beta = 0,56$ ($r = 0,92$) berücksichtigt:

$$R_m = \alpha \cdot (Q \cdot q_p)^\beta$$

Der Abflussfaktor bezeichnet sowohl die Ablösungs- als auch die Transportenergie, während der Regenfaktor R der USLE nur die Ablösungsenergie erfasst (Molina 1995). Zusätzlich ist der Oberflächenabfluss maßgebend für die Schwebstofftransportkapazität. Die Koeffizienten α und β dienen der Kalibrierung bei vorliegenden Schwebstoffmessungen. Die MUSLE kann Abflussvolumen und Scheitelabfluss verschiedener Herkunft verwenden, sowohl gemessene als auch modellierte Abflüsse (s. Abb. 4-8). Bei Verwendung von Abflussvolumen und -scheitel am Auslass ist ein Feststoffliefergrad zur Bestimmung des eingetragenen Anteils an erodiertem Material in das Gewässer nicht mehr notwendig. Die USLE-Faktoren gehen in diesem Blockmodell als mittlere Werte in die Gleichung ein. Die MUSLE kann nur dann auf

große Gebiete angewandt werden, wenn die Sedimentquellen einheitlich über diese verteilt und die Nebenflüsse hydraulisch ähnlich sind. Ist dies nicht der Fall, sollte ein Routing des für Teileinzugsgebiete berechneten Sediments zum Einzugsgebietsauslass erfolgen (Williams 1975b). Verbreiteter ist jedoch die Betrachtung einer Rasterzelle als hydrologische Grundeinheit und somit die flächendetaillierte Umsetzung in Kombination mit der Modellierung von Abflussvolumen und -scheitel. Als Blockmodell bieten sich die Ansätze von CREAMS (Knisel 1980) und das Verfahren nach Lutz (1984) an. Flächendetailliert können das SCS-CN-Verfahren sowie dessen Modifikationen wie für EPIC (Williams et al. 1984) oder jedes andere räumlich verteilte Modell wie beispielsweise WaSiM eingesetzt werden.

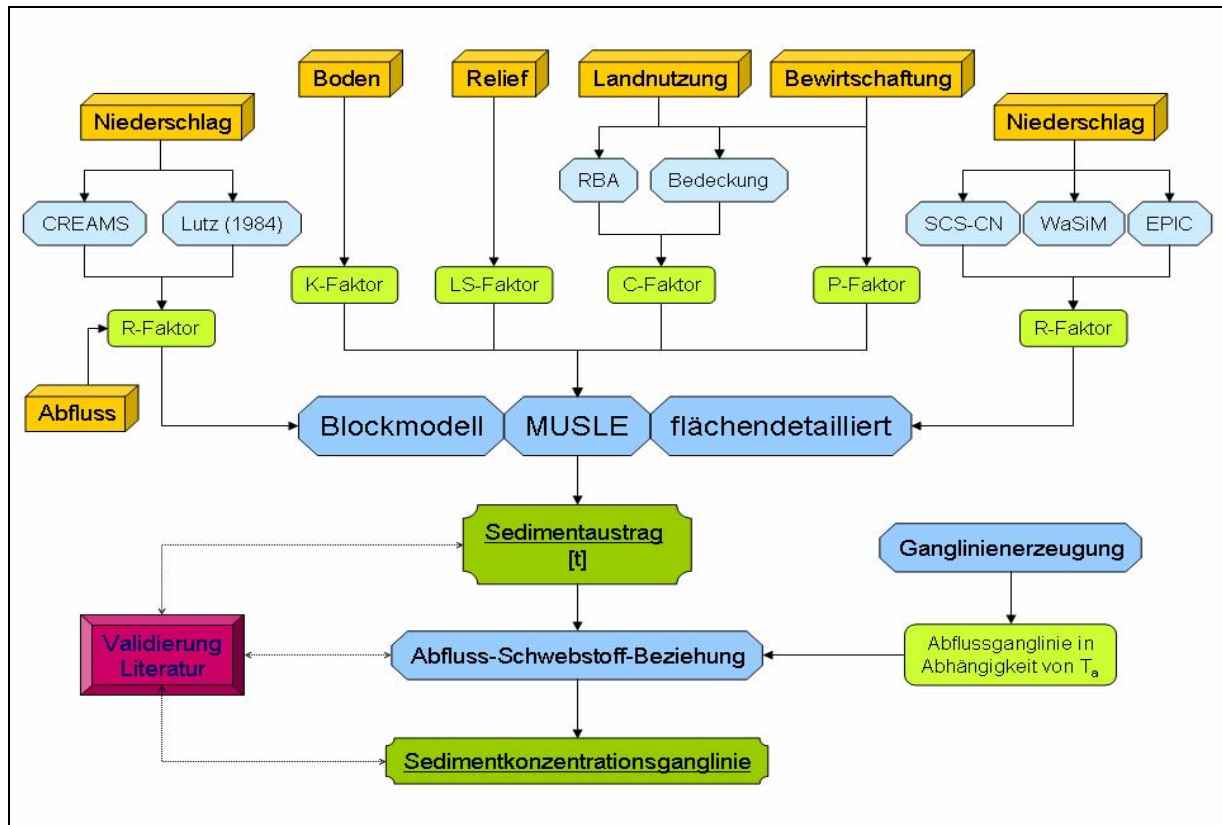


Abb. 4-8: Ermittlung einer Sedimentkonzentrationsganglinie basierend auf der MUSLE (RBA Relativer Bodenabtrag, SCS-CN SCS-Curve-Number-Verfahren, T_a Wiederkehrdauer, MUSLE Modified Universal Soil Loss Equation, CREAMS Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems, EPIC Erosion Productivity Impact Calculator, WaSiM Wasserhaushalts-Simulations-Modell)

Das in Abb. 4-8 (S. 34) dargestellte Ablaufschema zur Ableitung einer Sedimentganglinie entspricht weitestgehend dem Ansatz der Konzeptmodelle. Diese enthalten durch Auswertung gemessener Niederschlags-, Abfluss- und Schwebstoffganglinien eine parametrische Beziehung zwischen Eingangsdaten und Ergebnissen (Molina und Stödter 1998), wobei das Einzugsgebiet als Black Box betrachtet wird. Hier werden oft die Sediment-Einheitsganglinie (Rendon-Herrero 1978, Chen und Kuo 1986, Kothyari et al. 2002) bzw. Momentan-Sediment-Einheitsganglinie (Williams 1978, Kumar und Rastogi 1987, Lee und Singh 2005, Banasik und Mitchell 2008) oder Sedimentrouting verwendet.

Zusammenfassung: Bei vorliegenden räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Eingangsdaten ist die Anwendung physikalisch basierter Modelle sinnvoll. Diese beschreiben die Erosionsprozesse mit Hilfe von physikalischen Gleichungen unter Berücksichtigung der Gesetze zur Erhaltung von Masse, Energie oder Impuls (Morgan 1999). Die Entwicklung der theoretisch ohne Kalibrierung auskommenden Erosionsmodelle ist bisher nur für sehr kleine Räume (Hangmodell) gelungen (Molina und Stödter 1998). Zusätzlich ist die Übertragbarkeit auf Einzugsgebiete wegen der fehlenden zeitlichen und räumlichen Datenauflösung sowie vereinfachender empirischer Ansätze eingeschränkt.

ANSWERS (Beasley und Huggins 1982) ist eines der ersten Modelle, das eine einfache räumlich differenzierte Abschätzung der Bodenerosion ermöglicht. Es baut wie das eher konzeptionelle AGNPS (Young et al. 1987) auf der USLE auf und dient der Ereignissimulation in kleinen landwirtschaftlichen Einzugsgebieten.

In den USA wurden für landwirtschaftliche Parzellen die komplexen Modelle CREAMS, EPIC sowie für kleine Einzugsgebiete OPUS (Smith 1992) und WEPP (Flanagan und Nearing 1995) entwickelt. Ereignisbezogene Modelle mit Beschreibung der wichtigsten Teilprozesse auf höherem physikalischem Niveau sind KINEROS (Woolhiser et al. 1990) und EUROSEM (Morgan et al. 1998) sowie LISEM (De Roo et al. 1994) und EROSION 3D (Schmidt 1996, Von Werner 1995).

Viele der genannten ursprünglichen ereignisbasierten Modelle wurden für die kontinuierliche Simulation erweitert, so z. B. KINEROS2 (Smith et al. 1995), ANSWERS-2000 (Dillaha et al. 2004) oder AnnAGNPS (Bosch et al. 1998).

GLEAMS (Leonhard et al. 1987), CREAMS und WEPP können sowohl diskret als auch kontinuierlich arbeiten. Die hydrologischen Komponenten von CREAMS, GLEAMS, AGNPS und EPIC basieren auf Erweiterungen der SCS-CN-Methode und können somit nicht als prozessorientiert bezeichnet werden (Maurer 1997).

Aber auch mehr prozessorientierte Modelle wie EUROSEM und WEPP besitzen hier noch stark vereinfachende Annahmen. Aufgrund der Komplexität sowie der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Erosionsprozesse benötigen diese Modelle eine sehr große Anzahl an Eingabeparametern. Trotz theoretischer Überlegenheit liefern sie nicht zwangsläufig bessere Ergebnisse als empirische Modelle, insbesondere da die Eingabefehler mit der Modellkomplexität zunehmen (Jetten et al. 2003). Die Bereitstellung flächenhafter Parameter stellt somit eines der größten Probleme der Erosionsmodellierung dar.

Die Probleme der physikalisch basierten Modelle führten zu Versuchen einer reduzierten Modellkomplexität durch Erfassung nur der dominanten Prozesse. Beispiele hierfür sind STREAM (Cerdan et al. 2001) oder PESERA (Kirkby et al. 2000). Komplexe Stofftransportmodelle wie das konzeptionelle SWAT (Arnold et al. 1993) haben oft auch eine Erosionskomponente, hier wie bei EPIC die MUSLE. Aufgrund der Bedeutung einer möglichst genauen Abflussschätzung erfolgen auch Modellkopplungen, so z. B. AGNPS mit WaSiM-ETH (Rode und Lindenschmidt 2001) oder WATFLOOD (Leon et al. 2000).

Ein Problem aller Erosionsmodelle ist, dass kleine Abträge überschätzt und große Abträge unterschätzt werden (Nearing 1998, 2006). Hinzu kommt die Validierung der Ergebnisse, die, sofern sie überhaupt vorgenommen wird, zumeist nur anhand von Schwebstoffen am Auslasspegel geschieht. Für Blockmodelle ist dies angemessen, nicht aber für verteilte Erosions- und Sedimenteintragsmodelle. Hierzu bieten sich ¹³⁷Cs-Messungen (Quine 1999, He und Walling 2003, Bacchi et al. 2003) oder Schadenskartierungen an, was aber oft nur in der Plot- (Nearing 2000) und Feldskala (Evans 1998, Favis-Mortlock et al. 1996) oder in sehr kleinen Einzugsgebieten (Wu et al. 1993, Favis-Mortlock 1998, Jetten et al. 1999, Hebel 2003) erfolgt. Die Abschätzung des Sedimenteintrags in unbeobachteten Einzugsgebieten beruht damit allein auf den verwendeten Modellen (De Boer et al. 2003, Hrissanthou 2005).

4.2.1.4 Schadstoffscreening

Als Schadstoffe werden Stoffe bezeichnet, die nachteilige Wirkungen auslösen, wobei die Schädigung dabei maßgeblich durch die Dosis und die Dauer der Einwirkung bestimmt wird. Sie lassen sich unterteilen in anorganische und organische Schadstoffe. Anorganische Schadstoffe mit Bedeutung für Gewässer, Böden und Sedimente sind v. a. Schwermetalle, Arsen und Stickstoffverbindungen. Bei organischen Schadstoffen spielen besonders chlorierte Kohlenwasserstoffe (z. B. Hexachlorcyclohexan, polychlorierte Biphenyle, polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. Benzopyren, Anthracen, Fluoranthren und Naphtalin) und Mineralöle eine Rolle.

Die Gefährdung von Rückhaltebecken durch Schadstoffe ergibt sich aus der Tatsache, dass durch Einstauereignisse Sediment- und Stoffeinträge ins Rückhaltebecken erfolgen. Von besonderer Bedeutung sind hierbei nicht oder nur sehr langsam abbaubare Stoffe (z. B. Schwermetalle, polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane), die während der Betriebszeit des Rückhaltebeckens in diesem akkumulieren können (s. Abb. 4-9 und Abb. 4-10). Von maßgeblicher Bedeutung, insbesondere im Hinblick auf die Auswirkungen auf Pflanzen und Grundwasser, sind auch Sorptions- und Transportverhalten und damit die Verlagerbarkeit der Stoffe. Berücksichtigt werden muss auch die Einstauhäufigkeit. Wird ein Rückhaltebecken nur sehr selten eingestaut, führen Stoffe, die schnell abgebaut werden, höchstens zu kurzzeitigen Belastungsspitzen (in Abhängigkeit von der Konzentration im Boden, in den Sedimenten und in der wässrigen Phase). Es wird jedoch nie zu einer Anreicherung des Stoffes im Rückhaltebecken kommen können.

Wird ein Rückhaltebecken jedoch häufig eingestaut oder handelt es sich gar um ein Dauerstaubecken, können, durch wiederholten Eintrag, auch über einen längeren Zeitraum erhöhte Konzentrationen von abbaubaren Stoffen auftreten.



Abb. 4-9: Sedimenttransport in der Rems oberhalb des HRB Winterbach während eines Hochwasserereignisses (Foto: Kreschnak 2007)



Abb. 4-10: Sedimentablagerung nach einem Hochwasserereignis innerhalb des HRB Winterbach (Rems) (Foto: Kreschnak 2006)

Die Relevanz der jeweiligen Schadstoffe ergibt sich auch aus der Nutzung des Rückhaltebeckens. Aufgrund der eher seltenen Flutungssituationen (je nach Beckenkonstruktion) und der oft sehr fruchtbaren Auenböden werden viele Rückhaltebecken zusätzlich landwirtschaftlich genutzt. Ist zu befürchten, dass durch Einstauereignisse in Rückhaltebecken verstärkte Einträge und Akkumulationsprozesse auftreten, die die Nutzung im Rückhaltebecken beeinträchtigen, sind entsprechende Maßnahmen zu ergreifen. So kann sichergestellt werden, dass durch eventuelle stoffliche Einträge keine Gefährdung für Pflanzen, Tiere und Menschen entstehen.

Die Belastungssituation im Einzugsgebiet bestimmt hierbei maßgeblich das Gefährdungspotential für das Rückhaltebecken hinsichtlich stofflicher Einträge. Ein Überblick über potenziell für das Rückhaltebecken relevante Schadstoffe kann zunächst durch eine Analyse der

Bedingungen (Geologie, Industrie, Landnutzung) im Einzugsgebiet erlangt werden. Eine detaillierte Auflistung relevanter Schadstoffe kann über die im Rahmen der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie erforderlichen Bestandsaufnahmen angefertigt werden.

Nutzung von Überwachungsdaten des WRRL-Monitorings

Seit Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 wurden an nahezu allen europäischen Fließgewässern mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km² chemische und biologische Untersuchungen durchgeführt.

Die Untersuchungen dienen zum einen der Bestandsaufnahme, die im Jahr 2005 europaweit abgeschlossen wurde, zum anderen aber auch einer weiterführenden Überwachung gem. Art. 8 WRRL. Auch zukünftig werden an einer Vielzahl von Messstellen, die in Überwachungsprogrammen festgehalten sind, weitere Untersuchungen erfolgen (s. Abb. 4-11).

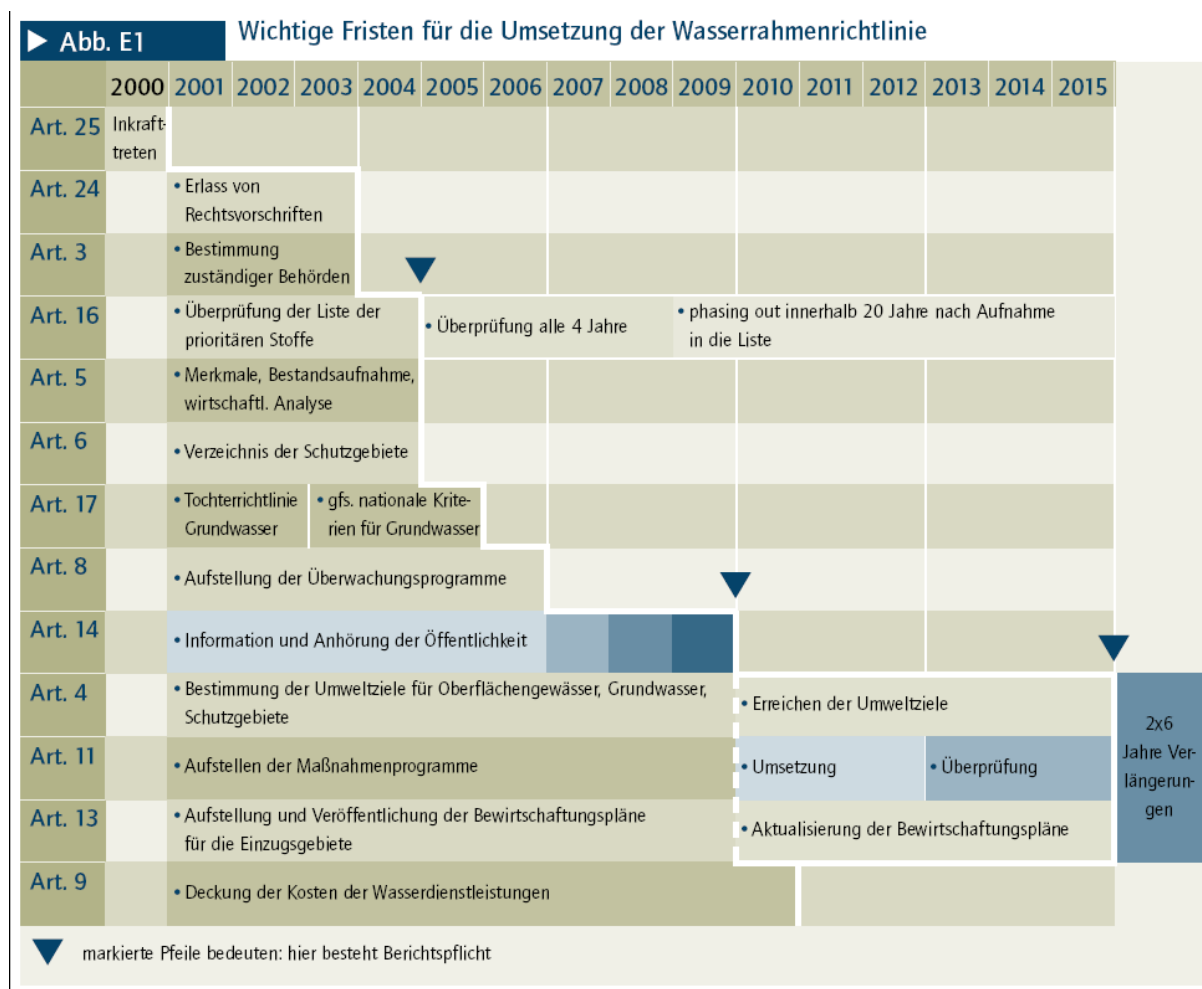


Abb. 4-11: Wichtige Fristen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Quelle: MUNLV 2005)

In der Regel wird nach einem ersten Schadstoffscreening, das zumeist an einer Mündungsmessstelle eines Arbeitsgebiets durchgeführt wird, der Untersuchungsumfang einzugsgebietsspezifisch festgelegt. Die Untersuchungen werden mit unterschiedlichen Frequenzen, meist aber mit 3 oder 4 Stichproben pro Jahr im Gewässer durchgeführt. An einigen wenigen Messstellen erfolgt allerdings auch eine häufigere Probennahme.

Im Rahmen der einzugsgebietsspezifischen Überwachung werden häufig in Gewässern anzutreffende Stoffe, wie z. B. Pflanzenbehandlungsmittel, Schwermetalle, organische sowie anorganische Schadstoffe, in der Wasserphase und auch im Schwebstoff untersucht. Die Probennahmen werden zumeist allerdings bei mittleren bis niedrigen Abflüssen, selten ereignisbezogen in einer Hochwasserwelle untersucht.

Ergebnisse der stättlichen Überwachung von Fließgewässern liefern wertvolle Hinweise für die Aufstellung eines objektbezogenen Schadstoffkatasters und sind von daher mit einzubeziehen. Hierzu können die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen, des Monitorings oder die Rohdaten der Untersuchungen (bei den zuständigen Behörden gem. Umweltinformationsgesetz erhältlich) eingebunden werden.

HA 4-5

In den Ergebnisberichten zur Bestandsaufnahme wurden für alle relevanten - d. h. im Arbeitsgebiet vorkommenden - Schadstoffe Analysen durchgeführt, die als Ergebnis einen Abgleich mit stoffspezifischen Qualitätskriterien liefern. Dieser Abgleich mit zuvor festgesetzten Qualitätskriterien (QK) liefert Aussagen dazu, ob für einen bestimmten Stoff die Zielerreichung wahrscheinlich (Mittelwert $< \frac{1}{2}$ QK), die Zielerreichung unklar (Mittelwert $> \frac{1}{2}$ QK bis \leq QK) oder die Zielerreichung unwahrscheinlich (Mittelwert $>$ QK) ist. Der Begriff Zielerreichung bezieht sich dabei auf die Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung des „guten chemischen Zustands“ für den spezifischen Stoff bis zum Jahr 2015.

Die Qualitätskriterien basieren in der Regel auf Grenzwerten aus einschlägigen Richtlinien und Verordnungen, so z. B. der Richtlinie 76/464/EWG, die in die Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen wurden (z. B. im Anhang X der WRRL, die prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe). Diese können nach dem in Tab. 4-2 aufgezeigtem Schema 1:1 auch auf die Erstellung des objektbezogenen Schadstoffkatasters übertragen werden.

Tab. 4-2: Bewertung der Belastungssituation, Rückschlüsse aus der Belastung von Wasser- und Schwebstoffphase auf die Belastung von Sedimenten und Böden in Rückhaltebecken

Einstufung				
Ausgangssituation WRRL	Qualitätskriterium eingehalten	halbes Qualitätskriterium überschritten	Ganzes Qualitätskriterium überschritten	„ ^(*) “
Belastung Wasser-/Schwebstoffphase	Wert $< \frac{1}{2}$ QK	$\frac{1}{2}$ QK bis \leq QK	QK bis ≤ 2 QK	> 2 QK
Belastung Sediment	niedrig	mittel	hoch	sehr hoch

^(*) für die Überschreitung des Qualitätskriteriums existiert gem. WRRL keine weitere Unterteilung, für die Bewertung von Sedimenten in Rückhaltebecken durch Rückschlüsse aus der Wasser- bzw. Schwebstoffphase bietet sich diese Einteilung jedoch an

Liegen in den Überwachungsdaten Hinweise auf Überschreitungen der Qualitätskriterien vor, so können diese Stoffe in einer Matrix aufgenommen werden. Die im Einzugsgebiet nachgewiesenen Stoffe können dann in Hinblick auf Ihre Human- bzw. Phytotoxikologie bewertet und die Relevanz für bodenbürtige Prozesse (Akkumulation, Sedimentation, Remobilisierung) abgeschätzt werden.

HA 4-6

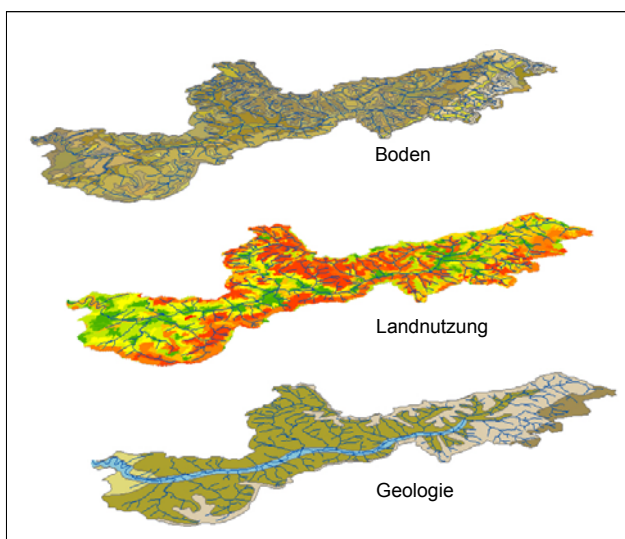
Ein besonderes Augenmerk sollte auf Stoffe gelegt werden, für die im Rahmen der Bestandsaufnahme aufgrund des Fehlens einer belastbaren Datengrundlage keine ausreichende Datenmenge vorhanden war. Hier müssen zusätzlich weitere Quellen bemüht werden. Landnutzungsinformationen (z. B. intensive landwirtschaftliche Nutzung, Industrie u. ä.) und geologische Karten (geogen bedingt erhöhte Werte) können in solchen Fällen als Informationsquellen über potenzielle Schadstoffe im Einzugsgebiet genutzt werden.

Das durch die Auswertung von bestehenden Überwachungsdaten entstandene Schadstoffinventar kann dann im Folgenden für weitergehende Untersuchungen zugrunde gelegt werden (s. Kap. 4.2.2.3, S. 52: Ermittlung der Schadstoffbelastung im Rückhaltebecken). Hierdurch verringern sich insbesondere Kosten für teure und aufwändige Laboruntersuchungen.

Weiterhin liefert das ermittelte Schadstoffinventar wichtige Hinweise als Arbeitsgrundlage für die Erstellung von Maßnahmen zur Minimierung des Risikos (s. Kap. 6, S. 98).

Die Ergebnisse der zuvor geschilderten behördlichen Überwachung der Fließgewässer liegen europaweit in den Berichten zur Bestandsaufnahme vor (bis Ende 2004). Ergebnisse des ersten Monitoringzyklus können ebenfalls bei Überwachungsbehörden abgefragt werden.

Darüber hinaus liegen häufig Wasserverbänden und anderen Körperschaften des öffentlichen Rechts sowie Kläranlagenbetreibern weitere Untersuchungsergebnisse vor, die für die Erstellung eines Schadstoffkatasters relevant sein können.



Nutzung von Primärdaten

Für Einzugsgebiete, für die keine Bestandsaufnahme nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie vorliegt (z.B. Einzugsgebiet kleiner als 10 qkm), können potenzielle Schadstoffe mittels Primärdaten (s. Abb. 4-12) und/oder Kartierungen ermittelt werden. Zu berücksichtigende Primärdaten zur Ermittlung des Schadstoffpotentials sind z. B. Daten der Geologie, der Landnutzung und der Bodenverteilung.

Durch Analyse dieser Daten kann ebenfalls ein Schadstoffkataster erstellt werden. Sowohl geogen als auch anthropogen eingetragene Stoffe werden somit berücksichtigt. Liegen nicht genügend Daten vor oder ist die Auflösung der vorhandenen Daten zu schlecht, können

Abb. 4-12: Ermittlung des Gefährdungspotenzials mittels Primärdaten am Beispiel des Rems-Einzugsgebiets

auch Kartierungen und Probenahmen im Einzugsgebiet durchgeführt werden, um einen Überblick über das Schadstoffinventar zu erhalten.

Einen guten Überblick über Hintergrundwerte in den Böden Deutschlands für anorganische und organische Schadstoffe gibt die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2003).

4.2.1.5 Schadstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet

Die Bestimmung des Schadstoffaustrages aus dem Einzugsgebiet und somit des Schadstoffeintrages in das HRB kann wie beim Sedimentaustag durch Messung und/oder Modellierung erfolgen.

Der Schadstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet eines Rückhaltebeckens ist im Idealfall am Zulaufpegel zu messen. Hier werden kontinuierlich Abfluss und Trübung sowie diskret die Sedimentfracht durch manuelle oder automatische Probennahme erfasst. Moderne automatische Probennehmer analysieren die Proben auch auf Nährstoffe (z. B. Nitrat, Phosphat) oder Schwermetalle, was allerdings mit einem hohen Wartungsaufwand verbunden ist. Die so oder im Labor ermittelten Stoffgehalte können zum ebenfalls gemessenen Abfluss in Beziehung gesetzt und bei entsprechendem Zusammenhang als stoffliche Schlüsselkurven verwendet werden.

In Kleineinzugsgebieten ist die Abschätzung des Sedimenteintrags über eine Erosionsschadenskartierung möglich. Die Kenntnis von Schadstoffgehalt und Korngrößenzusammensetzung der Böden im Einzugsgebiet ermöglicht unter Verwendung eines Anreicherungsverhältnisses in Abhängigkeit von der Sedimentmenge Aussagen über die eingetragenen Schadstoffmengen. Die Beprobung der Sedimentablagerungen in Rückhaltebecken mit Dauerstau oder nach erfolgten Einstauereignissen erlaubt hingegen Aussagen über vergangene Einträge.

Die Verwendung eines Anreicherungsverhältnisses ist oft die Grundlage für die Bestimmung des Stoffaustrags mit Hilfe der USLE bzw. ABAG sowie deren Modifikationen in Modellen wie CREAMS oder AGNPS. Die beiden letztgenannten Modelle berücksichtigen auch den selektiven Korngrößentransport im Gerinne. In großen Einzugsgebieten mit entsprechend langen Gerinnestrecken sind neben Ablagerungs-, Abtrags- und Transportprozessen im Gerinne auch Änderungen der Bindungsformen der Schadstoffe zu beachten. So werden bei Veränderung des chemischen Milieus ursprünglich gelöste Schadstoffe ausgeschieden und abgelagert oder suspendierte Tonpartikel koagulieren. Dies kann beispielsweise mit SWAT oder speziellen Stofftransport- und Wassergütemodellen berücksichtigt werden.

4.2.2 Lokale Ebene

4.2.2.1 Hydraulik von Rückhaltebecken

Während des Betriebs von Rückhaltebecken ergeben sich im Stauraum in Abhängigkeit des Hochwasserereignisses unterschiedliche Stauhöhen, deren Auswirkungen auf die überstauten Flächen zu bewerten sind. Ausschlaggebend für Schäden im Stauraum ist die Kombination von Überstauhöhe und -dauer, wobei es sich im Fall von Trockenbecken bei der Überstauhöhe um eine dynamische Größe handelt. Überstauhöhen und -dauern hängen vom Hochwasserereignis selbst (Scheitelwert, Fülle) sowie von den stauraumspezifischen Faktoren Stauinhaltslinie und Regelabfluss ab. Trockenbecken- und Polderflächen werden außerhalb der Einstauzeiten häufig landwirtschaftlich genutzt.

Für die Bewertung der Auswirkungen von Überstau auf derart genutzten Flächen ist eine Bestimmung von Überstauhöhe und -dauer grundsätzlich für Flurstücke unterschiedlicher Höhenlage durchzuführen, da die Ausprägung der Wassereinwirkung je nach Lage im Rückhaltebecken unterschiedlich ausfällt.

HA 4-9

Die Bestimmung der Überstauhöhen und -dauern kann bei Vorliegen der hydraulischen Randbedingungen, d. h. der Hochwasserganglinie am Zulaufpegel und des Regelabflusses sowie der Speicherinhaltslinie mit Hilfe der Retentionsgleichung (s. Abb. 4-13) erfolgen.

$\frac{\partial V_{\text{Retention}}}{\partial t} = Q_{\text{ZU}} - Q_{\text{AB}} - Q_{\text{HWE}}$
<p>Mit: $\frac{\partial V_{\text{Retention}}}{\partial t}$: zeitliche Änderung des Retentionsvolumens</p> <p>Q_{ZU}: Beckenzulauf Q_{ab}: Beckenabfluss</p> <p>Q_{HWE}: Abfluss über Hochwasserentlastungsanlage</p>

Abb. 4-13: Gleichung zur Bestimmung der Retentionsvolumenänderung in Abhängigkeit der Zu- und Abflüsse

Hierfür wird die verwendete Abflussganglinie zunächst in Zeitintervalle Δt zerlegt. Nun kann für jedes Intervall die Zu- bzw. Abnahme des Beckenvolumens über die Bilanzierung der Zu- und Abflüsse ermittelt werden. Je kleiner die Zeitintervalle gewählt werden, desto genauer fällt das Ergebnis aus. Aus dem resultierenden, zeitabhängigen Verlauf des Beckenvolumens $V(t)$ kann anschließend unter Verwendung der Speicherinhaltslinie $h(V)$ der zeitabhängige Verlauf der Wasserspiegellage $h(t)$ ermittelt werden. Das Auftragen der Wasserspiegellage über die Einstaudauer als Dauerlinie (s. Abb. 4-14) ermöglicht einen einfachen Zugriff auf die Überstaudauern und -höhen jeder beliebigen Geländehöhe im Retentionsraum.

Für den Fall, dass das Stauziel im Rückhaltebecken während eines Hochwasserereignisses überschritten wird, sind neben dem Regelabfluss Abflüsse über die Hochwasserentlastungsanlage zu berücksichtigen (z. B. Überfallformel nach Poleni bei fester Überfallsschwelle). Vorgaben aus dem Betriebsplan zur Steuerung des Rückhaltebeckens für den Fall, dass das zurückgehaltene Volumen eines Hochwasserereignisses den Hochwasserbemessungsfall 3 nach DIN 19700-2004, Teil 12 übersteigt, sind ebenfalls in die Bilanzierung der Zu- und Abflüsse zu übernehmen.

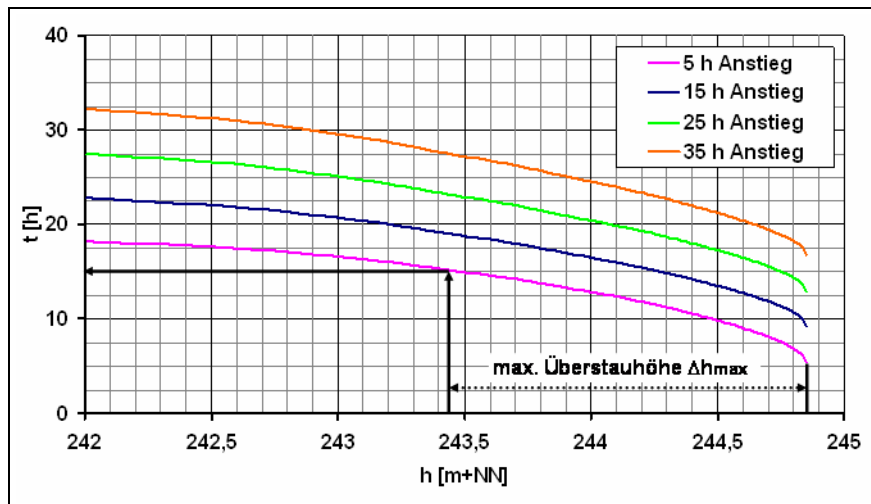


Abb. 4-14: Überstaudauern und -höhen in einem Trockenbecken (Beckennullpunkt 242,0 m+NN), dargestellt als Dauerlinien für unterschiedliche Anlaufzeiten der Hochwasserwelle; Beispiel der Überstaudauer und maximaler Überstauhöhe für die Geländehöhe 243,42 m+NN

Das beschriebene Verfahren ist gegenüber einer aufwendigen hydrodynamisch-numerischen Simulation hinreichend genau und für Trockenbecken im Haupt- wie auch im Nebenschluss praktisch einsetzbar. Speicherinhaltslinien eines Rückhaltebeckens sind in der Regel den Planungsunterlagen zu entnehmen. Ist dies nicht der Fall, so können sie aus Laserscandaten bzw. überschlägig aus topographischen Kartenwerken unter Zuhilfenahme gängiger GIS-Verfahren erstellt werden. Angaben zur Höhe der Scheitelabflüsse relevanter Hochwasserereignisse können ebenfalls den Planungsunterlagen entnommen werden. Weitere Informationen zu Abflussganglinien am Zulaufpegel (Fülle, Form etc.) des Rückhaltereaumes sind u. U. mittels Extremwertanalysen, Niederschlags-Abfluss-Modellen oder empirischen Verfahren zu generieren (s. Kap. 4.2.1, S. 21). Die Verwendung von Hochwasserganglinien mit gleichem Scheitelwert aber unterschiedlichen Füllen ermöglicht Aussagen über die Bandbreite der Einstaudauern und -höhen, welche aus saisonalen Schwankungen der Niederschlags-Abfluss-Charakteristik in Einzugsgebieten resultieren.

Überstauhäufigkeit

Die Häufigkeit eines Einstaus im Rückhaltebecken hängt neben der Eintrittswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen bei Trockenbecken im Hauptschluss primär vom Verhältnis der Hochwasserscheitelwerte zum Regelabfluss ab. Je größer dieser Wert ist, desto häufiger wird ein Einstau stattfinden. Der Maximalwert des Regelabflusses an das Unterwasser wird vom Schutzziel der Unterlieger gegen Hochwasserschäden bestimmt und kann somit nicht beliebig erhöht werden. Trockenbecken im Nebenschluss sind hinsichtlich der Einstauhäufigkeit in der Regel unflexibler als Rückhaltebecken im Hauptschluss, da bei ihnen der Einstau bei steigendem Hochwasser auf Grund der konstruktiven Ausrichtung der Einlaufbauwerke häufig nicht beliebig früh erfolgen kann.

4.2.2.2 Stoffrückhalt in Trockenbecken

Die Ursache möglicher Schäden im Rückhalteraum liegt nicht nur im Überstau selbst. Auch Sedimente, welche bei erhöhten Abflüssen vermehrt mobilisiert werden und in strömungsberuhigten Bereichen sedimentieren, können zu einem Konflikt zwischen Hochwasserschutzzielen auf der einen und der Landnutzung im Rückhalteraum auf der anderen Seite führen.

Wegen ihrer großen spezifischen Oberfläche bieten insbesondere die kleinen Sedimentfraktionen ($d < 63 \mu\text{m}$) Anreicherungspotenzial für partikuläre Schadstoffe, hierzu gehören beispielsweise die Ionen der Schwermetalle. Der Transport und die Deposition dieser an suspendierten Sedimenten gebundenen Stoffe während Hochwasserereignissen können Maßnahmen zur Risikoabwendung im Rückhalteraum erforderlich machen, besonders wenn über einen längeren Betrachtungszeitraum von einer Akkumulation der Schadstoffe im Rückhalteraum auszugehen ist.

Zur Beurteilung sind neben einer eingehenden, stoffbezogenen Einzugsgebietsuntersuchung (Abfluss-Konzentrations-Beziehung etc.) inklusive der Identifizierung von Schadstoffquellen und -senken (s. Kap. 4.2.1.4) sowie der Untersuchung auf vorherrschende Transportmechanismen die Ermittlung von Depositionsmengen und -flächen im Rückhalteraum unabdingbar.

HA 4-10

Stoffeintrag im Rückhalteraum: Maßgeblich für den Stoffeintrag in Rückhalteräume ist neben der Einzugsgebietshydrologie und -charakteristik die Lage des Retentionsraumes zum Gewässer und dessen Steuerung. Während bei Rückhaltebecken im Nebenschluss die Füllung des Retentionsraumes durch das Abzweigen eines Teilabflusses der Hochwasserwelle über ein Einlaufbauwerk erfolgt, unterliegen Rückhaltebecken im Hauptschluss einem kontinuierlichen Zulauf von schwebstoffhaltigem Wasser während der gesamten Operationsdauer bis zur vollständigen Entleerung. Das Zulaufvolumen beträgt somit bei Rückhaltebecken im Hauptschluss im Gegensatz zu Rückhaltebecken im Nebenschluss ein Vielfaches des Stauvolumens, was relativ gesehen zu einem höheren Schwebstoffeintrag in den Beckenraum bei gleichem Stauvolumen führt.

Stoffdeposition im Rückhalteraum: Der Transport und die Deposition der in den Rückhalteraum eingetragenen Schwebstoffe während der Füll- und Entleerungsphase resultieren aus dem Zusammenwirken mehrerer, jeweils hochgradig instationärer Prozesse, welche zu wechselnden Anteilen Einfluss auf die stoffliche Rückhalteeffizienz eines Beckens haben.

Für die Ausbreitung von Schwebstoffen im Stauraum sind dies:

- Advektiver Transport von Schwebstoffen in den Stauraum
- Turbulenter Transport von Schwebstoffen in den Stauraum

Maßgeblich für den Austrag von nicht sedimentierten Schwebstoffen aus dem Stauraum sind die Faktoren:

- Transport von Schwebstoffen mit der Kurzschlussströmung durch den Stauraum, d.h. ohne Vermischung auf direktem Weg vom Zulauf zum Beckenauslass
- Turbulenter Transport aus dem Stauraum in den Flussschlauch mit anschließendem Austrag aus dem Stauraum
- Advektiver Transport aus dem Rückhaltebecken während der Entleerungsphase

Abb. 4-15 zeigt das Zusammenspiel der Wirkungsmechanismen, welche im Rückhalteraum verantwortlich für den Transport, die Deposition sowie den Austrag von Schwebstoffen sind.

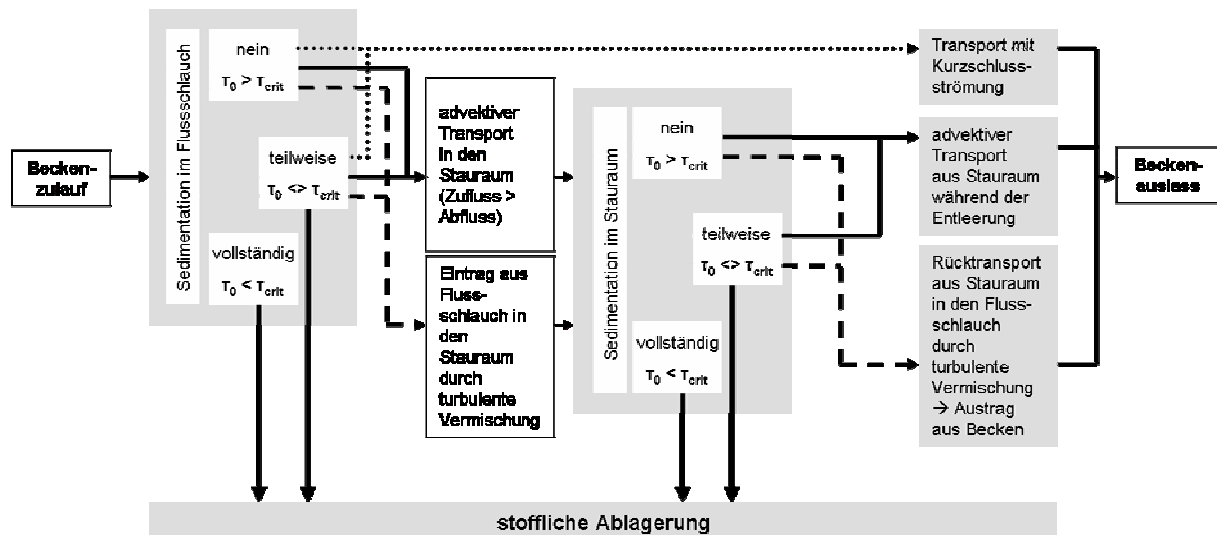


Abb. 4-15: Schematische Darstellung der Wirkungsmechanismen bezüglich Schwebstofftransport und -ablagerung in Trockenbecken (τ_0 = Sohlschubspannung, τ_{crit} = kritische Sohlschubspannung für Sedimentation)

Welche der dargestellten Prozesse von einem Schwebstoffpartikel durchlaufen werden, hängt wiederum von einer Vielzahl Faktoren bzw. deren Kombinationen miteinander ab (s. Abb. 4-16), ebenso die Ausprägung der einzelnen Prozesse und somit die Rückhalteeffizienz eines Trockenbeckens. So wird beispielsweise über den Hochwasserabfluss, die Form und die Steuerung des Rückhaltebeckens beeinflusst, wie groß der Anteil des Zulaufs ist, welcher das Rückhaltebecken im Kurzschluss durchströmt. Ob ein Schwebstoffpartikel mit der Strömung aus dem Rückhalteraum ausgetragen wird oder sedimentiert, hängt weiterhin von der Sinkgeschwindigkeit in Kombination mit den auftretenden Schleppspannungen ab.

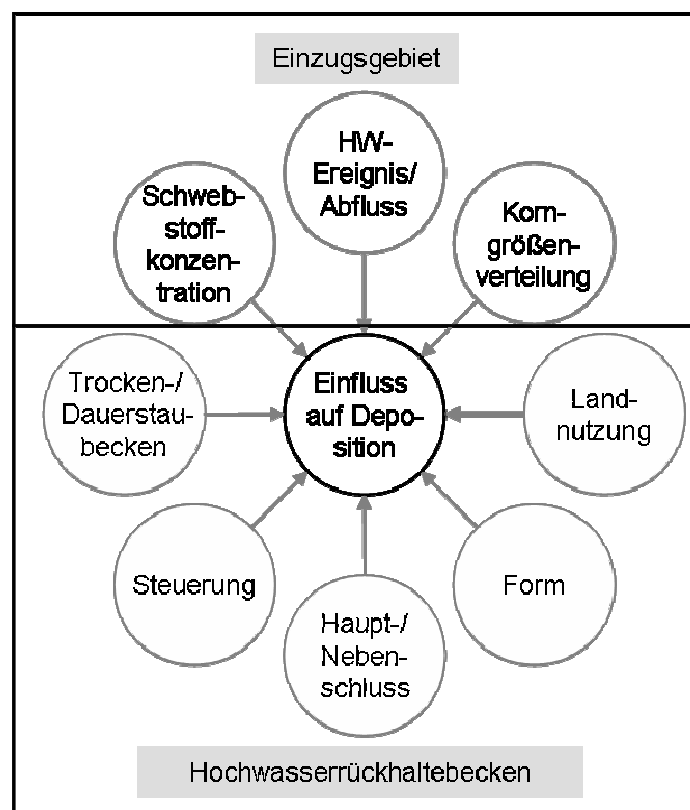


Abb. 4-16: Einflussfaktoren auf den Stoffrückhalt in Rückhaltebecken

Bei Rückhaltebecken im Nebenschluss kann bei stagnierendem bzw. stationärem Retentionsverhalten je nach Operationsdauer sogar eine nahezu vollständige Sedimentation erreicht werden, da keine Prozesse wirksam sind, welche die Schwebstoffe während des Einstaus aus dem Rückhalteraum austragen.

In Tab. 4-3 sind die Auswirkungen der retentionsraum- und schwebstoffbezogenen Einflussgrößen auf den Stoffeintrag in den Rückhalteraum und die anschließende Deposition nochmals zusammengefasst dargestellt. Den größten Einfluss auf den Stoffeintrag in Trockenbecken haben die Lage zum Gewässer, die Steuerung sowie der Konzentrationsverlauf des Schwebstoffes während des Hochwasserereignisses. Der Stoffrückhalt wird überwiegend von der Steuerung sowie der Korngröße bestimmt.

Tab. 4-3: Gewichtung relevanter Einflussgrößen bezüglich Stoffeintrag und –deposition in Trockenbecken (++ Einfluss groß, + Einfluss bemerkbar, - Einfluss gering)

Einflussfaktoren		Stoffeintrag	Deposition
Retentionsraum	Lage zum Gewässer	++	+
	Steuerung	++	++
	Geometrie	-	+
	Landnutzung	-	+
Schwebstoff	Konzentrationsverlauf	++	+
	Korngröße	+	++

Obwohl ein Großteil der genannten Faktoren bei bestehenden Rückhaltebecken nicht oder nur im Rahmen eines integrativen Flussgebietsmanagements beeinflusst werden können, steht dem Betreiber eines Rückhaltebeckens mit der Möglichkeit zur Änderung der Beckensteuerung ein wesentliches Instrument zur Einflussnahme auf die Stoffströme im und unterhalb des Retentionsraumes zur Verfügung.

HA 4-11

Quantifizierung der Sedimentationsmengen: In den seltensten Fällen liegt für ein Rückhaltebecken ein langjähriges Sedimentmonitoring vor (s. Kap. 4.4, S. 77) welches Aufschluss über ereignisbezogene Zu- und Ablaufmengen bzw. angefallene Depositionsmengen gibt. Die Kenntnis der räumlichen und mengenmäßigen Verteilung deponierter, potenziell schadstoffbelasteter Sedimente im Rückhalteraum stellt jedoch eine wesentliche Voraussetzung für die Ausarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts dar, welches neben Hochwasserschäden durch Wassereinwirkung auch solche durch Schadstoffeintrag berücksichtigt.

Zur Entscheidungsunterstützung müssen Informationen zur räumlichen und mengenmäßigen Verteilung im Falle fehlender Naturmessungen mit Hilfe von Modellen, oder falls dies nicht praktikabel ist mit etwaigen empirischen Verfahren abgeschätzt werden.

HA 4-12

Je nach Art des betrachteten Objekts stehen unterschiedliche Methoden zur Quantifizierung der Depositionsmengen in Rückhaltebecken zur Verfügung (s. Tab. 4-4, S. 46).

Bei Trockenbecken sowie Dauerstaubecken mit größerer Schwankungsbreite der Wasserspiegellage treten während der Füll- und Entleerungsphasen hochgradig instationäre Vorgänge auf, weshalb vereinfachte Ansätze, welche überwiegend stationäre Verhältnisse voraussetzen zur Bestimmung der Depositionsmengen in genannten Beckentypen nicht anwendbar sind. Die Werkzeuge erster Wahl werden daher häufig numerische Modelle sein. Diese sind in den heutigen Zeiten hoher verfügbarer Rechnerkapazitäten und anwenderfreundlicher numerischer Verfahren meist ressourcenschonender als physikalische Modelle einsetzbar. Auf Grund der komplexen, mehrdimensionalen Ausbreitungs- und Transportprozesse während der Füll- und Entleerungsphasen in Trockenbecken sind 1D-numerische Transportmodelle allerdings wenig geeignet, wenn es um die Bestimmung von Menge und räumliche Verteilung der Stoffdeposition geht. Beispiele für mehrdimensionale numerische Verfahren, welche zur Bearbeitung der genannten Fragestellung herangezogen werden können, sind unter anderem TELEMAC-2D (Strömung) in Kombination mit SUBIEF-2D oder SISYPHE (beide Transport), MIKE21C sowie DELFT3D. Alle genannten Verfahren sind in der Lage, Transportprozesse für Schwebstoffe zu berücksichtigen. Auf die praktische Anwendung der Verfahren wird an dieser Stelle nicht weiter eingegangen.

Tab. 4-4: Methoden zur Quantifizierung von Depositionsmengen in Rückhaltebecken

Lage zum Gewässer	Beckentyp	Quantifizierung der Depositionsmengen	Prozesse	Datenbasis
Hauptschluss	Trocken	Füll-/ Entleerungsvorgänge instationär → Modellierung • HN-Modellierung • Physikalische Modelle	• Strömungsgeschwindigkeit • Turbulenz • Sedimentation • Erosion • Resuspension • Sorption • Abtau • ()	• Abflussganglinien • Querprofile • Geometriedaten • Landnutzungsdaten • Schwebstoffganglinien } i. d. verfügbar
	Dauerstau			• sedimentspezifische Parameter • Ereignismessungen } i. d. nicht verfügbar
Nebenschluss	Trocken	instationäre Retention, komplexe Geometrie → Modellierung (s.o.)	s.o.	s.o.
		stationäre Retention, $Q_{m1} < BHQ_2$ → vereinfachender Ansatz	• Sedimentation	• Schwebstoffganglinien • Retentionsvolumen • geometrische Daten • Sinkgeschwindigkeit • theoretische Aufenthaltszeit

Tab. 4-4 gibt einen Überblick über die Transportprozesse, welche im Kontext der Stoffdeposition in Retentionsräumen auftreten können. Je nach Fragestellung ist es nicht nötig alle Prozesse im Modell abzubilden. Geht man bei der Abschätzung der stofflichen Akkumulation in Trockenbecken beispielsweise vom konservativen Transport partikulär gebundener Schadstoffe aus, so können Sorptions- und Abbauprozesse vernachlässigt werden. Des Weiteren kann davon ausgegangen werden, dass sehr kleine Fließgeschwindigkeiten im überwiegenden Teil des Rückhalteräume sowie vorhandene Vegetation erosive Vorgänge während des Einstauereignisses verhindern, so dass in den meisten Fällen im Rahmen numerischer Transportsimulationen die Berücksichtigung der advektiven, dispersiven sowie der Sedimentationsprozesse hinreichend genau ist. Gegen die detailliertere Darstellung der Transportprozesse spricht in den meisten Anwendungsfällen ebenfalls eine unzureichende stoffbezogene Datenbasis, welche eine Kalibrierung und Validierung der heutzutage beliebig komplexen darstellbaren Prozesse nicht zulässt.

Da Sedimentationsmuster und -mengen in Rückhalteräumen stark von der Korngröße abhängen, empfiehlt sich eine Aufteilung des Korngrößenspektrums der Schwebstoffe in mehrere Fraktionen, welche separat berechnet werden.

Eingangsdaten: Wird der Stoffrückhalt in Rückhaltebecken mit Hilfe numerischer Modelle quantifiziert, so bedarf es einer Vielzahl unterschiedlicher Eingangsdaten (s. Tab. 4-5). Für das Strömungsmodell, welches die Grundlage einer Transportsimulation bildet, sind diese Daten in der Regel bei den verantwortlichen Behörden oder planenden Ingenieurbüros erhältlich, oder, wie bei den Pegeldaten der Fall, zum Teil öffentlich zugänglich bzw. über das Internet abrufbar. In den seltensten Fällen liegen allerdings Datensätze von Ereignismessungen vor, welchen für eine Modellkalibrierung nötige Informationen wie zeitabhängige Geschwindigkeitsprofile oder diesbezügliche punktuelle Informationen zu entnehmen sind. Den Wasserstand als integrale Größe wird man mit dem unkalibrierten Strömungsmodell hinreichend genau abbilden können, lokale Strömungen im Retentionsraum bzw. turbulente Strukturen als Grundlage für eine prognosefähige Transportmodellierung lassen sich jedoch nicht auf ihre Genauigkeit überprüfen.

Tab. 4-5: Eingangsdaten numerischer Strömungs- und Transportmodelle im Rahmen der Quantifizierung der Stoffströme in Rückhaltebecken

Strömungsmodell			
Bearbeitungsphase	Daten		Bemerkungen
Modellgenerierung	Topografische Daten	Laserscan, (D)TK5 - 100 ...	-
	Gewässersohldaten	Gewässerquerprofile, flächige Sohlpeilungen...	
	Landnutzungsdaten	ATKIS, CORINE, ALK, Orthophotos...	
Modellkalibrierung/ -validierung	Ereignisbezogene Daten	Pegelmessungen, Wasserspiegellagen, Geschwindigkeitsprofile im Rückhalteraum, Tracermessungen, Hochwassermarken,	-
Modellanwendung	Hydraulische Randbedingungen	Hochwasserganglinien, Beckensteuerung aus Betriebsplan	Alternativ zu gemessenen Ereignissen Verwendung von generierten Hochwasserganglinien (Extremwertanalyse, NA-Modell etc.),
Transportmodell			
Bearbeitungsphase	Daten		Bemerkungen
Modellgenerierung	Sedimentspezifische Daten	Sieblinie Schwebstoff, fraktionsbezogene Sinkgeschwindigkeiten, kritische Sohlschubspannung für Sedimentation/ Erosion, (chemische Parameter)	Alternativ zu gemessenen Werten Verwendung von Literaturangaben
	Hydraulische Daten	Fließgeschwindigkeiten (u, v) Wassertiefe	Aus Strömungsmodell
Modellkalibrierung/ -validierung	Ereignisbezogenen Daten	Sedimentationsraten/ -mengen	Ereignisbeprobungen
Modellanwendung	Konzentrationen	Fraktionsspezifische Konzentrationganglinien am Zulaufpegel	Ereignisbeprobungen, ereignisbezogene Erosionsmodellierung, Schätzung über Bodenabtrag im Teileinzugsgebiet, Literatur etc.

Schwieriger gestaltet sich die Transportmodellierung, da in der Regel wenig sedimentspezifische Informationen vorliegen. Erschwerend wirkt die Tatsache, dass Schwebstoffkonzentra-

tionswerte häufig nur als Tagesmittelwerte verfügbar sind. Je nach Einzugsgebietsgröße sind Tagesmittelwerte der Konzentration für die Bestimmung des Stoffrückhalts wenig aussagekräftig ohne weiterführende Informationen über die Konzentrationsmaxima sowie deren zeitliche Lage zum Hochwasserscheitel.

Der Betreiber eines Rückhaltebeckens sollte daher großen Wert auf die Durchführung von Messprogrammen während auftretender Hochwasserereignisse legen, wenn neben der hydraulischen eine modellgestützte, stoffbezogene Bewirtschaftung des Rückhaltebeckens angestrebt wird.

HA 4-14

Fehlen belastbare Daten, anhand derer ein Transportmodell kalibriert werden kann, so müssen die Ergebnisse der numerischen Transportsimulation diesbezüglich interpretiert werden. Nichtsdestotrotz können auch unkalibrierte Modelle wertvolle Informationen zur Verfügung stellen, wenn es darum geht, Aussagen aus vergleichenden Untersuchungen zu gewinnen. Als Beispiel sei die modellhafte Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Steuerungsstrategien eines Rückhaltebeckens auf die stoffliche Rückhalteeffizienz während eines definierten Hochwasserereignisses genannt.

Beispiele für die Rückhalteeffizienz von Trockenbecken: Die Angabe eines einzigen Wertes für die Rückhalteeffizienz eines bestimmten Trockenbeckens (d. h. der Anteil des zurückgehaltenen Sediments an der gesamten eingetragenen Sedimentmasse während eines Ereignisses) ist auf Grund der wechselnden stofflichen und hydraulischen Randbedingungen und der hieraus resultierenden unterschiedlichen Überlagerung der nichtlinearen Prozesse (Kurzschluss etc.) nicht ausreichend, um den Stoffrückhalt dieses Rückhaltebeckens zu beschreiben.

In Abb. 4-17 auf S. 49 ist die Rückhalteeffizienz unterschiedlicher idealisierter Trockenbecken im Hauptschluss unter Verwendung jeweils derselben Hochwasserganglinie für zwei verschiedene Beckensteuerungen, vier Korngrößen sowie 3 Konzentrationsganglinien mit unterschiedlichem zeitlichem Versatz (Konzentrationshöhe 5 h vor beziehungsweise nach Hochwasserscheitel) zur Hochwasserganglinie dargestellt. Das wesentliche Unterscheidungsmerkmal der Trockenbecken sind die Breiten- zu Längenverhältnisse des Wasserkörpers, welche den größten Wert im Rückhaltebecken B und den geringsten Werte im Rückhaltebecken C aufweisen.

Während für eine Korngröße von 20 μm die größte Rückhalteeffizienz im Fall des breiten Rückhaltebeckens B auftritt, verhält es sich im Falle der Korngrößen 40 μm , 80 μm und 150 μm umgekehrt, hier wird der größte Stoffrückhalt im lang gestreckten Rückhaltebecken C erzielt. Man erkennt an den dargestellten Werten, dass die Rückhalteeffizienz eines Rückhaltebeckens stets von der betrachteten Korngröße und der jeweiligen Beckenhydraulik abhängig ist.

Die Zahlenwerte wurden unter Verwendung der numerischen Verfahren TELEMAC-2D (EDF 1996) und SUBIEF-2D (EDF 2000) ermittelt. Eine Sensitivitätsanalyse wurde hierbei für die kritische Schubspannungsgeschwindigkeit der Sedimentation und die Beckenrauheit durchgeführt. Beide Parameter haben sich als wenig sensibel herausgestellt, so dass die Größenordnung bzw. die Relation der Werte zueinander als aussagekräftig betrachtet werden kann.

Nicht immer stehen dem Beckenplaner bzw. -betreiber Modelle zur Verfügung, anhand derer die stoffliche Rückhalteeffizienz eines Objektes für wechselnde hydraulische und stoffliche Randbedingungen abgeschätzt werden kann.

Die Übertragbarkeit der im letzten Abschnitt dargestellten Rückhalteeffizienzen auf andere Kombinationen von Trockenbeckengeometrie, Beckenhydraulik sowie Schwebstoffzulauf und -eigenschaften ist nur in engen Grenzen gegeben. Für eine Abschätzung der Sedimentationsmengen ohne Anwendung von Modellen ist deshalb zunächst die Quantifizierung der für den Stoffrückhalt relevanten physikalischen Prozesse (s. Abb. 4-15, S. 44) erforderlich. Hierbei handelt es sich insbesondere um den stofflichen Kurzschluss sowie den Stoffaustrag aus dem Retentionsraum durch advective und dispersive Mechanismen. Die Ausprägung der

genannten Prozesse hängt jeweils von den augenblicklichen hydraulischen und stofflichen Randbedingungen ab.

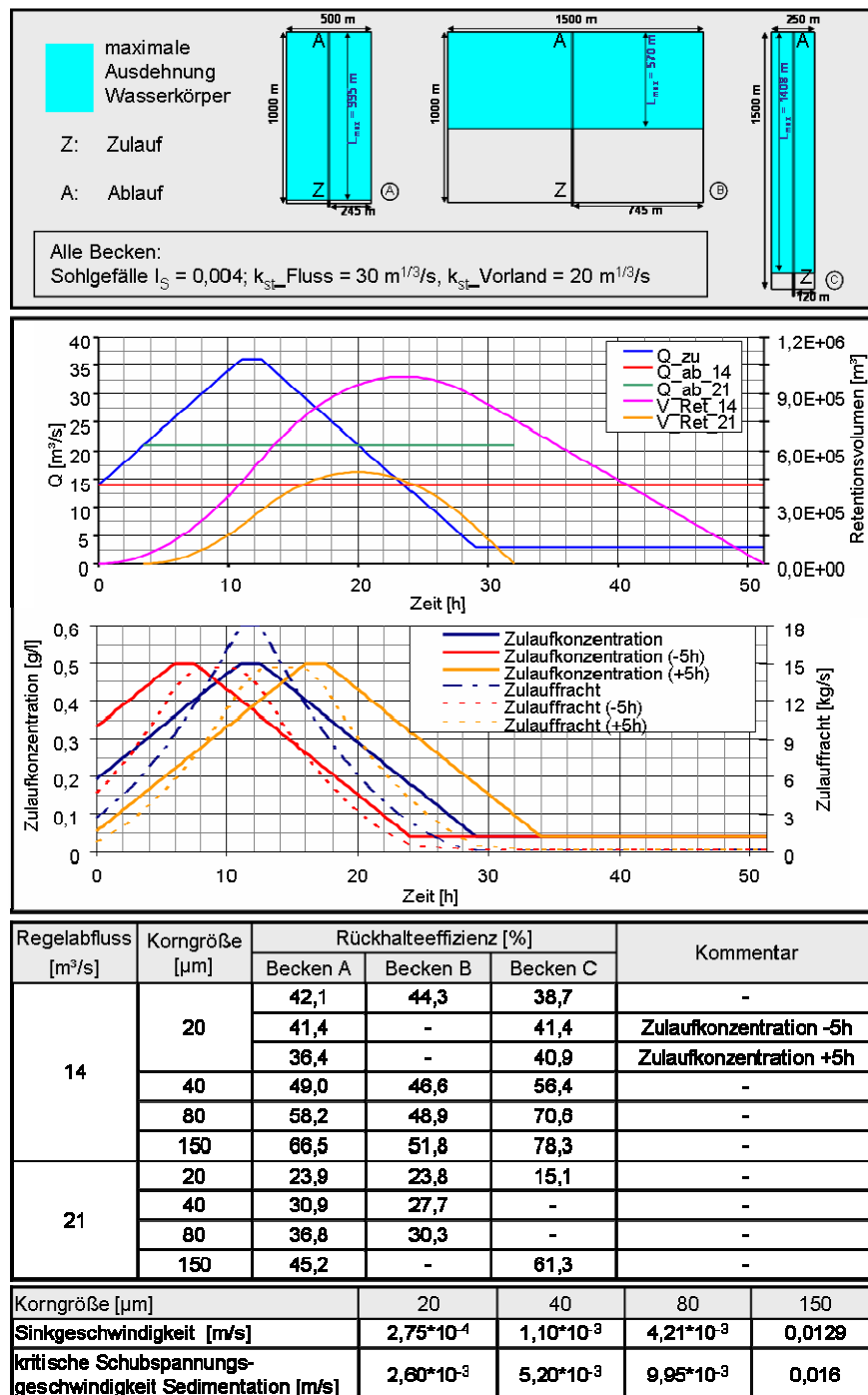


Abb. 4-17: Rückhalteeffizienz von drei unterschiedlich geformten Trockenbecken im Hauptschluss für vier Korngrößen, zwei unterschiedliche Regelabflüsse sowie einem zeitlichen Versatz des Schwebstoff- zum Abflussscheitel von + 5 h bzw. - 5 h zur Berücksichtigung wechselnder, einzugsbereichsspezifischer Abfluss-Konzentrations-Beziehungen

Da durch die Überlagerung der Prozesse über die gesamte Operationsdauer des Trockenbeckens deren Separation nicht ohne weiteres möglich ist, erfolgt die Quantifizierung auf Basis der Beobachtung diskreter Sediment- und Tracerzugaben zu unterschiedlichen Zeitpunkten während des Beckenbetriebs mit Hilfe 2D-numerischer Modellierungen.

Vereinfachte Abschätzung des Stoffrückhalts: Aus den numerischen Untersuchungen lässt sich folgende Beziehung zur Abschätzung der korngößenabhängigen Rückhalteeffi-

zienz bezüglich des gesamten, in den Stauraum eingetragenen Schwebstoffs eines Trockenbeckens im Hauptschluss ableiten, welche neben Kurzschluss und Stoffaustrag während des Beckenbetriebs das Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss als wesentlichen Einflussfaktor beinhaltet.

$$\text{Rückhalteeffizienz} = \{1 - [\alpha + (1 - \alpha) \cdot \text{KS}]\} \cdot (1 - \alpha \cdot A) \cdot 100 \text{ [\%]}$$

mit

$\alpha = (Q_{\text{ab}}/Q_{\text{zu}})_{\text{min}}$: minimales Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss während des Beckenbetriebs

KS: Faktor zur Berechnung des stofflichen Kurzschlusses

A: Faktor zur Berechnung des Sedimentaustrags aus dem Retentionsraum (advektiver Austrag während Beckenleerung sowie turbulenter Rücktransport in den Flussschlauch mit anschließendem advektiven Austrag aus dem Retentionsraum)

Der Term in den geschweiften Klammern steht für die Abnahme der Schwebstoffmenge durch den stofflichen Kurzschluss. Der nachfolgende Term beschreibt die Abnahme der verbleibenden Schwebstoffmenge durch advektive und dispersive Austragsmechanismen.

Insgesamt liegen der Quantifizierung der Prozesse eine Auswertung von ca. 300 einzelnen Simulationen für drei Beckenformen sowie zwei unterschiedliche Beckensteuerungen (Abb. 4.17) zu Grunde (Einstauvolumen: ca. $0,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ bzw. $1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Hierbei wurden die Korngrößen $20 \mu\text{m}$, $40 \mu\text{m}$, $80 \mu\text{m}$, $150 \mu\text{m}$ sowie ein konservativer Tracer betrachtet, die Stoffzugaben erfolgten sowohl über die gesamte Beckenbetriebsdauer als auch über eine Dauer von jeweils zehn Minuten zu unterschiedlichen Zeitpunkten während des Einstaus.

Um im konkreten Fall die Rückhalteeffizienz für eine bestimmte Kornfraktion mit obenstehender Beziehung abschätzen zu können, geht man folgendermaßen vor:

1. Abschätzen des minimalen Verhältnisses von Regelabfluss und Zufluss $(Q_{\text{ab}}/Q_{\text{zu}})_{\text{min}}$ während des Beckenbetriebs aus Hochwasserganglinie sowie Betriebsplan.
2. Ermitteln des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses des Wasserkörpers im Retentionsraum während des Einstaus (Beckenhydraulik s. Kap. 4.2.2.1, S. 41).
3. Entnahme von Faktor KS für maximales Längen- zu Breitenverhältnis und repräsentative Sinkgeschwindigkeit der gewünschten Kornfraktion aus Abb. 4-18 (S. 51).
4. Entnahme von Faktor A für maximales Längen- zu Breitenverhältnis und repräsentative Sinkgeschwindigkeit der gewünschten Kornfraktion aus Abb. 4-18 (S. 51).
5. Einsetzen von $(Q_{\text{ab}}/Q_{\text{zu}})_{\text{min}}$, KS und A in obige Beziehung.

Ist die absolute Depositionsmenge einer Kornfraktion von Interesse, so wird die Rückhalteeffizienz mit der gesamten, während der Beckenoperation eingetragenen Masse der Kornfraktion multipliziert. Letztere ergibt sich aus der Integration der Fracht in $[\text{kg/s}]$ im Zulauf des Beckens über die Betriebszeit.

Die gesamte absolute Depositionsmenge resultiert aus der Summation der Depositionsmengen der einzelnen Kornfraktionen.

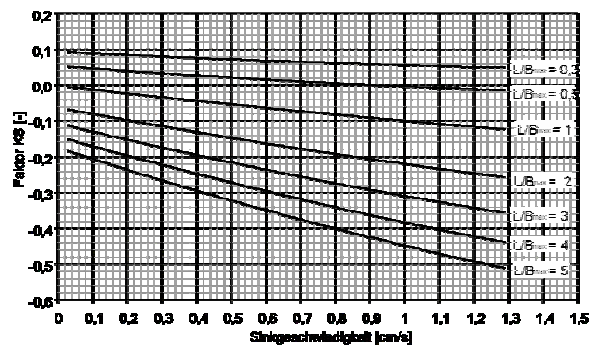


Abb. 4-18: Faktor KS zur Berechnung des stofflichen Kurzschlusses eines Trockenbeckens in Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses (L/B_{max}) des Wasserkörpers im Retentionsraum während des Einstaus

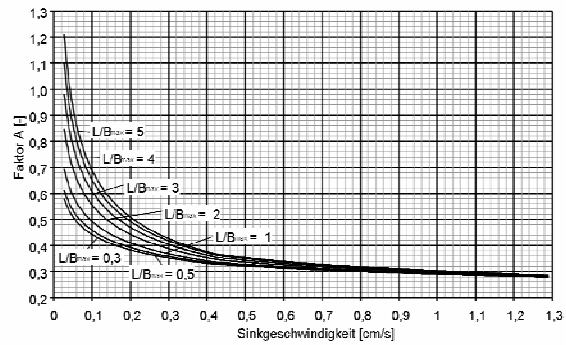


Abb. 4-19: Faktor A zur Berechnung des Sedimentaustrags aus einem Trockenbecken in Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses (L/B_{max}) des Wasserkörpers im Retentionsraum während des Einstaus

Der Anwendungsbereich des dargestellten Ansatzes zur Abschätzung der Depositionsmengen ist auf Trockenbecken im Hauptschluss ohne Verzweigungen des Flusses im Beckenbereich mit weitgehend konstantem Regelabfluss beschränkt, welche zu Beginn des Einstaus vollständig entleert sind. Während des Beckenbetriebs wird davon ausgegangen, dass die Hochwasserganglinie lediglich einen Scheitel aufweist.

Die Genauigkeit des Ansatzes liegt ungefähr im Bereich der Modellgenauigkeit (Abweichung der 24 Varianten gegenüber den Modellergebnissen im Mittel 0,8%, Standardabweichung 7,0%). Basierend auf Sensitivitätstests der relevanten Modellparameter wird die gesamte Genauigkeit auf ca. $\pm 20\%$ geschätzt.

4.2.2.3 Ermittlung der Schadstoffbelastung in Trockenbecken

Um stoffliche Einträge in Rückhaltebecken und deren langfristige Auswirkungen auf Böden und Landwirtschaft abschätzen zu können, muss neben der Bestimmung der Einzugsgebietsbelastung (s. Kap. 4.2.1.4, S. 36) auch die Ausgangsbelastung im Rückhaltebecken bestimmt werden. Untersucht wird hierbei auf die Schadstoffe, die als für das Rückhaltebecken relevant eingestuft und in den Schadstoffkataster aufgenommen wurden. Die Bestimmung der Ausgangsbelastung im Rückhaltebecken ermöglicht einen ersten Vergleich mit den gesetzlichen Grenzwerten (BBodSchV 1999; AbfKlärV, s. Kap. 2.3 auf S. 10).

Sind die Grenzwerte in Abhängigkeit von der Nutzung bereits vor dem Betrieb des Rückhaltebeckens überschritten, muss eine alternative Nutzung in Betracht gezogen werden. Befinden sich die Schadstoffgehalte unterhalb der gesetzlichen Grenzen, muss im Folgenden die Belastung der Sedimente ermittelt werden, um den potenziellen Eintrag ins Rückhaltebecken während Einstauereignissen abschätzen zu können (Kap. 4.2.2.2, S. 43).

HA 4-15

Ist zu erwarten, dass in einem bestimmten Zeitraum (z. B. die Betriebsdauer des Rückhaltebeckens) die Grenzwerte durch den Beckenbetrieb überschritten werden, muss die Nutzung ebenfalls entsprechend modifiziert werden. Möglicherweise ist dies auch nur an bestimmten Stellen des Rückhaltebeckens nötig, die z. B. bereits eine relativ hohe Ausgangsbelastung aufweisen und an denen bevorzugt Sedimente und an sie gebundene Schadstoffe abgelagert werden.

Probenahme: Durch die Entnahme von Bodenproben und deren Analyse auf Schadstoffe können die horizontale und vertikale Verteilungen des Schadstoffgehaltes in den Böden des Rückhaltebeckens (Ausgangsbelastung) bestimmt werden. Die Ausgangsbelastung im Boden wird für alle durch das Schadstoffscreening ermittelten relevanten Stoffe bestimmt.

Die Beprobung des Bodens im Rückhaltebecken gestaltet sich dabei folgendermaßen: Um mögliche Einflüsse von Schadstoffbelastungen auf Kulturpflanzen zu bestimmen, sollte die maximale Beprobungstiefe mindestens der Durchwurzelungstiefe der entsprechenden Pflanze entsprechen, bei ackerbaulicher Nutzung zumindest der A_p -Horizont. Bewährt haben sich Probenahmen mit einem Edelmann-Bohrstock in 15 cm Schritten, also von 0-15, 15-30 cm usw. Ist ein A_p -Horizont vorhanden, der tiefer ist als 15 cm, wird der erste Probenahmeschritt entsprechend vergrößert.

Die Verteilung der Probenahmepunkte sollten so gewählt werden, dass sowohl Transekte längs des Gewässers als auch quer dazu beprobt werden. Dadurch erhält man Belastungswerte in Abhängigkeit von der Entfernung zum Gewässer und zum Absperrbauwerk. Zusätzliche Probenahmepunkte sollten bei Reliefbesonderheiten (Mulden) sowie Bezug nehmend auf die Bodenverteilung angelegt werden. Eine weitere Option stellt eine Rasterbeprobung mit einer der Beckengröße angemessenen Auflösung dar (Dane et al. 2002). Ist die Verteilung der Böden unbekannt (z. B. verursacht durch zu geringe Auflösung vorhandener Bodenkarten), empfiehlt es sich an jeder Probenahmestelle ebenfalls Beprobungen mit einem Pürckhauerbohrstock vorzunehmen. Ergeben sich im Nachhinein große Inhomogenitäten müssen gegebenenfalls zusätzliche Punkte beprobt werden. Die Landnutzungsverteilung sollte bei der Auswahl der Beprobungsstrategie ebenfalls berücksichtigt werden.



Abb. 4-20: Entnahme von Bodenproben mit einem Edelmann-Bohrer (Foto: Kreschnak 2008)

Analytik: Die Analytik richtet sich nach dem ermittelten Schadstoffinventar (s. Kap. 4.2.1.4, S. 36). In diesem Abschnitt wird ein Überblick am Beispiel der Schwermetalle gegeben. Bei organischen Schadstoffen müssen die analytischen Schritte entsprechend einschlägiger Literatur durchgeführt werden. Es empfiehlt es sich, die Schwermetallgehalte im Boden in verschiedenen Fraktionen zu bestimmen, da die alleinige Bestimmung des Gesamtgehaltes keine Aussagen über deren Pflanzenverfügbarkeit zulässt. Zusätzlich zum Gesamtgehalt sollte daher mindestens auch die Schwermetallfraktion bestimmt werden, die an Sorptions- und Desorptionsprozessen (Filius et al. 1998) teilnimmt. In Abhängigkeit von den Bedingungen im Boden (pH, Redoxpotential, KAK) kann dieser Anteil theoretisch pflanzenverfügbar sein.



Abb. 4-21: Filtration der Königwasseraufschlüsse (Foto: Kreschnak 2007)



Abb. 4-22: Mikrowellengestützte Königwasserextraktion in Teflongefäßen (Foto: Kreschnak 2007)

Weitere Fraktionen können je nach Belastungsgrad bestimmt werden. So bietet es sich bei sehr starken Belastungen an, die tatsächlich pflanzenverfügbare Fraktion (gelöster Anteil, Konzentration in der Bodenlösung) zu bestimmen. Extraktionsmethoden für verschiedene Schwermetallfraktionen sind beispielhaft in Anhang A angegeben. Einen sehr ausführlichen Überblick über weitere Extraktionsmethoden geben Rao et al. (2008). Um den Analyseaufwand nicht unnötig zu vergrößern, empfiehlt es sich, nicht mehr als drei Fraktionen zu bestimmen. Um eine ausreichende Qualitätskontrolle zu gewährleisten, werden alle Analysen in zwei Parallelen ausgeführt, wobei der relative Fehler zwischen den Wiederholungen 15 % nicht überschreiten sollte.

Bei den Sedimentproben ist es ausreichend, lediglich die Gesamtgehalte der Gewässerseimente (z. B. mittels Königwasseraufschluss) zu bestimmen, um den langfristigen Schwermetalleintrag ins Rückhaltebecken quantifizieren zu können.

Fallbeispiel HRB Horchheim (Erft)

Die Beprobungsstrategie zur Untersuchung der Beckenbelastung im Rückhaltebecken Horchheim (Erft) erfolgte in Abhängigkeit von der Bodenverteilung (s. Abb. 4-23). Es wurden sowohl Transekte längs zum Gewässer als auch quer dazu beprobt. Zusätzlich wurden auch Punkte außerhalb des Rückhaltebeckens beprobt, um Referenzwerte zu erhalten. Insgesamt wurden an 24 Punkten in jeweils 2 (Ackerflächen) bzw. 3 (Grünland) Tiefen (0-30 cm, 30-45 cm bzw. 0-15 cm, 15-30 cm, 30-45 cm) Bodenproben entnommen.

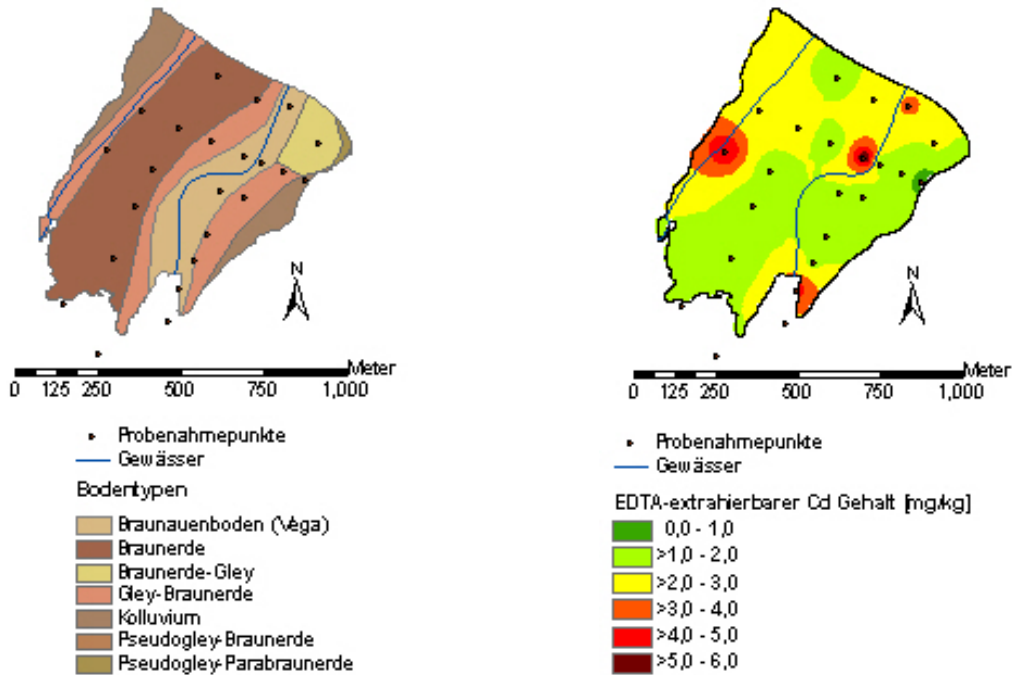


Abb. 4-23: Beprobungsstrategie im HRB Horchheim (Erft)

Abb. 4-24: Horizontale Schadstoffverteilung im HRB Horchheim (Erft)

Die aus der Beprobung gewonnenen Ergebnisse sind am Beispiel des Schwermetall Cadmium (EDTA-Extraktion, s. Analytik) für den Oberboden (0-15 cm) dargestellt (horizontale Schadstoffverteilung) (s. Abb. 4-24). Abb. 4-25 zeigt die Tiefenverteilung für einige Schwermetalle.

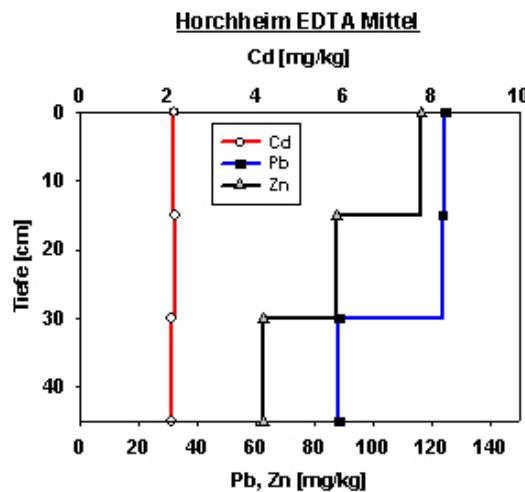


Abb. 4-25: Mittlere vertikale Verteilung von Cd, Pb und Zn im HRB Horchheim (Erft)

4.2.2.4 Wirkungsbereich eines Rückhaltebeckens

Im Folgenden unterscheiden wir zwei verschiedene Lastfälle, das Hochwasserereignis ist kleiner als das BHQ_3 (Hochwasserbemessungsfall 3 gem. DIN 19700) und das Hochwasserereignis ist größer als das BHQ_3 des Rückhaltebeckens. Für diese beiden Fälle wird der jeweilige Wirkungsbereich eines Rückhaltebeckens betrachtet.

1. Fall: Hochwasserereignis < BHQ_3

Die Größe des gewöhnlichen Rückhalteraaumes eines Rückhaltebeckens und die Abgabe an das Unterwasser bestimmen die Länge der Gewässerstrecke, für welche eine Hochwasserschutzwirkung sichergestellt ist. Diese Hochwasserschutzwirkung wird in der DIN 19700-2004, Teil 12 auf die wassermengenmäßigen Aspekte eines Hochwassers bezogen, gilt in erster Näherung jedoch auch für die Schutzwirkung vor stofflichen Einflüssen. Das bedeutet, dass für Hochwasserereignisse < BHQ_3 die Länge der Gewässerstrecke direkt im Anschluss an die Rückhaltemaßnahme für die beiden Positivwirkungen des Retentionsraumes, Schutz vor Überflutung und Schadstoffdeposition annähernd gleich ist (s. Anhang C und D, Fallstudie HRB Horchheim). Je geringer der Regelabfluss gewählt wird, desto länger fällt die Gewässerstrecke aus, für die sowohl eine hydraulische als auch stoffliche Hochwasserschutzwirkung gegeben ist.

Hinzu kommt, dass sich die Sedimentationslänge im unterstromigen Bereich des Rückhaltebeckens durch die stofflichen Ablagerungen im Beckenraum und der damit verbundenen Konzentrationsabnahme verkürzt. Hierdurch wird der stoffliche Wirkungsbereich eines Rückhaltebeckens im Gegensatz zum hydraulischen Wirkungsbereich zusätzlich vergrößert. Den Depositionsflächen, welche erst durch den Retentionsraum entstanden sind, stehen somit ehemalige Depositionsflächen unterhalb der Schutzmaßnahme gegenüber, welche dem Stoffeintrag während Hochwasserereignissen nicht mehr ausgesetzt sind.

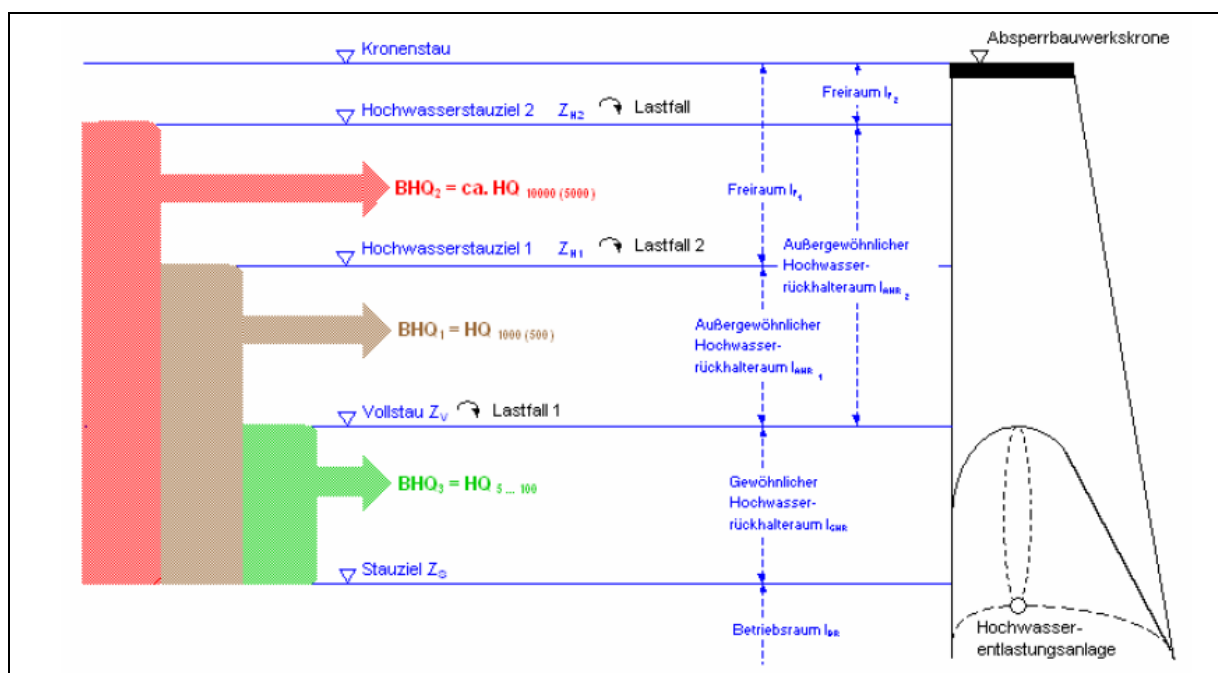


Abb. 4-26: Die Bemessungsfälle BHQ_1 bis BHQ_3 gem. der neuen DIN 19700-2004 (Sieber 2005)

Je geringer der Regelabfluss gewählt wird, desto länger fällt die Gewässerstrecke aus, für die sowohl eine hydraulische als auch stoffliche Hochwasserschutzwirkung gegeben ist.

Ein Nebeneffekt der Schutzmaßnahme ist, dass aus dem Retentionsraum ausgeströmte Schwebstoffe durch den in der Regel unterhalb bordvollen Abfluss im Wirkungsbereich des Rückhaltebeckens so weit stromab transportiert werden können, bis durch laterale Zuflüsse

eine erneute Ausuferung des Gewässers und somit ein Transport von Schwebstoffen auf das Vorland erfolgt.

Eine pauschale Aussage über die Konzentrationsverhältnisse für die Fälle mit bzw. ohne Rückhaltebecken an einem bestimmten Gewässerabschnitt ist jedoch nicht möglich, da die Verfrachtung der Schwebstoffe von den Faktoren Schwebstoffkonzentrationsganglinie, Beckensteuerung, Korngröße, Anzahl bzw. Größe der seitlichen Zuflüsse sowie der Topographie und der Landnutzung abhängt. Je größer der Stoffrückhalt während eines Beckeneinstaus und somit die Konzentrationsminderung am Beckenauslass ist, desto geringer wird sich der Effekt der Stoffverfrachtung nach unterstrom jedoch bemerkbar machen.

Der stoffliche Wirkungsbereich kann mit Hilfe von numerischen Transportsimulationen ermittelt werden. Zunächst wird für ein repräsentatives, ausuferndes Hochwasserereignis, z.B. HQ 100, die Sedimentation mit einem Modell berechnet, welches neben dem Rückhaltebecken selbst den unterstromigen Bereich des Rückhaltebeckens abbildet. Für einen zweiten Simulationslauf wird das verwendete Modell dahingehend modifiziert, dass das Absperrbauwerk des Rückhaltebeckens entfernt wird und die Geländehöhen am Dammfuß interpoliert werden, so dass keine Retention mehr stattfinden kann. Durch diese Maßnahme lässt sich die stoffliche Situation ohne die Wirkung des Rückhaltebeckens ermitteln. Durch Gegenüberstellung der Sedimentationsflächen aus beiden Modellen lässt sich die Differenzfläche der jeweiligen Sedimentationsflächen ermitteln, welche den stofflichen Wirkungsbereich beschreibt.

2. Fall: Hochwasserereignis > BHQ₃

Bei Hochwasserereignissen, welche BHQ₃ überschreiten, nähert sich der Abfluss im Unterlauf des Trockenbeckens dem Beckenzufluss an. Dabei geht sowohl die wassermengenmäßige als auch die stoffliche Hochwasserschutzwirkung zurück und kann bei extremen Hochwässern sogar vollständig verloren gehen.

4.3 Ermittlung der Vulnerabilität

Während sich die Begriffe Gefahr und Gefährdung auf gefährliche Prozesse beziehen, wird mit dem Begriff Vulnerabilität die Schadensseite abgedeckt. Die Vulnerabilität bestimmt, wie groß der Schaden aufgrund eines Hochwasserereignisses ist. Sie setzt sich aus den beiden Komponenten Exposition und Anfälligkeit zusammen (Merz 2006).

Die Erfassung der Vulnerabilität wird nach Merz auch als Konsequenzenanalyse bezeichnet. Es wird von einem gefährlichen Prozess, also einem Hochwasserereignis, ausgegangen und versucht, seine negativen Konsequenzen abzuschätzen.

Tab. 4-6: Daten und Informationen über Hochwasserschäden, Schadenspotenziale, Gefährdungen (verändert, nach DWA 2008)

Informationen	Relevanz	Informationen	Relevanz
Ursachen, Typen, Genese, Abläufe, Szenarien der Hochwasserereignisse	✓	Straßenschäden	✗
Hintergrundinformationen wie Annahmen, Rechengrundl., historische Daten	✓	Brückenschäden	✗
Überschwemmungsgrenzen, Anschlaglinien	✓	Schäden an wasserwirtschaftlichen Anlagen, Deichen etc.	✗
Überflutungshöhen	✓	Schäden an Schienenwegen	✗
Betroffene Gemeinden, Gemeindeteile, Straßenzüge und Objekte	✓	Schäden an sonstigen Infrastrukturelementen	✗
Gefahr für Leib und Leben	✗	Schäden an Krankenhäusern	✗
Gefahren für bestimmte Gruppen von Betroffenen	✗	Schäden an sonstigen Einrichtungen des Gesundheitsw., Seniorenheimen	✗
Gebäudeschäden	✓	Schäden an Kultur-/ Denkmalschutzobjekten	✗
Hausrat-/Inventarschäden	✓	Schäden an Versorgungsleitungen	✗
Schäden in Betrieben/an Produktionsanlagen	✗	Schäden an Entsorgungsleitungen	✗
Betroffene Großobjekte (Gewerbe und Industrie)	✗	Schäden an anderen Sonderobjekten (öffentl. Einrichtungen wie Schulen)	✗
Schäden an Maschinen (beweglich)	✗	Schäden durch Betriebsausfälle	✗
Schäden an Vorräten	✗	Wertschöpfungsverluste	✗
Betroffene landwirtschaftlich genutzte Flächen	✓	Prosperitätsschäden	✗
Betroffene forstwirtschaftliche Flächen	✓	sonstige monetär fassbare und n. fassbare Folgeschäden, Umweltschäden	✗
Ernteschäden	✓		

Der Begriff Vulnerabilität ist in der Anwendung sehr komplex und wird von daher unterschiedlich verstanden und angewendet. Der naturwissenschaftliche Ansatz besagt, dass die

Vulnerabilität den Schaden bestimmt, der bei einem Extremereignis zu erwarten ist. Je größer die Vulnerabilität, desto größer sind die Schäden, die durch ein Extremereignis verursacht werden (Merz 2006).

Im Rahmen des Leitfadens werden lediglich Teilbereiche der Vulnerabilität angesprochen. Dabei handelt es sich vorwiegend um Schäden an landwirtschaftlichen Nutzflächen und Ernteverluste durch stofflichen Eintrag und hydraulischen Überstau. Des Weiteren wird in diesem Kapitel ein einfaches Verfahren zur Ermittlung von Schadenspotenzialen an Wohnbebauung unterhalt von Rückhaltebecken vorgestellt.

Die Tab. 4-6 (S. 57) zeigt mögliche Schadens- und Hochwasserinformationen und deren Relevanz für das zugrunde liegende RIMAX-Projekt.

An dieser Stelle sei für weitergehende Informationen auch auf die Arbeitshilfe Hochwasserschadensinformationen verwiesen (DWA 2008, Buck u. Pflügner 2008).

Die Bestimmung der Vulnerabilität wird im Folgenden getrennt für die lokale und regionale Ebene betrachtet.

Lokale Ebene		
Bezeichnung	Beschreibung	Kap.
Schaden durch Überstau	<ul style="list-style-type: none"> • Erläuterung der stofflichen und hydraulischen Grundlagen des Überstaus 	4.3.1.1, S. 59
Pflanzenwachstumsmodell EPIC	<ul style="list-style-type: none"> • Ermittlung des Schadens durch Überstau 	4.3.1.1.1, S. 60
Übertauversuche im Freiland	<ul style="list-style-type: none"> • Topfversuche zur Ermittlung der Schäden durch Überstau dienen der Validierung des Modells 	4.3.1.1.2, S. 61
Schaden durch stofflichen Eintrag	<ul style="list-style-type: none"> • Möglichkeiten der Bilanzierung des Schadens durch stofflichen Eintrag 	4.3.1.2, S. 65
	<ul style="list-style-type: none"> • 	
Lokale Ebene		
Bezeichnung	Beschreibung	Kap.
Erstellung von stofflichen Hochwassergefahrenkarten	<ul style="list-style-type: none"> • Möglichkeiten der Kombination von Hochwassergefahrenkarten und der stofflichen Komponente 	4.3.2.1, S. 67
Kosteneffiziente Schadenspotenzialanalyse von Wohngebäuden	<ul style="list-style-type: none"> • Einfache Möglichkeit der Analyse des Schadenspotenzials für Wohngebäude (Feldmethode) 	4.3.2.2, S. 74

4.3.1 Lokale Ebene

4.3.1.1 Schaden durch Überstau

Zur Ermittlung der Vulnerabilität wird im Folgenden zwischen den möglichen Schäden durch die Wassereinwirkung und den Schäden durch den stofflichen Eintrag unterschieden. Im ersten Fall ergeben sich die Schäden überwiegend aus dem Mangel an Sauerstoff in der Wurzelzone und dem Defizit an Kohlendioxid und Sauerstoff im Spross. Bei einer Temperatur von 20 °C enthält Wasser 9,1 ppm O₂ im Vergleich zu 200000 ppm in der Luft und einen CO₂-Gehalt von 0,5 ppm im Gegensatz zu aktuellen 381 ppm in der Atmosphäre (Armstrong und Drew 2002). Dies hat in Abhängigkeit von der Überstauhöhe eine stark reduzierte Wurzelatmung und Photosyntheserate zur Folge (Voeselek 2006) und steht somit im direkten Zusammenhang zur Biomasseproduktion. Eine weitere Folge der reinen Wassereinwirkung auf den nutzbaren Ertrag kann das Umknicken der Getreidekulturen sein, was vor allem bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten und Verwirbelungseffekten auftritt. Dieser Effekt wird aber im Folgenden nicht weiter betrachtet, weil die untersuchten Rückhaltebecken diese Voraussetzungen wegen ihrer Beckengeometrie nicht erfüllen. Erwähnt werden muss auch eine nachhaltige Schädigung der Bodenstruktur durch das Absterben der Bodenfauna, was sich zusätzlich negativ auf das Ertragspotenzial auswirken kann.

Beim Schaden durch den stofflichen Eintrag spielt die Belastung des Sediments die entscheidende Rolle. Besteht keine Belastung durch Schadstoffe, kann eine geringe Sedimentüberdeckung einen Düngeeffekt mit sich bringen, da die Nährstoffverfügbarkeit erhöht wird.

HA 4-16

Übersteigt die Sedimentakkumulation ein gewisses Maß, besteht die Gefahr von Verschlämmungseffekten und Krustenbildungen, die die physikalischen Bodeneigenschaften nachhaltig verändern und daher beseitigt werden müssen. Die Sedimente lagern sich aber auch auf dem Bewuchs ab, was bei Grünland dazu führt, dass die nächste Mahd meist nicht mehr zur Verfütterung verwendet werden kann. Bei anderen Ackerkulturen beseitigt der Niederschlag meistens die entstandenen Verunreinigungen.



Abb. 4-27: Überstaute Gartenanlage an der Erft - Hochwasserereignis September 2007 (Foto: Erftverband 2007)



Abb. 4-28: Überstautes Maisfeld (Foto: Frauenknecht 2008)

Ist das Sediment jedoch zusätzlich mit Schwermetallen oder organischen Schadstoffen belastet, ist der Schaden nicht unmittelbar zu erkennen und hängt von der Konzentration und der Toxizität des jeweiligen Stoffes ab. Für eine Bewertung der Sedimentproben können die Grenzwerte des Bundesbodenschutzgesetzes herangezogen werden (BBodSchV 1999). Besteht eine Belastung des Sediments, die über den Grenzwerten liegt, kann es entweder unter Ausnutzung von Verdünnungseffekten in den Boden eingearbeitet oder muss bei höherer Belastung entsorgt werden. Das weitere Verhalten der Schadstoffe im Wirkungspfad

Boden-Pflanze-(Tier)-Nahrungsmittel muss untersucht werden, um gesundheitliche Schäden zu vermeiden.

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse aus den Modellierungen und Feldversuchen dargestellt. Hierbei wird darauf geachtet, dass die durchgeführten Schritte auch für spätere Anwender ohne großen Aufwand nachvollzogen werden können.

4.3.1.1.1 Pflanzenwachstumsmodell EPIC

Die Ermittlung des Schadens durch Überstau erfolgte mit dem Pflanzenwachstumsmodell EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator oder Environmental Policy Integrated Climate), das Anfang der achtziger Jahre in den USA entwickelt wurde (Williams et al. 1990).

Ziel der Modellierungen war die Quantifizierung der Ertragsverluste auf landwirtschaftlich genutzten Flächen infolge von Überstauereignissen in Abhängigkeit von der Überstaudauer, dem Überstauzeitpunkt, der Überstauhöhe und der Feldfrucht. Anhand der gewonnenen Daten wurde dann ein Bewirtschaftungskonzept für die betroffenen Rückhaltebecken erstellt. Die Bewertung der Simulationsergebnisse erwies sich insofern als ein wenig schwierig, da vergleichbare Untersuchungsmethoden weitgehend fehlen. Bisherige Veröffentlichungen basieren hauptsächlich auf Befragungen betroffener Landwirte, sowie Expertenwissen. Die Simulationsergebnisse liegen in einem Bereich, der sich einigermaßen mit den wenigen vorhandenen Literaturangaben deckt. Für die Erstellung des Bewirtschaftungskonzeptes waren diese Daten von hoher Bedeutung, da auf deren Basis die Ertragsverluste und Erlöseinbußen für die betroffenen Landwirte berechnet wurden.

Das Modell erwies sich als sehr sensibel gegenüber zahlreichen Eingabeparametern. Erst durch eine Vielzahl von Probeläufen und Kontakten mit dem Entwickler des Modells konnten schließlich zufrieden stellende Ergebnisse erzielt werden. Diese Ergebnisse wurden erst dadurch möglich, nachdem wegen unzureichender Literaturangaben Überstauversuche im Freiland initiiert wurden um das Modell zu kalibrieren und zu validieren.

Als erforderliche Datengrundlage sind neben Gelände-, Landnutzungs- und Klimadaten vor allem Bodendaten erforderlich, die horizontweise vorliegen müssen und Daten zur Landbewirtschaftung. Bei den Klimadaten, die man vom Deutschen Wetterdienst oder zuständigen Behörden anfordern kann, braucht man mindestens die durchschnittliche Monatsmaxima- und -minima der Temperatur, sowie deren Standardabweichung. Daneben sind der monatliche Niederschlag und die Regentage einzugeben. Die kleinste zeitliche Auflösung von EPIC sind Tageswerte, die von einem im Modell integrierten Wettergenerator auch aus den Monatswerten generiert werden können. Zudem besteht aber auch die Möglichkeit Tageswerte und weitere Daten wie Luftfeuchtigkeit, Solarstrahlung und Windgeschwindigkeit einzugeben.

Bei den Daten zum Gelände und der Landnutzung, die man teilweise über topographische Karten oder vor Ort bei den Landwirten bekommen kann, braucht man die Größe des Einzugsgebietes, die Hangneigung und Hanglänge, die Oberflächenrauigkeit, die Bewirtschaftungsdauer und Anbaudaten. Von den zuständigen Landesämtern oder von Universitäten bekommt man die Bodendaten, von denen man mindestens den pH-Wert, den Gehalt an organischen Kohlenstoff und Kalziumkarbonat, die Trockenraumdichte und die Textur für die Eingabe benötigt.

Die beste und sicherste Datengrundlage hat man natürlich vor allem bei den Boden- und Bewirtschaftungsdaten bei eigener Erhebung. Da dies aber für den Anwender in den wenigsten Fällen durchführbar ist, bieten die oben erwähnten Bezugsquellen eine ziemlich gute Alternative, da vor allem Daten, die von staatlichen Institutionen erhoben wurden, eine hohe Qualität aufweisen.

Wenn nicht alle Daten zur Verfügung stehen, kann man die fehlenden Daten annähernd über die Literatur oder von Fachleuten in Erfahrung bringen. Eine selbst vorgenommene Schätzung ergibt dagegen wenig Sinn, da das Modell sehr sensitiv auf einige Eingabeparameter reagiert und die Ergebnisse danach keine weiterführende Aussagen zulassen.

Wenn keine Daten vorliegen, bietet sich immer noch der Kontakt zu Experten an, die auf diesem Gebiet schon gearbeitet oder Erfahrungen gesammelt haben. Es bietet sich auch die Möglichkeit an, eine Literaturrecherche zu betreiben, da vor allem auf dem Gebiet der Auswirkungen von Überschwemmungsereignissen in Zukunft einige Veröffentlichungen erwartet werden können.

4.3.1.1.2 Überstauversuche im Freiland

Mit den Topfversuchen im Freiland sollten Daten zur Kalibrierung und Validierung des Pflanzenwachstumsmodells zur Verfügung gestellt werden. Der erste Versuch war ein Teilüberstau mit Hafer, dem sich ein Komplettüberstau mit Winterweizen anschloss. Für die Versuche wurden Informationen der ansässigen Landwirte über Anbausorte, Anbauermin, Dünge- und Erntezeitpunkte, sowie Bearbeitungsmaßnahmen eingeholt.

Für den ersten Versuchsaufbau wurden 27 handelsübliche, 25 cm hohe 10 l-Eimer besorgt, deren Innendurchmesser am oberen Rand 29 cm und am unteren Rand 25 cm beträgt (s. Abb. 4-29). In jeden der Eimer wurde mit Hilfe eines Fräsbohrers ein Loch von 60 mm in den Boden gebohrt. Die Größe des Loches richtete sich nach der Größe der im Institut vorhandenen Gummistopfen. Die Gummistopfen besitzen eine konische Geometrie von 65 mm mal 55 mm. Die Länge beträgt 40 mm. Diese Löcher wurden dann mit einem wasser-

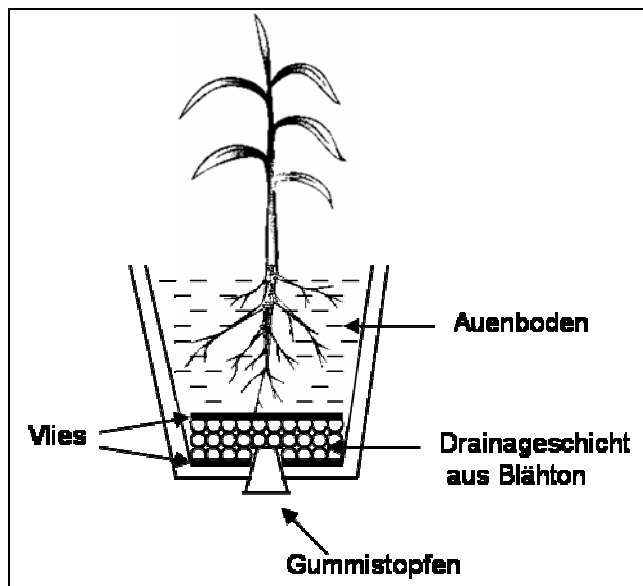


Abb. 4-29: Versuchsaufbau eines Überstautopfes

durchlässigen Vlies bedeckt, um zu verhindern, dass das Drainagematerial ausgewaschen wird. Als Drainagematerial diente eine 5 cm dicke Schicht aus Blähton. Über dieser Blähtonschicht wurde wiederum ein Vlies gelegt, das exakt dem Durchmesser des Eimers an dieser Stelle entspricht. Aufgabe dieses Vlieses ist es, dass die darüber liegende Bodenschicht nicht ausgewaschen wird und die Drainageschicht verstopft.

Die so vorpräparierten Eimer wurden anschließend in einen Bus verladen und ins HRB Winterbach (Rems) transportiert, wo sie mit dem vorkommenden Auenboden samt darauf wachsenden Hafer befüllt wurden. Die Eimer wurden dann in die zwei Tage vorher an einem Gelände der Universität gegrabenen Löcher wieder eingesetzt (s. Abb. 4-30, S. 62).

Der Durchmesser und die Tiefe der Löcher wurden in etwa an die Abmessungen der Eimer angepasst. Auf dem Boden der Löcher wurde eine 2-3 cm starke Drainageschicht aus Kristall-Quarzsand aufgebracht. Nachdem die Eimer in die Löcher eingesetzt wurden, wurden die Hohlräume der Löcher verfüllt und die Ränder ein wenig angehäuft, um die Eimer vollständig zu bedecken. Sinn und Zweck des Eingrabens der Eimer ist die Vermeidung von extremen Temperaturamplituden, die auftreten, wenn man die Eimer in Gewächshäuser stellt. Nach einer Erholungsphase wurden die Pflanzen in den Eimern ausgedünnt, so dass sich in jedem Eimer noch 12 Pflanzen befanden.

Das Ausdünnen wurde durchgeführt, um die Stresssituation der Pflanzen im Wurzelbereich zu minimieren, da sie sich ja unter natürlichen Bedingungen weiter in die Tiefe und Breite ausbreiten können. Für die Überstauversuche mit Hafer wurden 2 Zeitpunkte mit je 4 Dauern festgelegt und jeweils 3 Wiederholungen plus 3 Referenzöpfe verwendet.



Abb. 4-30: Versuchsfeld mit den Löchern vor dem Einsetzen der Eimer

Die erste Überstauphase wurde Anfang Juni durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt befanden sich die Pflanzen gerade in der Phase der Ährenbildung. Die 12 zu überstauenden Eimer wurden nach dem Zufallsprinzip ausgewählt, gekennzeichnet und die Löcher am Boden mit den jeweiligen Gummistopfen verschlossen. Dann wurden die Eimer mit der Brause schrittweise aufgesättigt bis sich zwischen oberster Bodenschicht und der Oberkante der Eimer eine beständige Wasserschicht bildete (Abb. 4-32). Je nach Wetterverhältnissen musste anschließend Wasser dazugegeben werden. An heißen Tagen war es aufgrund der starken Verdunstung nötig, die Eimer früh, mittags und abends zu gießen, während es an regnerischen Tagen keiner Wasserzufuhr bedurfte.

Die Eimer wurden mit Dauern von 3, 7, 11 und 15 Tagen überstaut. Nach der jeweiligen Überstauzeit wurden die Gummistopfen wieder herausgezogen um eine freie Drainage zu gewährleisten. Die gleiche Vorgehensweise erfolgte mit den restlichen

12 Eimern, die kurz vor der Ernte überstaut wurden. Im zweiten Versuch mit Winterweizen, der im Anschluss daran folgte, wurden 30 Eimer benötigt, weil diesmal 3 Zeitpunkte zu 3 Dauern und 3 Wiederholungen plus 3 Referenztöpfe gebraucht wurden. Der Weizen wurde jetzt direkt in die Töpfe gesät, nachdem sie mit neuem Boden vom Rückhaltebecken befüllt wurden. Im Initialstadium wurden die Pflanzen auf 12 ausgedünnt und regelmäßig von Unkraut befreit. Wie im 1. Versuch entsprachen die Düngemengen den Mengen, die die Landwirte benutzten.



Abb. 4-31: Teilüberstau der Haferpflanzen im Juni (Frauenknecht 2007)



Abb. 4-32: Komplettüberstau von Winterweizen im Juli (Frauenknecht 2008)

Zu den Überstauzeitpunkten im Winter, Frühjahr und kurz vor der Ernte im Sommer wurden die Töpfe aus den Löchern herausgenommen und in großen Wannen, bzw. beim letzten Überstau in einem Brunnen untergetaucht (s. Abb. 4-32). Die drei Überstaudauern betragen jeweils 1, 3 oder 7 Tage. Während beider Versuche wurden die Wassertemperatur, der pH-Wert, die Sauerstoffsättigung und das Redoxpotential gemessen.

Bei der Ernte wurden bei beiden Versuchen alle Pflanzen herausgezogen, die Wurzeln ausgewaschen und abgeschnitten. Danach kamen die Pflanzen in perforierte, beschriftete Plastikfolien und danach in den Trockenschrank, wo sie bei 60 °C für 48 Stunden bis zur Gewichtskonstanz getrocknet wurden. Anschließend wurden die Körner entspelzt, gezählt und wie die Wurzeln und Halme gewogen. Nach der statistischen Auswertung der Daten

wurden die Erträge pro Überstaudauer und Zeitpunkt quantifiziert, mit den Referenzen verglichen und auf die Fläche von einem Hektar hochgerechnet.

Eine Alternative zu den Topfversuchen sind Versuche direkt auf dem Acker, die aber nur mit sehr großem Aufwand und mit Einverständnis des Eigentümers bewerkstelligt werden können.

HA 4-18

4.3.1.1.3 Bilanzierung des Schadens für einen beliebigen Ackerstandort

Die Ergebnisse der Überstauversuche und der Modellierungen zeigen, dass der Schaden für den betroffenen Landwirt von einer Vielzahl von Faktoren abhängt. Die wichtigsten sind dabei die betroffene Kultur, die Dauer, der Zeitpunkt und die Höhe eines Überstaus. Am widerstandsfähigsten zeigen sich die Kulturen bei einem Überstau im Herbst und Winter.

Erfolgt dennoch ein Totalausfall durch eine längere Überstauphase, kann man auf dieser Fläche immer noch Sommerkulturen anbauen. Tritt der Überstau kurz nach der Saat ein, besteht die Gefahr, dass der Samen nicht keimt und man eine Neuansaat in Betracht ziehen muss. Bei einem Teilüberstau von Sommergetreide und Mais im Frühjahr und Sommer ergeben sich nach 7 Tagen Verluste für den Landwirt, die zwischen 10 % vor und nach der Kornbildungsphase und 25 % während der Kornbildungsphase reichen. Weiterhin erfolgt eine ständige Abnahme des Ertrages mit Zunahme der Überstaudauer - unabhängig vom Zeitpunkt des Überstaus. Übersteigt die Zeit des O₂-Mangels in der Wurzelzone der Pflanzen 2 Wochen, beträgt der Verlust bereits ca. 50 % und ab dann kann von einem Totalausfall ausgegangen werden, da die bereits geleisteten Investitionen zusammen mit den Folgekosten für Ernte und Trocknung die Erlöse durch die Ernte übersteigen. Bei Hackfrüchten ist die Situation ähnlich der des in der folgenden Tabelle zu sehenden Komplettüberstaus.

Um einen Überblick der Schadensfunktion über die Zeit differenziert nach Kulturen bei einem Komplettüberstau zu bekommen, kann man Tab. 4-7 zu Hilfe nehmen, wo einige Simulationsergebnisse zusammengefasst sind. Es wurde hier 3 Tage lang überstaut.

HA 4-19

Tab. 4-7: Schadensfunktion über die Zeit nach Kulturen

Kultur	Grünland	Hafer	Winterweizen	Sommerweizen	Silomais	Winterrap	Kartoffeln
Ertragsausfall in % bei 3-tägigem Überstau (komplette Pflanze unter Wasser)							
Januar	-	-	0	-	-	20	-
Februar	-	-	0	-	-	25	-
März	-	-	5	-	-	30	-
April	0	20	15	15	-	40	25
Mai	0	15	10	10	5	35	35
Juni	0	25	20	20	10	35	40
Juli	0	35	30	30	15	30	50
August	0	35	30	30	100	15	55
September	0	-	-	-	100	25	55
Oktober	-	-	-	-	-	15	-
November	-	-	0	-	-	10	-
Dezember	-	-	0	-	-	15	-

Die Werte, die bei Mais rot dargestellt sind, stellen nicht die Ergebnisse der Modellierungen dar, sondern sind aus dem Jahresbericht 2005 der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (SLfL 2005) entnommen, da sich nach Expertenmeinungen schon bei 3-tägigem Überstau erhebliche Verluste durch Schimmelpilze am Korn ergeben können. Dagegen zeigte der Überstauversuch mit Winterweizen nach 3 Tagen nur sehr geringe Veränderungen am Korn.

Erst beim 7-tägigen Überstau konnte man deutlich die farbliche Veränderung durch das O₂-Defizit erkennen, so dass spätestens ab 1 Woche von einem Totalausfall ausgegangen werden muss. Analog dazu wurden diese Erkenntnisse für Sommerweizen und Hafer übertragen. Auch bei allen anderen Kulturen kann man von einem Komplettverlust der Ernte nach 7 Tagen ausgehen. Außer bei Hackfrüchten, wie der Kartoffel, ist bereits nach 3 Tagen das kritische Maß überschritten.

4.3.1.2 Schaden durch stofflichen Eintrag

Die Veränderungen der Schadstoffbelastungen in den Böden während der gesamten Betriebsdauer von Rückhaltebecken entscheiden über notwendige Nutzungsanpassungen. Der langfristige Schadstoffeintrag in die Böden des Rückhaltebeckens lässt sich mit einem sehr einfachen Ansatz abschätzen.

Benötigt werden hierfür die Ausgangsbelastung der Böden (Gesamtgehalt), die Sedimentbelastung (Gesamtgehalt) und die Ablagerungshöhen sowie das Verteilungsmuster der Sedimente im Rückhaltebecken über den entsprechenden Zeitraum (s. Kap. 4.2.2.2, S. 43). Zusätzlich werden Informationen über die Bodendichte sowie den Porenwassergehalt der Sedimente benötigt. Hier können aber grobe Schätzwerte verwendet werden.

Vernachlässigt man den Schadstofftransport und den Schadstoffabbau, so kann man die maximal zu erwartende, langfristige Schadstoffakkumulation folgendermaßen berechnen:

- (1) Zunächst kann über die Sedimentablagerungshöhen die Masse des akkumulierten Sediments m_{Sediment} [kg/m²] bestimmt werden.

$$m_{\text{Sediment}} = h \cdot (1-n) \cdot \rho \cdot 10$$

- (2) Danach lässt sich der Gesamtschwermetalleintrag ermitteln.

$$E = m_{\text{Sediment}} \cdot C_{\text{Sediment}}$$

- (3) Für Ackerböden kann in einem weiteren Schritt die neue Gesamtbelastung im Boden nach dem betrachteten Zeitraum ermittelt werden, da von einer gleichmäßigen Durchmischung von Boden und Sedimenten sowie Schadstoffen im Pflughorizont ausgegangen werden kann.

$$C_{\text{Boden, neu}} = E / (h_{\text{Ap}} \cdot \rho_{\text{B}}) + C_{\text{Boden, alt}}$$

m_{Sediment}	Masse des akkumulierten Sediments [kg/m ²]
h	Ablagerungshöhe des Sediments [m]
n	Porosität des Sediments [-]
ρ	Feststoffdichte [kg/cm ³]
E	Schwermetalleintrag [mg/m ²]
C_{Sediment}	Schwermetallgesamtgehalt des Sediments [mg/kg]
$C_{\text{Boden, neu}}$	neuer Gesamtschwermetallgehalt im Boden [mg/kg]
$C_{\text{Boden, alt}}$	ursprünglicher Gesamtschwermetallgehalt im Boden [mg/kg]
h_{Ap}	Tiefe des Pflughorizonts [m]
ρ_{B}	Lagerungsdichte [g/cm ³]

Fallbeispiel HRB Horchheim (Erft): Die Berechnungsergebnisse der Simulation für die über 100 Jahre akkumulierten Sedimentmassen im Vergleich zur aktuellen Cadmiumverteilung im Rückhaltebecken Horchheim wird in Abb. 4-33 (S. 66) dargestellt. Es fällt auf, dass die höchsten Ausgangsbelastungen nicht mit den Bereichen der höchsten Sedimentakkumulation zusammenfallen. Als Berechnungsgrundlage für die Sedimentablagerungen wurden Sommerhochwasser mit einer 35-stündigen Anlaufzeit verwendet. Die Steuerung des Rückhaltebeckens zielte auf eine Abflussminimierung, d. h. es wurde maximale Sedimentation angenommen. Die Ablagerungshöhen (und -massen) der Sedimente wurden für eine Korngröße von 20 µm berechnet.

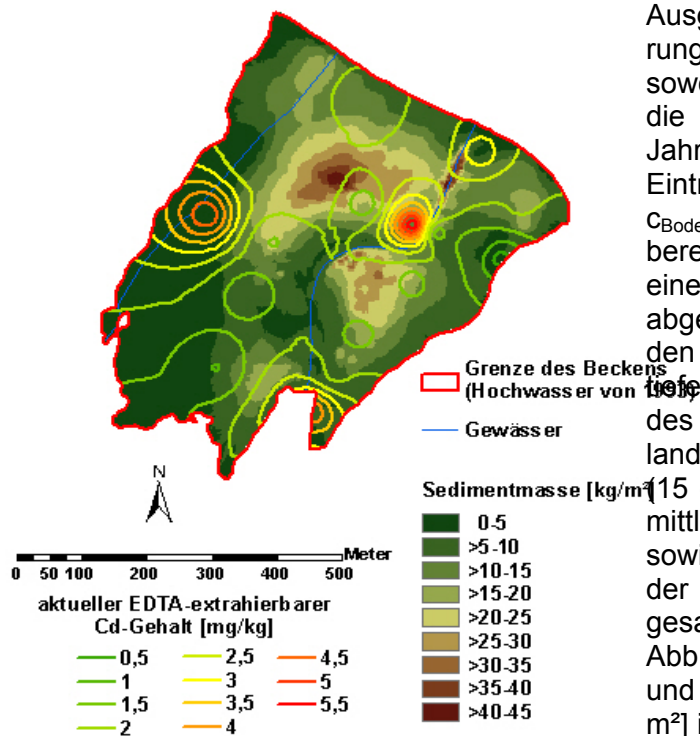


Abb. 4-33: Ausgangsbelastung und Sedimentablagerung im HRB Horchheim (Erft)

Ausgehend von dem modellierten Ablagemuster der Sedimente wurden sowohl der Schwermetalleintrag als auch die Gesamtgehalte im Boden nach 100 Jahren ermittelt. Daraus konnten der Eintrag E und der neue Gesamtgehalt $C_{\text{Boden, neu}}$ für jeden Probenahmepunkt berechnet werden. Hierbei wurde von einer gleichmäßigen Durchmischung der abgelagerten Sedimente mit dem Oberboden ausgegangen. Als Durchmischungstiefe für Ackerstandorte die Tiefe des Pflughorizonts (30 cm) und für Grünlandstandorte die erste Beprobungstiefe (15 cm) angenommen. Tab. 4-8 zeigt den mittleren Schwermetalleintrag E [g/m²] sowie die mittleren Gesamtgehalte [mg/kg] der einzelnen Schwermetalle für das gesamte Rückhaltebecken Horchheim. Abb. 4-33 zeigt die zugehörigen mittleren und maximalen Schwermetalleintrag E [g/m²] in das Rückhaltebecken Horchheim für gemessene Sedimentbelastungen in den Jahren 2002 und 2004. Ergeben sich während der Betriebsdauer des Rückhaltebeckens Grenzwertüberschreitungen

entsprechend den geltenden Verordnungen und Orientierungswerten, müssen Nutzungsanpassungen oder Maßnahmen zur Verringerung des Schadstoffgehaltes (Abtragen des abgelagerten Sediments) vorgenommen werden (s. Kap. 2.3, S. 10).

Tab. 4-8: Schwermetalleinträge in das HRB Horchheim (Erft) in 100 Jahren

	C_{Sediment}	m_{Sediment}	E	$C_{\text{Boden,alt}}$	$C_{\text{Boden,neu}}$
	[mg/kg]	[kg/m ²]	[g/m ²]	[mg/kg]	[mg/kg]
Cd	31,2	11,5	0,4	2,5	4,5
Cu	186	11,5	2,1	37,2	48,6
Ni	2483	11,5	28,6	184,1	336,9
Pb	479	11,5	5,5	211,9	241,4
Zn	6881	11,5	79,1	424,7	848,1

4.3.2 Regionale Ebene

4.3.2.1 Erstellung von stofflichen Hochwassergefahrenkarten

Ein Hochwasser führt häufig zur Remobilisierung von Böden und Sedimenten, ihrem Transport in Suspension oder Lösung und der Ablagerung in strömungsarmen Bereichen. Sind dabei keine Schadstoffquellen oder Altablagerungen betroffen, gehen von den Hochwassersedimenten keine schadstoffbezogenen Risiken aus. Diese brauchen dann, im Bezug auf die Schadstoffbelastung, bei der Beseitigung von Hochwasserschäden (z. B. Sedimenträumung in urbanen und landwirtschaftlich genutzten Räumen) nicht berücksichtigt werden.

Stellt sich allerdings bei der Gefährdungsanalyse (s. Kap. 4.2.1.4: Schadstoffscreening) heraus, dass potenzielle Schadstoffquellen im Einzugsgebiet vorhanden sind, müssen die schadstoffbezogenen Risiken näher betrachtet werden.

Gerade bei extremen Hochwasserereignissen (z. B. ab einem HQ_{200}) ist von einem erhöhten Freisetzungspotential von Schadstoffen auszugehen. Diese stammen nicht selten aus überfluteten urbanen Bereichen (z. B. Heizöltanks im Keller von Wohnhäusern) oder industriellen und gewerblichen Betrieben.

Dabei gehen von Schäden an Ölheizungsanlagen ein Großteil der Schadenssummen eines Hochwasserereignisses aus. Vergangene Hochwasserereignisse haben gezeigt, dass bis zu 70 % der Sachschäden an der Wohnbebauung durch ausgetretenes Heizöl verursacht wurden. In dieser Rechnung fehlen noch die durch Heizöl entstehenden Umweltschäden in den Gewässern und im Boden.

Die nachfolgend dargestellte Methode zur „Erstellung von stofflichen Hochwassergefahrenkarten“ beschäftigt sich mit dieser Thematik. Stoffliche Hochwassergefahrenkarten dienen der Abschätzung von schadstoffbezogenen Risiken und können auch einen wichtigen Beitrag zu einer Hochwasservorsorge und zur Erstellung von Alarm- und Einsatzplänen leisten.

Die stofflichen Hochwassergefahrenkarten stellen somit ein wichtiges Instrument für alle Hochwassereinsatzkräfte (z. B. das Technische Hilfswerk oder die Feuerwehr), einen eingerichteten Krisenstab, Gewässerunterhalter und Landbewirtschaftler dar.

Im Folgenden soll zunächst thematisch auf wassergefährdende Stoffe und Überschwemmungsgebiete eingegangen werden, bevor die eigentliche Erstellung der stofflichen Hochwassergefahrenkarten erläutert wird.

Wassergefährdende Stoffe sind in der urbanen Umwelt allgegenwärtig. Mit ihnen wird in Privathaushalten, beim Handel, Gewerbe und im Industriebereich in unterschiedlichster Stoffvielfalt und Menge und somit unterschiedlichen Gefährdungspotenzialen für das Wasser umgegangen. Alle wassergefährdenden Stoffe können je nach Art und Menge die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers nachhaltig verschlechtern.

Laut Wasserhaushaltsgesetz §19a Abs. (2) sind wassergefährdende Stoffe Säuren und Laugen, Alkalimetalle, metallorganische Verbindungen, Halogene, Säurehalogenide und Beizsalze, Mineral- und Teeröle sowie deren Produkte (z. B. Kraftstoffe, Heizöl, Schmieröle), flüssige sowie Wasser lösliche Kohlenwasserstoffe (z. B. Lösemittel), Alkohole usw. und Gifte (z. B. Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel). Diese Stoffe werden in Wassergefährdungsklassen eingeordnet.

Darüber hinaus können aber auch Abfälle, Abwasser, Jauche, Medikamente und Lebensmittel (z. B. Fruchtsäfte, Milch) je nach ihrer Menge und der Größe des betroffenen Gewässers wassergefährdend sein. Für deren "Umgang" gelten teilweise andere gesetzliche Regelungen.

Zum Schutz der Fließgewässer eines Einzugsgebiets müssen nach Wasserhaushaltsgesetz (§19g) Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen so gebaut und betrieben werden, dass keine Verunreinigung oder nachteilige Veränderung der Gewässer zu befürcht-

ten ist. Dazu müssen die in den Anlagen verwendeten Stoffe auf ihre wassergefährdenden Eigenschaften untersucht und eingestuft werden.

Hierbei werden drei Wassergefährdungsklassen (WGK) unterschieden:

WGK 1 schwach wassergefährdend	WGK 2 wassergefährdend	WGK 3 stark wassergefährdend
Aceton	Anilin	Arsen
Aluminium	Kupfer	Cadmium
Borsäure	Nickel	Quecksilber
Phenol	Terbutylazin	Selen

Abb. 4-34: Wassergefährdungsklassen (WGK) und einige Beispielstoffe

Jeder Anwohner ist nach dem WHG verpflichtet, eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu vermeiden.

Für Betreiber von Anlagen zum Lagern, Abfüllen, Herstellen, Behandeln und Verwenden von wassergefährdenden Stoffen gilt verschärfend der Besorgnisgrundsatz.

Zu diesen Anlagen zählen Heizölbehälter im Einfamilienhaus genau so wie Tankstellen, Lager für Pflanzenschutzmittel und viele Gewerbebetriebe bis hin zu industriellen Großanlagen (z. B. Chemische Werke, Erdöl-Raffinerien). Für Anlagen zum Umschlagen wassergefährdender Stoffe (z. B. Umschlaganlagen in Häfen, Bahnumschlag) und für Anlagen zum Lagern und Abfüllen von Gülle, Jauche und Silagesickersäften sind die Gewässer bestmöglich zu schützen.

Überschwemmungsgebiete und extreme Hochwässer: Entsprechend den Regelungen des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) sind Überschwemmungsgebiete Gebiete zwischen oberirdischen Gewässern und Deichen oder Hochufern sowie sonstige Gebiete, die bei Hochwasser überschwemmt, durchflossen oder die für die Hochwasserentlastung oder Rückhaltung beansprucht werden. Die Wasserbehörden in Deutschland haben für die Gewässer oder Gewässerabschnitte, bei denen durch Hochwasser nicht nur geringfügige Schäden entstanden oder zu erwarten sind, spätestens bis zum 10. Mai 2012, die Gebiete festzusetzen, in denen ein Hochwasserereignis statistisch einmal in 100 Jahren zu erwarten ist (s. Richtlinie 2007/60/EG).

Gerade das im Jahr 2002 stattgefundenene extreme Hochwasserereignis an Elbe und Mulde, das bei weitem über einem 100-jährlichen Hochwasser (HQ_{100}) lag, hat verdeutlicht, dass für die stoffliche Freisetzung auch Bereiche über das HQ_{100} hinaus betrachtet werden müssen (s. Geller et al. 2003).

Bei extremen Hochwasserereignissen, z. B. einem HQ_{1000} an der Erft, sind die Freisetzungspotenziale für wassergefährdende Stoffe (insb. gewerbliche Tanks und private Heizöltanks) zum Teil erheblich, da in der Regel lediglich Bereiche im Einfluss eines HQ_{100} vor Hochwasser geschützt werden (Bemessungshochwasser).

Das stoffliche Freisetzungspotenzial von Hochwasserereignissen $> HQ_{100}$ soll nun anhand eines Fallbeispiels - Gemeinde Weilerswist im Einzugsgebiet der Erft - betrachtet werden. Gerade in landwirtschaftlich geprägten Regionen, aber auch in überfluteten urbanen Bereichen stellen die freigesetzten wassergefährdenden Stoffe ein erhebliches Risiko dar.

Methodenbeschreibung: Im Falle eines Hochwasserereignisses wird die Gefahr von der Überflutungsfläche, der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit abgeleitet. Diese Eigen-

schaften können für Hochwässer mit verschiedenen Jährlichkeiten dargestellt werden. In der Regel betrachtet man drei unterschiedliche Hochwasserereignisse: (1) den „Lastfall grün“, bei dem es durch die Ausuferung zu ersten Schäden kommt, (2) den „Lastfall blau“, der einem HQ_{100} entspricht und häufig auch das Bemessungshochwasser darstellt und (3) den „Lastfall rot“, der einem extremen Hochwasser (z. B. HQ_{1000}) entspricht (MUNLV 2003).

Für die Erstellung der stofflichen Hochwassergefahrenkarten sind der Lastfall grün und blau nicht relevant, lediglich der Lastfall rot - also ein extremes Hochwasserereignis - spielt im Folgenden eine Rolle.

Darstellung der Überflutungsflächen und -tiefen: Zur Darstellung der Überflutungsflächen und -tiefen ist eine Simulationssoftware für Gewässerhydraulik erforderlich. Hierbei handelt es sich zumeist um 1D- oder 2D-Wasserspiegellagenberechnungen. Je genauer die in der Modellierung verwendeten Daten sind, desto genauer sind auch die Ergebnisse für die Überflutungsflächen und -tiefen (u. a. Vermessungsdaten, s. Seitz 2008).

Weitere Anforderungen und Erfordernisse zur Erstellung der Überflutungsflächen für den „Lastfall rot“ können u. a. dem Leitfaden Hochwassergefahrenkarten des Landes NRW entnommen werden (MUNLV 2003). An dieser Stelle sei auch auf das durch die EU geförderte internationale Projekt SAFER verwiesen. Innerhalb des SAFER-Projekts (**S**trategies and **A**ctions for **F**lood **E**mergency **R**isk Management) werden neuartige Maßnahmen entwickelt, welche helfen sollen die Hochwasserschäden an Flüssen und Küsten zu reduzieren bzw. zu minimieren.

Qualitätssicherung spielt bei der Erstellung der Hochwassergefahrenkarten eine zentrale Rolle, da von einer präzisen und nachvollziehbaren Erarbeitung der Überflutungsflächen eine Menge abhängt (u. a. die Erstellung von Alarm- und Einsatzplänen). Hierzu sei auch auf einen Artikel von Zeisler (2008) verwiesen.

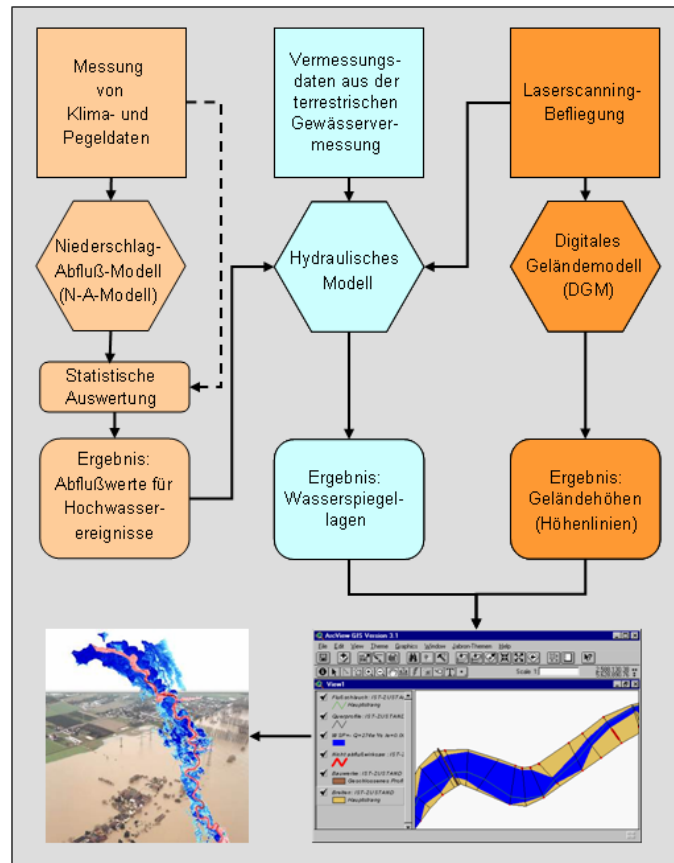


Abb. 4-35: Schema zur Erstellung von Hochwassergefahrenkarten

Anlagen und Lager mit wassergefährdenden Stoffen: Darüber hinaus sind für die Erstellung der stofflichen Hochwassergefahrenkarten weitere Informationen einzuholen. Alle Anlagen, in denen wassergefährdende Stoffe gelagert, abgefüllt, hergestellt, behandelt oder verwendet werden, bedürfen gem. WHG und Landeswassergesetzen einer Zulassung. Diese Zulassung erteilt in der Regel die zuständige Wasserbehörde. Sie führt auch ein Verzeichnis dieser Anlagen.

Die Erfassung von Heizöltanks in privaten Wohnhäusern stellt eine nur schwierig lösbare Aufgabe dar. Private Heizöltanks unter 1.000 L Volumen unterliegen grundsätzlich keiner Anzeige- und Prüfpflicht und werden daher auch den Behörden nicht gemeldet (UBA 2007). Anlagen in der Größe von 1.000 L bis 10.000 L unterliegen zwar einer Anzeigepflicht und einer Pflicht zur einmaligen Prüfung, werden aber den Behörden oftmals nicht gemeldet. Viele Heizölverbraucheranlagen sind zwar der zuständigen Baubehörde oder Stadt- bzw. Gemeindeverwaltung im Zuge von Baugenehmigungen gemeldet, den Wasserbehörden fehlt aber nicht selten die Kenntnis.

Eine mögliche Datenquelle stellen die Bezirksschornsteinfeger dar. Im Rahmen der Datenrecherche zu den Hochwassergefahrenkarten an der Erft, dem Rotbach und dem Veybach hat sich die Einbeziehung der Bezirksschornsteinfeger als zielführend herausgestellt. Alleine im Mündungsbereich des Rotbachs konnten ca. 1000 Heizöltanks im Überflutungsbereich eines HQ₁₀₀₀ ausgemacht werden.

Wird die Datenerhebung zur Erfassung der Heizöltanks von einer Behörde durchgeführt, so können Daten der Standorte in Amtshilfe zur Verfügung gestellt werden. Dies begründet sich darin, dass Schornsteinfeger als beliebige Dritte selbst staatlich hoheitliche Aufgaben im Umweltschutzbereich wahrnehmen und somit eine Körperschaft öffentlichen Rechts darstellen. Aber auch eine Privatperson hätte mit Bezug auf das Umweltinformationsgesetz (UIG) einen Anspruch auf die Herausgabe von diesen umweltrelevanten Daten.

Da bei einem extremen Hochwasser gerade im urbanen Bereich ein erhebliches Freisetzungspotential aus den privaten Heizöltanks besteht, müssen diese Daten auf jeden Fall für die stofflichen Hochwassergefahrenkarten erfasst werden.

Die Datenerfassung der Anlagen mit wassergefährdenden Stoffen sollte nach einem einheitlichen Schema durchgeführt werden. Wichtig ist die Erfassung der Anlagen mit Koordinatenangaben, da dies die Darstellung in einem Geoinformationssystem ermöglicht. Dabei ist darauf zu achten, dass das allgemein gültige (ortsübliche) Koordinatensystem verwendet wird. Zur Ergebnisdarstellung ist auch unbedingt der Stoff, die entsprechende Wassergefährdungsklasse und die gelagerte Menge zu erfassen.

Die Menge des Stoffes ist jedoch nicht immer exakt zu ermitteln, da diese häufig saisonalen Schwankungen unterliegt. Dies ist z. B. bei Heizöltanks in privaten Häusern der Fall. Der Füllstand hängt häufig von der Jahreszeit und den Einkaufspreisen für das Heizöl ab. Im Rahmen dieser Methode sollte vereinfacht von einem Füllstand in Höhe des halben Tankvolumens ausgegangen werden.

Sollten keine Koordinatenangaben für die Anlagen verfügbar sein, so kann i. d. R. auf sogenannte Hauskoordinaten der Landesvermessungsämter zurückgegriffen, vorausgesetzt, die Adressdaten sind vorhanden.

Die erhobenen Daten enthalten auch personenbezogene Informationen, die dem Datenschutz unterliegen und entsprechend sensibel behandelt werden müssen. Die Erhebung personenbezogener Daten ist notwendig, um im weiteren Verlauf präventive oder akute Maßnahmen (z. B. Abpumpen eines Kellers mit Ölschaden) festlegen zu können.

Die Verfügbarkeit der o.g. Daten zu den Anlagen mit wassergefährdende Stoffe ist natürlich abhängig von der entsprechenden Landesgesetzgebung, der Zugänglichkeit und Verfügbarkeit der Daten bei den Oberen und Unteren Wasserbehörden (je nach Anlagentyp und Verwaltungsstruktur) und nicht zuletzt vom Arbeitsauftrag bzw. der Arbeitsumgebung, die der Erstellung von stofflichen Hochwassergefahrenkarten zugrunde liegt. Im Zweifel kann diese Methode also an der Verfügbarkeit der benötigten Daten scheitern.

Stofflich sensible Objekte: Zusätzlich zu den Anlagen und Lagern mit Wassergefährdenden Stoffen, die als Emissionsquellen anzusehen sind, ist eine Gebietsuntersuchung auf stofflich sensible Objekte durchzuführen. Stofflich sensible Objekte sind alle Gebiete, Einrichtungen und Anlagen, die durch den Eintrag von Schadstoffen nachhaltig beeinflusst werden können.

Hierzu zählen unter anderen Schutzgebiete, schützenswerte Biotope, Wasserwerke und sensible Ackerstandorte (z. B. mit Gemüseanbau). Diese Objekte werden für das untersuchte Gebiet tabellarisch erfasst und kartographisch dargestellt.

In der folgenden Verschneidung der Anlagen und Lager mit wassergefährdenden Stoffen und der stofflich sensiblen Objekte mit den Überflutungsflächen kommt es zu einer gemeinsamen Darstellung der potenziellen Schadstoffquellen und der sensiblen Ablagerungsflächen, die wertvolle Hinweise für Maßnahmen liefern.

Verschneidung der Überflutungsflächen (HQ₁₀₀₀) mit den Anlagen wassergefährdender Stoffe und den stofflich sensiblen Objekten: In einem Geoinformationssystem werden nun die zuvor bereitgestellten Daten zu den Überflutungsflächen und -tiefen miteinander verschnitten. Dabei sind jedem Objekt für den Lastfall rot, also einem extremen Hochwasser (HQ₁₀₀₀), der Überflutungsstatus (ja/nein), die Überflutungstiefe, die Strömungsgeschwindigkeit und die Überflutungsdauer zuzuordnen. Die betroffenen Objekte (Anlagen) können nun mit entsprechenden Symbolen zusammen mit den Überflutungsflächen dargestellt werden (s. Abb. 4-36 und Abb. 4-37).

Eine Einstufung in Risikoklassen für jede Anlage kann wie in Tab. 4-9 dargestellt durchgeführt werden. Die Einstufung erfolgt nach dem Volumen der Anlage und der Wassergefährdungsklasse der in der Anlage vorhandenen Stoffe. Aus dieser Zuordnung ergeben sich auch Die Anforderungen an Anlagen zum Umgang mit Wassergefährdenden Stoffen.

Tab. 4-9: Einstufung der Risikoklassen für wassergefährdende Stoffe in Abhängigkeit von der gelagerten Menge und der entsprechenden Wassergefährdungsklasse - in Anlehnung an die Gefährdungsstufen der VAWS Mecklenburg-Vorpommern (VAWS = Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen)

Volumen in m ³ bzw. Masse in t		Wassergefährdungsklasse			
von	bis	0	1	2	3
	0,1	Stufe A	Stufe A	Stufe A	Stufe A
0,1	1	Stufe A	Stufe A	Stufe A	Stufe C
1	10	Stufe A	Stufe A	Stufe B	Stufe D
10	100	Stufe A	Stufe A	Stufe C	Stufe D
100	1000	Stufe A	Stufe B	Stufe D	Stufe D
1000		Stufe A	Stufe C	Stufe D	Stufe D

Darüber hinaus werden in Abhängigkeit von Fließgeschwindigkeit und -richtung unterhalb von Freisetzungsherden Flächen abgegrenzt, die einem erhöhten Risiko der stofflichen Kontamination ausgesetzt sind. Hierzu ist keine Berechnung oder Modellierung erforderlich, da die auszuweisenden Flächen lediglich einer groben Orientierung dienen. Für Detailbetrachtungen sollten aber auf jeden Fall Freisetzungsmodellierungen durchgeführt werden.

Gebietsweise (je nach Erfordernissen) wird nun das stoffliche Freisetzungspotenzial, zum einen getrennt nach Wassergefährdungsklassen (Angabe in Menge / Wassergefährdungsklasse), zum anderen nach potenziell eintragbaren Stoffen oder Stoffklassen (je nach Anwendung).

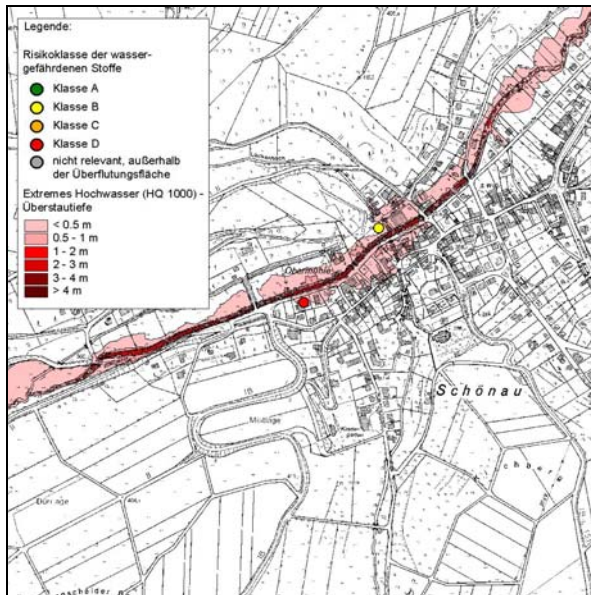


Abb. 4-36: Stoffliche Hochwassergefahrenkarte Lommersum (Erft) - Darstellung der Risikoklassen gem. Tab. 4-9

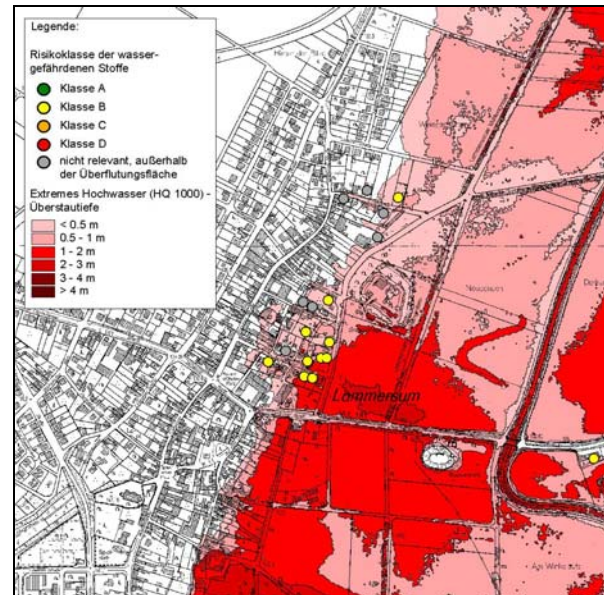


Abb. 4-37: Stoffliche Hochwassergefahrenkarte Schönau (Erft) - Darstellung der Risikoklassen gem. Tab. 4-9

Identifikation der Gefahrenbereiche für die Freisetzung von wassergefährdenden Stoffen: Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften von wassergefährdenden Stoffen (insb. Ausbreitung, Verdünnung, Freisetzung) kann der Gefahrenbereich für die Freisetzung von wassergefährdenden Stoffen sehr unterschiedlich ausfallen. Häufig sind Gefahrenbereiche nicht belastbar ausgewiesen werden.

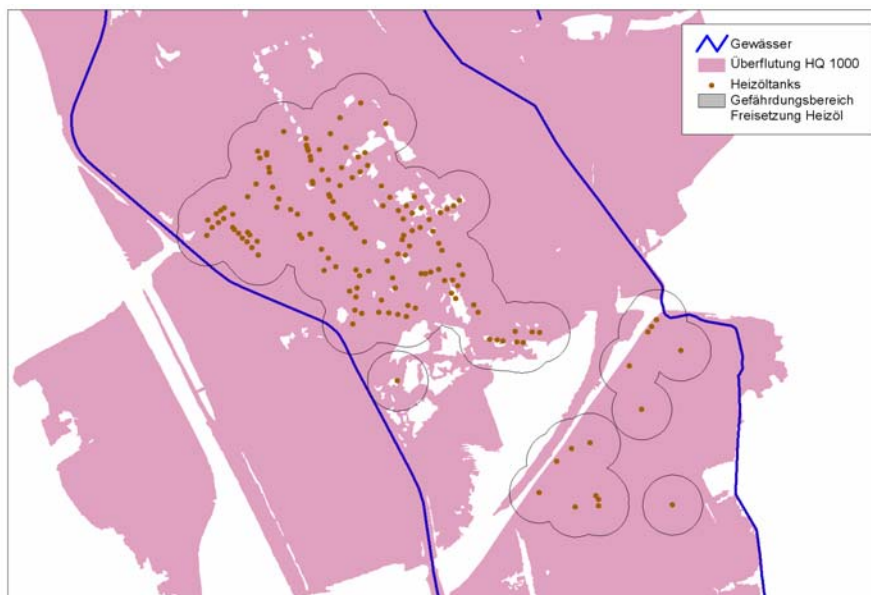


Abb. 4-38: Exemplarische Identifizierung eines Gefahrenbereichs für die Freisetzung von Heizöl aus Tankanlagen privater Wohnhäuser in einem Wohngebiet an der Erft

Dennoch können diese Bereiche über pragmatische Vorgehensweisen annähernd ermittelt werden. In einem Geoinformationssystem können mit Hilfe einer sogenannten Buffering-Funktion Kreise um die Gefahrenquellen gelegt werden, die zusammen eine solche Fläche ergeben. Die ermittelten Flächen geben dann für Einsatzkräfte erste Hinweise für potenziell zu treffende Maßnahmen. Exemplarisch ist diese Vorgehensweise für ein Wohngebiet an der Erft umgesetzt worden (s. Abb. 4-38).

Zusammenfassung: Aus den Ergebnissen der zuvor geschilderten Analyse können Herkunftsbereiche von Schadstoffen und Schadens- bzw. Einwirkbereiche identifiziert werden. Sie liefern Hinweise auf die Gefährdung unterliegender Gebiete. Auch kann das Freisetzungspotenzial in Relation zur Abflussmenge gesetzt werden. Mit Hilfe der Fließrichtung und -geschwindigkeit können Gefahrenbereiche unterhalb von industriellen Anlagen und Wohnbebauung ausgewiesen werden. Aus den Ergebnissen können Handlungsempfehlungen zum Umgang mit belasteten Ablagerungen angeleitet werden.

Auch können mit den erhobenen und verschnittenen Daten Rückschlüsse auf die Bewirtschaftung von Rückhaltebecken gezogen werden. Diese Ergebnisse gehen dann in die Risikoanalyse ein (Darstellung der Vulnerabilität, s. Kap. 4.3, S. 57) und liefern Erkenntnisse für Maßnahmen zur Minderung des Risikos (s. Kap. 6, S. 98) sowohl auf regionaler als auch auf lokaler Ebene.

Die erhobenen Daten zu den Anlagen mit wassergefährdenden Stoffen kann man darüber hinaus verwenden, um Schutzmaßnahmen (egal ob präventiv oder akut) zu generieren. Zusätzlich zu den stofflichen Hochwassergefahrenkarten können Maßnahmenblätter, z. B. für die Hochwassereinsatzkräfte oder die Leitstelle, erstellt werden.

An dieser Stelle sei auch auf das RIMAX-Projekt SARISK verwiesen, in dem ein Schadstoffausbreitungsmodell zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung für extreme Hochwasserereignisse entwickelt wird (von Tümpling et al. 2006).

4.3.2.2 Kosteneffizienten Schadenspotenzialanalyse von Wohngebäuden

Im Rahmen von mikroskaligen „Was-Wäre-Wenn“ - Untersuchungen in von einem HQ_{1000} Hochwasser gefährdeten Wohngebieten wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem kosteneffizient synthetische Schadenspotenzialanalysen von Wohngebäuden und deren Inventar durchgeführt werden können (Hericks 2008, Zuckmantel 2008). Das Verfahren kann im Rahmen der Umsetzung der „Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken“ verwendet werden.

Einleitung: Die Europäische Hochwassermanagementrichtlinie sieht in ihrer dritten Stufe vor, bis zum 22.12.2015 Hochwasserrisikomanagementpläne zu erstellen, deren Ziele die Verringerung potenzieller Schäden an den in der Richtlinie definierten Schutzziele sind. Alle Stufen sollen in regelmäßigen Abständen überprüft und gegebenenfalls aktualisiert werden. Als eine direkte Folge dieser Richtlinie geht damit die Notwendigkeit der Kenntnis des Ist-Zustandes des aktuellen Schadenspotenzials der gefährdeten Gebiete einher. Erst wenn die gefährdeten Gebiete und ihr Schadenspotenzial bekannt sind, kann über (sinnvolle) Maßnahmen zur Verringerung des Risikos nachgedacht werden.



Abb. 4-39: Sicherung der Wohnbebauung durch niedrige Sandsackbarrieren. Eine einfache Maßnahme zur Minimierung des Schadenspotenzials. Hochwasserereignis an der Erft (09/2007)



Abb. 4-40: Aufräumen nach der Flut: Der Wasserstand war nicht hoch genug zur Flutung des Erdgeschosses

Aus diesem Kontext heraus wurde versucht eine praktikable und kostengünstige Methode zur Quantifizierung von Hochwasserschadenspotenzialen zu entwickeln. Die Untersuchungen wurden unterhalb der Rückhaltebecken Niederberg am Rotbach und Horchheim an der Erft durchgeführt und beschränkten sich auf die vorhandene Wohnbebauung. Die betrachteten Überschwemmungsgebiete entsprachen dabei jeweils HQ_{1000} -Ereignissen, wobei das Rückhaltevermögen der Rückhaltebecken einem HQ_{100} entspricht. Die Arbeiten wurden maßgeblich durch den Erftverband gefördert und unterstützt. So wurden unter anderem vom Erftverband aktuelle Überschwemmungsflächen aufgrund eines 1D-Hydraulikmodells zur Verfügung gestellt. In Kombination mit einem aus Laserscanbefliegungen resultierenden digitalen Geländemodell (DGM) konnten damit feingerasterte Überflutungstiefen für das gesamte Überschwemmungsgebiet berechnet werden. Zur effizienten Bearbeitung der Fülle an Informationen wurden die Daten in einem GIS gespeichert und weiterverarbeitet. Ziel war eine Datenbank, in der alle vorhandenen Informationen, gegenwärtige aber auch zukünftige, vorgehalten, aktualisiert und den Anforderungen entsprechend selektiert werden können.

Beschreibung der Methode: Zu den Überschwemmungsflächen mit Überflutungstiefen wurden in ein Geoinformationssystem die aktuellsten Deutschen Grundkarten, die aktuellen ALK-Daten sowie Geomarketingdaten des Landesvermessungsamtes (LVERMA) NRW geladen und miteinander verschnitten. Somit waren alle Objekte im Überschwemmungsgebiet erfasst und einer Nutzung zugeordnet. Den Wohnobjekten wurden mit Hilfe der Marketingdaten Adressen zugeordnet und straßenzugweise Listen erstellt. Diese Listen wurden um einen Kriterienkatalog (s. Tab. 4-10) erweitert, mit dessen Hilfe die einzelnen Wohnobjekte

kategorisiert werden sollten. Die Kriterien wurden in einer Begehung der Überschwemmungsgebiete festgestellt und anschließend wurde zu den einzelnen Objekten das Baujahr mit Hilfe von historischen Karten ergänzt. Alle Informationen wurden anschließend in eine Datenbank überführt (Reese et al. 2000).

Tab. 4-10: Erforderlicher / zu erfassender Parameterumfang (EG: Erdgeschoss, DG: Dachgeschoss)

Vor-Ort-Erfassung der Einzelgebäude		Geobasisdaten	
Keller	ohne	Hydrolog. Modell	Überflutungsflächen
	einfach		Überflutungstiefen
	ausgebaut	ALK-Daten	Gebäudetypen
Etagen (ohne DG)	eingeschossig		Wohnhaus (allg.)
	zweigeschossig		Einzelhaus
	...		Doppelhaus
Dachgeschoss	ohne		Reihenhaus
	einfach		Grundflächen der Gebäude
	ausgebaut	GEO-Marketing-Daten	Adresse
Bauzustand / Ausstattung sonstiges: z. B. Ölheizung	einfach	Berechnung der EG-Überflutungshöhe	Hoch- u. Rechtswert
	mittel		EG-Einlaufhöhe - Überflutungstiefe
	gehoben	Zusätzliche Informationen	
Mauerwerk	Mauer	Histor. Topogr. Karten	Bauperiode
	Beton	NHK-Katalog	Kosten Gebäude
	Fachwerk		Kosten Gebäudeanlagen
Anzahl d. Stufen bis EG	1, 2, 3, ...		

Nach dem Prinzip, dass ähnliche Gebäude bei einem Hochwasser auch ähnliche Schäden aufweisen (Merz 2006), wurde versucht, mit Hilfe der gewonnenen Daten den Gebäudebestand der betroffenen Gebiete in Gebäudeklassen mit möglichst identischen Eigenschaften herauszufiltern (BMVBS 2008). Aus diesen Gebäudeklassen sind stichprobenartig einzelne Objekte auszuwählen, die durch qualifizierte Gebäudesachverständige geschätzt werden (Buck 2007, Buck et al. 2008). Dabei hat bzw. sollte der Sachverständige u. a. folgende Aspekte berücksichtigen: Gebäudewert (Bausubstanz, Gebäudetechnik), Wert des Gebäudeinventars (Hausrat), Schadensanfälligkeit, Instandsetzungs- und Reinigungskosten für z. B. konkret festgelegte Überflutungshöhen (EG: 0,25 m, EG: 0,5 m, EG: 1,0 m, EG: 1,5 m). Darüber hinaus sind relevante Besonderheiten zu berücksichtigen wie z. B. Ölheizungen, Heizöltanks in Kellern, Lage der Haustechnik, etc. Ebenfalls ist der Erhaltungszustand bei älteren Gebäuden zu überprüfen. Hier sei auch auf das Kapitel 4.3.2.1 (S. 67), in dem es um die Erstellung von stofflichen Hochwassergefahrenkarten geht.

Die Überprüfung des Erhaltungszustandes des Gebäudes sollte vor dem Hintergrund einer erhöhten Schadensanfälligkeit eines schlecht erhaltenen Gebäudes durch Hochwassereinfluss erfolgen (Thieken et al. 2005). Des Weiteren ist die Überprüfung des Gebäudezustandes durchzuführen, um letztendlich nur die Kosten zu erfassen und zu berechnen, die durch ein potenzielles Hochwasserereignis entstehen. Kosten, die lediglich auf Werterhaltung oder überfällige Instandsetzungsmaßnahmen zurückzuführen sind, müssen in Abzug gebracht werden.

Die hierbei gewonnenen Daten können mit aktuellen und regionalen Baupreislisten bepreist und so ein potenzieller Schaden für das betroffene Objekt berechnet werden (Buck 2007, Buck et al. 2008). Die Stichproben werden anschließend auf die Gesamtgebäudezahl der betreffenden Gebäudeklasse im Überflutungsgebiet hochgerechnet. Die Genauigkeit der durchgeführten Untersuchung hängt somit im Wesentlichen von der Feinheit der Gebäudeklassifizierung ab. In homogenen Wohngebieten, die u. U. federführend unter einem einzigen Bauträger entstanden sind, reichen gegebenenfalls einige wenige Besichtigungen aus um komplette Wohnviertel zu bewerten. Gewachsene Siedlungsstrukturen hingegen weisen eine weitaus stärkere Differenzierung der Bebauung auf und verlangen einen deutlich höheren Untersuchungsgrad (Hericks 2008, Zuckmantel 2008) und mithin auch einen höheren Kostenaufwand.

In einem weiteren Schritt können die Ergebnisse dieser Berechnungen für die Ermittlung von Wasserstandschadensfunktionen verwendet, die entsprechende Untersuchungen im benachbarten regionalen Raum weiter vereinfacht, oder gegebenenfalls sogar übertragen werden.

Bewertung: Eine Übertragung der bei Hochwasserschadenereignissen gewonnenen Daten auf andere Regionen scheitert häufig an den unterschiedlichen Rahmenbedingungen der verschiedenen Regionen. Gebäudetypen, Bauausführung, Erhaltungszustand, Vermögensverhältnisse, Größe der Gebäude usw. sind von Region zu Region unterschiedlich (Buck et al. 2008, BMVBS 2008, Merz 2006). Hochwasserschadensdaten aus vergleichbaren Regionen sind bei konkreten Untersuchungen meistens nicht verfügbar oder werden aus Wettbewerbsgründen nicht zur Verfügung gestellt. Private nicht versicherte Schäden ehemaliger Hochwasserereignisse werden/wurden zudem nicht oder nur unzureichend erfasst. Der Vergleich vorgenommener Schadenszahlungen vergangener Hochwasserereignisse mit potenziellen Schäden möglicher zukünftiger Ereignisse ist nur eingeschränkt möglich und mit Vorsicht zu betrachten. Die Datenbasis ist häufig dürftig und die Qualität der Daten nicht gesichert.

Die beschriebene Methodik erleichtert die kostengünstige Beurteilung des Schadenspotenzials. Darüber hinaus ist der Detaillierungsgrad der beschriebenen Methodik sehr flexibel an die Aufgabenstellung anpassbar und berücksichtigt regionale Besonderheiten. Der einmal erfasste Gebäudebestand muss lediglich für die Zukunft um Bestandsänderungen und Neubauten aktualisiert werden. Mit zunehmender Automatisierung der Katasterämter und Genehmigungsbehörden können viele Daten ohne weitere Begehung aktualisiert werden. Der kostenintensive Aufwand für Arbeiten vor Ort kann damit auf „Kontrollgänge“ minimiert werden. Der angewandte Kriterienkatalog sollte daher auch auf die amtlichen ALK-Daten und auf die regionalen Besonderheiten angepasst sein. Durch den Einsatz moderner Technik, mobiles GIS, PDA, GPS lassen sich die Daten direkt vor Ort in der EDV erfassen, editieren und verarbeiten und Fehler minimieren.

Die Beschränkung auf reine Wohnbebauung scheint sinnvoll, da die Heterogenität von Gewerbe und Dienstleistung hinsichtlich gefährdeter Werte so groß ist, dass eine Clusterung entsprechender Objekte nicht zu einer hinreichenden Genauigkeit der Schadenspotenzialabschätzung führen wird. Hier wird bis auf weiteres einer objektspezifischen Betrachtung der Vorzug zu geben sein.

4.4 Monitoringstrategien

Die Risikoabschätzung von Feststoffeinträgen und Bodenerosion wurde bereits im Kap. 4.2 (S. 20) erläutert. Stellt sich für ein Untersuchungsgebiet heraus, dass Bodenerosion ein ernstzunehmendes Problem darstellt, so bietet es sich an, eine Monitoringstrategie zu entwickeln und umzusetzen. Dies sollte insbesondere dann in Betracht gezogen werden, wenn die Bodenpartikel zusätzlich mit Schadstoffen kontaminiert sind (positives Schadstoffscreening). Insbesondere die mit Blei und anderen Schwermetallen belasteten Feststoffe aus der Bodenerosion, die mit dem Oberflächenabfluss in die Gewässer gelangen, belasten die betroffenen Fließgewässer extrem und können zu einer Schädigung der Gewässerbiozönose führen (EYRING 2006).

Monitoringstrategien setzen sich häufig nicht nur aus einer angewendeten Untersuchungsmethode, sondern aus einer sinnvollen Kombination mehrerer Verfahren zusammen. Für die Betrachtung und Überwachung von stofflichen Austrägen aus einem Einzugsgebiet und Einträgen z. B. in Stauräume von Rückhaltebecken bietet sich eine 3-säulige Monitoringstrategie an (s. Tab. 4-11), die sich aus den Säulen (1) kontinuierliche Überwachung, (2) ereignisbezogene Überwachung und (3) Sedimentüberwachung zusammensetzt.

Tab. 4-11: 3-Säulenstrategie des Feststoffmonitorings für Einzugsgebiete und Rückhaltebecken

Säule 1		Säule 2		Säule 3	
Kontinuierliche Überwachung		Ereignisbezogene Überwachung		Überwachung des Sediments	
Schwebstoffsonden	Überwachung der Sedimentmengen auf Verlandungsflächen	Beprobung der einzelnen Ereignisse	Probeeinstau	Bestimmung der Bodenbelastung vor und nach dem Hochwasser	Bestimmung Infiltration, Schadstoffgehalte, Korngrößenverteilung und pH-Wert

Im Folgenden sollen verschiedene Monitoringstrategien in Form von Verfahren zur Erfassung des Feststoffeintrags, der Sedimentquellen und der Eintragspfade vorgestellt werden.

4.4.1 Kontinuierliche Überwachung der Feststoffkonzentration

In kleinen Einzugsgebieten eignen sich insbesondere zwei Verfahren zur Erfassung von Feststoffkonzentrationen im Gewässer. Dies sind zum einen der Einsatz von automatischen Probenehmern und die anschließende Analyse der Proben im Labor an (s. Christoffels 2008a) und zum anderen der Einsatz eines indirekten Messverfahrens mit Trübungssonden.

(a) Automatische Probenehmer: Ein automatischer Probenehmer kann entweder in regelmäßigen Abständen Wasserproben mit einer vordefinierten Menge entnehmen oder ereignisbezogen betrieben werden. Für letzteres ist es erforderlich den Probenehmer mit einem Pegel zu koppeln. In der Regel wird der Probenehmer dann beim Überschreiten eines vorher zu bestimmenden Wertes aktiviert. Der Einsatz eines automatischen Probenehmers ist jedoch mit einem nicht unerheblichen Arbeitsaufwand verbunden, da nach jedem Ereignis bzw. in regelmäßigen Abständen die Probeflaschen ausgetauscht werden müssen. Ein

Vorteil des Einsatzes eines automatischen Probenehmers ist allerdings, dass aus dem geborgenen Probengut neben dem Schwebstoffgehalt auch weitere Parameter bestimmt werden können (z. B. Schwermetalle).

(b) Trübungssonden: Der hohe zeitliche Aufwand beim Einsatz von automatischen Probenehmern kann durch den Einsatz von Trübungssonden reduziert werden. Diese Sonden, die in Gewässer eingebaut werden (s. Abb. 4-41) messen über einen lichtempfindlichen Sensor die Trübung in der fließenden Welle. Die Trübung - Streuung von Licht in einer Flüssigkeit - entsteht durch die in Suspension befindlichen Schwebstoffe. Mit Hilfe einer Eichkurve, die standortspezifisch ermittelt werden muss, kann dann der Feststoffgehalt in der Wassersäule abgeschätzt werden.

Die Genauigkeit der erzielten Ergebnisse wird erhöht, indem der Standort der Trübungssonde so gewählt wird, dass das Einzugsgebiet möglichst nicht zu groß gewählt wird und die Zusammensetzung der erodierbaren Böden sich in Teileinzugsgebieten nicht wesentlich unterscheidet.



Abb. 4-41: Eingebaute Trübungssonde am Pegel Schwerfen / Rotbach (Erft)



Abb. 4-42: Überprüfung einer Trübungssonde

Beispielsweise liefert eine Trübungssonde im Mittellauf der Erft kaum belastbare Daten, da der Abfluss bzw. der Schwebstoffgehalt eines Gebietsniederschlages im Swisteinzugsgebiet mit vorwiegend löss-lehmgeprägten Böden sich erheblich von dem am Rotbach mit vorwiegend Braun- und Parabraunerden unterscheidet (Zur Erklärung: Die Swist und der Rotbach mündet oberhalb des Mittellaufs als Nebengewässer in die Erft) .

Die im Einzugsgebiet eingebauten Trübungssonden können bei vorhandener Technik per Fernübertragung abgefragt werden, sofern die hierfür erforderliche Technik installiert ist.

Für ein zu überwachendes Objekt, z. B. ein Trockenbecken im Hauptschluss, bietet es sich an, je eine Trübungssonde oberhalb und unterhalb des Objektes zu installieren. In der Regel werden der Zulauf und der Ablauf mengenmäßig mit Pegeln überwacht, diese Standorte sind ideal für ein Feststoffmonitoring mit Trübungssonden geeignet. Mit Hilfe der Durchflussmenge (in m^3) kann dann die Feststofffracht aus den in Suspension befindlichen Feststoffpartikeln berechnet werden. Im Vergleich liefern beide Werte - oberhalb und unterhalb des Rückhaltebeckens - dann auch Aufschluss über die Bilanz von Sedimentation und Remobilisierung.

4.4.2 Überwachung von chemisch-physikalischen Stoffeinträgen in Fließgewässer aus den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts

Mit Blick auf den Eintrag von stofflichen Belastungen aus diffusen Quellen in ein Fließgewässer sollte den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts, die sich aus dem Oberflächenabfluss, dem Bodenwasserabfluss und dem Drängewasserabfluss zusammensetzen eine besondere Aufmerksamkeit entgegengebracht werden.

Derzeit besteht in dem Bereich der stofflichen Einträge aus dem vorgenannten Abflusskomponenten noch eine erhebliche Wissenslücke. Daher wurden an der Swist (Nebengewässer der Erft) in drei einzelnen, jedoch aufeinander aufbauenden Projekten (SWIST I – III) umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Zu Beginn des Jahres 2009 wurde in dieser Untersuchungsreihe ein für 2 Jahre ein weiteres aufbauendes Projekt (SWIST IV) gestartet.

Dabei wird die Gesamtemmissionsbilanz und ein praxisnahes Kompendium an Maßnahmen für die Zielerreichung gemäß EG-WRRL aufgestellt und deren Hygienerelevanz bewertet. Neben dem Erftverband ist die Universität Bonn (Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit) an der Durchführung beteiligt.

Ein wesentlicher Bestandteil der Untersuchungen ist ein Monitoringsystem, welches das auf der Oberfläche in die Fließgewässer abfließende Wasser von nicht versiegelten Flächen ebenso erfasst wie das Wasser, das über die Abflussbahnen im Bodenkörper die Gewässer erreicht (s. Christoffels und Willkomm 2008).

Das Monitoringsystem: Mit Hilfe des Monitoringsystems zur Erfassung der Belastungen aus den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts sollten getrennt voneinander der natürlich anfallende Oberflächenwasserabfluss und der Bodenwasserabfluss von unterschiedlich genutzten Landflächen getrennt voneinander für repräsentative Zeiträume gesammelt werden, bevor diese Abflüsse das Fließgewässer erreichen. Daher bietet es sich an, dieses Monitoringsystem als Langzeitbeobachtungssystem in unmittelbarer Gewässernähe zu installieren.

Um die Eintragungssituation von stofflichen Belastungen eines Einzugsgebietes repräsentativ abbilden zu können, sollten mehrere Monitoringsysteme, für die üblicherweise vorkommenden Landnutzungen installiert werden (Grünland, Acker, Wald...). Je nach Fragestellung kann ein solches System angepasst werden. So ist z. B. auch die Funktionsprüfung von verschiedenen breiten Uferrandstreifen denkbar.

Bei der Einrichtung des Systems ist darauf zu achten, dass der Bodenkörper und die Landoberfläche durch den Einbau so gering wie möglich gestört werden. Dauerhaft sollten sich die Abflusswege wieder entsprechend den Verhältnissen vor dem Einbau einstellen. Außerdem muss es möglich sein, dass die Proben der jeweiligen Abflüsse gemeinsam mit dem entsprechenden Niederschlagsereignis interpretiert werden können. Daraus ergibt sich – je nach Niederschlagsituation - ein relativ kurzes Wartungsintervall, so dass die Proben zeitnah der Analyse zugeführt werden können.

Die lokalen Niederschlagsituation kann zum einen über Niederschlagsstationen dokumentiert und übermittelt werden. Zudem muss ein geeignetes Kommunikationssystem den Füllstand des Systems übermitteln.

Zusammenfassend musste bei der Konzeption und Entwicklung des Monitoringsystems durch den Erftverband folgende Kriterien zwingend erfüllt werden:

- Probenahme muss differenziert nach den jeweiligen Abflusskomponenten erfolgen
- Beibehaltung weitgehend ungestörter Verhältnisse im Bodenkörper
- Langzeitbeobachtung unter natürlichen Niederschlagsbedingungen
- räumliche Anordnung in unmittelbarer Gewässernähe

- Erfassung von Flächen mit homogener Landnutzungsform
- zeitlich hochauflösende Probenahme
- zeitnahe Information als Voraussetzung für zeitnahe Analyse
- Monitoringsystem nicht einsehbar
- keine Einschränkungen der jeweiligen Bewirtschaftungsform der Landflächen

Entwicklung des Monitoringsystems: Ein geeignetes System zur Erfassung der ereignisbezogenen und / oder episodisch abfließenden Stoffströme, welches die vorgenannten Kriterien erfüllt, existierte nicht und wurde im Rahmen der SWIST-Projekte vom Erftverband entwickelt.

Es besteht aus einem quaderförmigen Rack mit den Außenmaßen L 200 cm * B 30 cm * T 100 cm. Das Rack ist aus Kunststoff gefertigt und wird in Gewässernähe ebenerdig abschließend in den Boden eingebaut. Es ist so in die Erde einzulassen, dass die Längsseite quer zu den Abflussbahnen ausgerichtet ist.

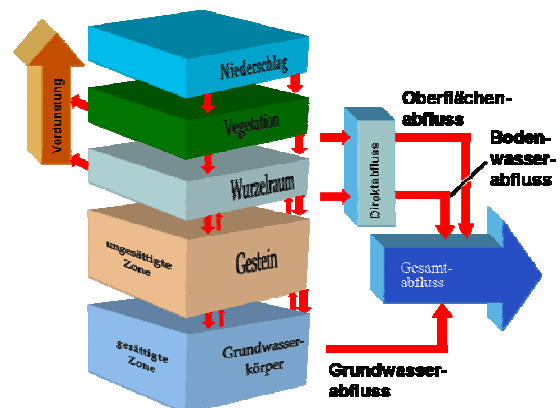


Abb. 4-43: Monitoringsystem zur Erfassung des Oberflächenabflusses und des Bodenwasserabflusses (BDS = Betriebsdatenerfassungssystem (Quelle: Kistemann et al. 2007).

Abb. 4-44: Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts (Quelle: Christoffels und Willkomm 2008 nach: Bogena et al. 2003)

Die dem Gewässer abgewandte Seite ist perforiert (Durchmesser 3 mm). Das Bodenwasser, welches natürlicherweise dem Gewässer zuströmen würde, wird in einer untenliegenden Wanne im Inneren des Racks aufgefangen. In einer obenliegenden Wanne wird der Oberflächenabfluss separat gefasst. Das Fassungsvermögen der beiden herausnehmbaren Kunststoffwannen beträgt jeweils 50 Liter.

Die Racks werden mit einem automatischen Meldesystem ausgestattet. Es besteht aus Microcontrollern, einem GSM-Modem, einem integrierten Datenspeicher und zwei Sensoren zur Messung der Leitfähigkeit. Die zwei Sensoren sind jeweils in der oberen und unteren Wanne angebracht und ermitteln über die Änderung der Leitfähigkeit den Füllstand der Wannens.

Die Nachfolgende Tabelle stellt exemplarisch für das Untersuchungsgebiet der Swist die Randbedingungen für die Festlegung der Monitoringflächen dar (s. Tab. 4-12).

Tab. 4-12: Exemplarische Charakterisierung der Monitoringflächen am Beispiel der Swist (Erft)
 (Quelle: verändert nach Christoffels und Willkomm 2008)

	Grünland	Wald	Acker	Sonderkultur
Monitoringfläche [ha]	0,8	0,7	0,7	0,9
Hangneigung [°]	5 - 20	10	0 - 3	0 – 3
Höhe an der Probe- stelle [m ü. NN]	287,6	253,1	226,9	222,1
Bodentyp	Braunerde Gley	Parabraunerde Pseudogley Gley	Parabraunerde Pseudogley Gley	Parabraunerde Pseudogley Gley
Großlandschaft	Silicatbereiche der Osteifel, Mittelgebirge			
Niederschlagsmess- station	vorh.	vorh.	vorh.	vorh.
Drainage	episodisch	nein	ja	ja

4.4.3 Identifizierung von Sedimentquellen

Oberflächenabfluss und Bodenerosion stellen bedeutende Quellen für die Belastung von Oberflächengewässern dar. Bodenerosion verursacht nicht nur Schäden, z. B. auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, vielmehr kann dabei entstandener konzentrierter Abfluss auch über längere Strecken bis zum nächsten Oberflächengewässer gelangen und zum Eintrag erheblicher Stofffrachten führen.

Für die Identifizierung von Erosionsquellen und Eintragspfaden in einem Untersuchungsgebiet bietet sich ein Kartierverfahren an, mit dem Erosionsformen und Eintragspfade standardisiert erfasst werden können. Eine solche standardisierte Erfassung ist mit dem Verfahren „Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen“ möglich, das 1996 von der DVWK publiziert wurde (DVWK 1996). Das Verfahren bietet die Möglichkeit, Erosionsformen im Gelände zu erfassen und wenn möglich, auch zu quantifizieren. Insbesondere können auch die Herkunft und Fließwege des Erosionsmaterials und dessen Eintrittspunkte ins Oberflächengewässer lokalisiert werden.

Ziel des Verfahrens ist, mittels einer Schadenskartierung eine Grundlage sowohl für die Ursachenforschung als auch für Schutzmaßnahmen zu schaffen. Neben dieses Hauptzieles ist auch eine Überwachung der zeitlichen und räumlichen Entwicklung von erosiven Prozessen möglich. Insbesondere vor bzw. nach der Durchführung von Maßnahmen bietet sich dieses Verfahren daher in Kombination mit der Messung von Feststoffgehalten in Gewässern als Monitoringstrategie an.

4.4.4 Immissionsbetrachtung zur Identifikation von Feststoffdepots

Im Einzugsgebiet der Erft werden seit 1986 in der Regel einmal jährlich an 38 Probenahmestellen rezente Sedimentauflagen (ca. 0,5 cm) im Gewässerbett entnommen. Im Laufe der Jahre hat sich eine Probenahme- und Auswertungsroutine entwickelt, die als Handlungsanweisung dienen kann. Diese wird im Folgenden dargestellt.

Ziel der Methode ist die Ermittlung und Identifikation von Gewässerabschnitten, in denen vorwiegend Material erodiert wird (Immissionsstrecken) und Gewässerabschnitten, in denen vorwiegend Sedimente abgelagert werden (Feststoffdepots).

Über eine Korngrößenanalyse im Labor können Rückschlüsse auf Gewässerstrecken mit Senken- oder Quellencharakter gezogen werden. Hierzu müssen die Zusammensetzung der Sedimente mit der gewässertypspezifisch vorkommenden Sedimentzusammensetzung abgeglichen werden.

Das Prinzip der Identifikation von Quellen und Senken wird durch Sedimentanalysen im Labor gestützt, wobei der Schwerpunkt auf einer Korngrößenanalyse und der Bestimmung der Schwermetallgehalte liegt.

Der Methode liegt die Annahme zugrunde, dass die leicht verlagerbaren Deckschichten in hohem Maße an den Umsetzungsvorgängen im Gewässer beteiligt sind (Christoffels 2008a). Die Sedimentprobestellen korrespondieren in der Regel mit den Probestellen, die im Rahmen der verbandlichen Gewässerüberwachung für die chemisch-physikalischen und biologischen Untersuchungen aufgesucht werden.

Bei dem Fallbeispiel Erft musste an einigen Stellen von diesem Konzept abgewichen werden, um nennenswerte Sedimentablagerungen entnehmen zu können.

Tab. 4-13: Umfang der Sedimentuntersuchung zur Identifikation von Feststoffdepots (verändert nach Christoffels 2008a)

Stoff	Fraktion [mm]										
	< 0,063	≥ 0,063 - < 0,1	≥ 0,1 - < 0,2	≥ 0,2 - < 0,25	≥ 0,25 - < 0,315	≥ 0,315 - < 0,4	≥ 0,4 - < 0,5	≥ 0,5 - < 0,63	≥ 0,63 - < 0,71	≥ 0,71 - < 0,9	≥ 0,9 - < 1,0
Bezeichnung	Ton/ Schluff	Feinsand		Mittelsand			Grobsand				

Blei	<p>Untersuchungsgegenstand: Rezente Sedimentauflage an Probestellen im Gewässerbett</p> <p>Untersuchungsfrequenz: 2 Untersuchungen pro Jahr, optimal mehrere Jahre in Folge um Trends zu erkennen</p> <p>Körngrößen: 11 Fraktionen (< 1 mm) durch Nasssiebung</p> <p>Methode: Trocknung bis zur Gewichtskonstanz (105°C)</p> <p>Metallbestimmung Königswasseraufschluss</p> <p>Bewertung: LAWA-Zielvorgabe, AbfKlärV, BBodSchG, Geoakkumulationsindex</p>
Cadmium	
Chrom	
Eisen	
Kobalt	
Kupfer	
Nickel	
Mangan	
Phosphor	
Quecksilber	
Zink	
Glühverlust	

Die Methode gliedert sich in drei Bereiche, nämlich die Probenahme und -aufbereitung im Gelände, die geotechnische und die chemische Laboranalyse (s. Abb. 4-45).

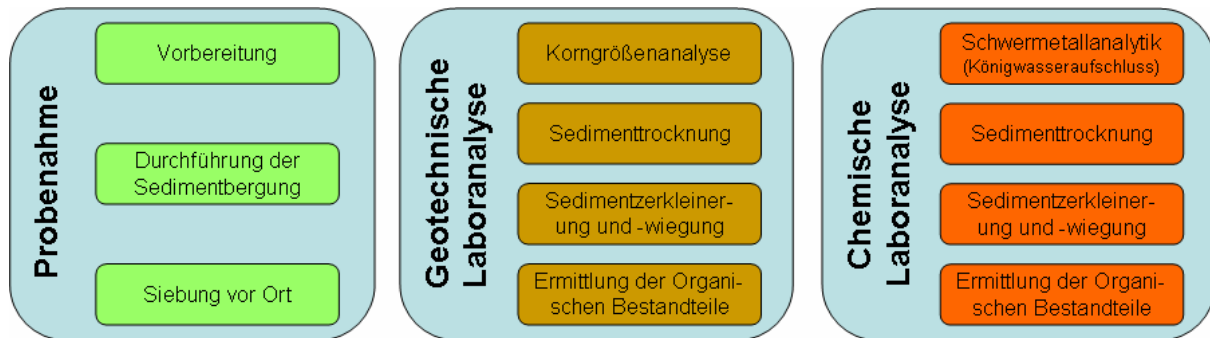


Abb. 4-45: Arbeitsschritte der Immissionsbetrachtung zur Identifizierung von Feststoffdepots

Sedimentbergung: Zunächst wird eine Probestrecke von ca. 20 m festgelegt, die weitestgehend homogen und frei von hydraulischen Störungen (z. B. Brückenbauwerke, Sohlrampen etc.) sein sollte. Diese Probestrecke soll so gewählt sein, dass sie repräsentativ für den Gewässerabschnitt ist. Mittels GPS wird die Probestrecke zur Verbesserung der Nachvollziehbarkeit eingemessen (Anfang- und Endpunkt).



Abb. 4-46: Einsatz einer Vakuumpumpe (umgebauter Probenehmer) zur Sedimententnahme (Foto: Erftverband 2002)

Innerhalb der zuvor festgelegten Probestrecke werden nun gegen die Fließrichtung mehrere Sedimentproben mit einer repräsentativen räumlichen Verteilung innerhalb des Gewässerabschnitts aus dem Gewässerbett entnommen. Die Entnahme erfolgt ausschließlich in der obersten Sedimentablagerung (maximal 0,5 cm). Wenn die Gegebenheiten es zulassen, wird mit einer Sedimentschaufel oder einer Schöpfkelle vorsichtig die oberste Schicht abgetragen und anschließend, mit möglichst wenig Wasser, in einen Eimer gegossen.

Sind die Bedingungen zur Sedimententnahme nicht günstig, so wird das Sediment mit Hilfe einer Vakuumpumpe oder durch Abwaschen von Steinen geborgen.

Die gewonnenen Proben werden als Mischprobe in einem Eimer gesammelt. Der Eimer mit der Mischprobe muss nun mind. 15 min ruhen, damit sich das Sediment vom Wasser trennt und absetzt. Zur Dokumentation sollten vom abgesetzten Sediment Fotos gemacht werden.

Siebung vor Ort: Da im Labor alle Fraktionen < 1mm für die weitergehende Analyse benötigt werden, wird die Mischprobe vor Ort gesiebt. Vor Beginn der Siebung müssen die benötigten Geräte (u. a. 3,15 mm-Sieb, 1,0 mm-Sieb) im Gewässer gespült werden. Die Einwegflaschen für die Sedimente werden beschriftet und ebenfalls vorgehalten.

Nach Dekantierung der nun weitestgehend abgesetzten Sedimente in den Eimern werden diese durch den Siebsatz 3,15 mm und 1,0 mm gesiebt. Das aufgefangene Sediment < 1mm Durchmesser wird nun in die bereitgestellten Einwegflaschen gefüllt. Es ist darauf zu achten, dass die Flaschen blasenfrei gefüllt werden, um chemische Reaktionen zu unterbinden bzw. zu minimieren. Die Flaschen müssen dunkel und kühl gelagert werden.

Siebung im Labor mit Siebmaschine und Trennung der verschiedenen Korngrößenfraktionen: Die Weiterverarbeitung der gewonnenen Sedimente im Labor erfolgt unter Verwendung eines Siebsatzes und einer Siebmaschine durch Schlämmsiebung. Der Siebsatz besteht aus 11 Sieben, deren Maschengrößen der Tab. 4-13 entnommen werden

können. Da die Korngrößen von mehr als 1 mm (Grobsand aufwärts) für Aussagen in diesem Zusammenhang nicht von Bedeutung sind, wird für diese Fraktionierung auf eine weitergehende Untersuchung verzichtet. Die Siebung im Labor und die Bestimmung der Korngrößenverteilung sind Standardverfahren, die in der DIN 18123 geregelt sind.

Sedimenttrocknung und Auswiegung: Die gesiebten und nach Korngröße getrennten Sedimentproben werden nun in einem Trockenofen bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (mind. 5 Tage) und nach Entnahme gewogen. Die ermittelten Gewichte werden erfasst und in einer Tabelle vermerkt.

Ermittlung der Organischen Substanz: Um die noch in den getrockneten Proben enthaltene organische Substanz zu bestimmen, werden die getrockneten und gewogenen Proben ausgeglüht. Die Berechnung des Glühverlustes ist ebenfalls ein standardisiertes Laborverfahren, das hier nicht näher erklärt werden soll.

4.4.5 Beispiel der Dokumentation eines Hochwasserereignisses

Nach der Flut, am 28. September 2007, dem Tag nach dem in Bereichen mehr als tausend-jährlichen Hochwasser im Einzugsgebiet der Erft, war ein wesentlicher Arbeitsschwerpunkt des Erftverbandes die Dokumentation der Überschwemmungsgebiete sowie der Ausuferungsstellen an den Gewässern.

Ausgerüstet mit Fotoapparaten, Markierungsfarben, Holzpflocken usw. erfassten die Mitarbeiter des Erftverbandes möglichst genau die Überflutungsgrenzen sowie die Fließwege, die über mögliche Leistungsfähigkeits-Engstellen Rückschlüsse zulassen.



Abb. 4-47: Einstau des Rückhaltebeckens Eicherscheid im Oberlauf der Erft bis knapp unter die Hochwasserentlastung am 28.09.2007

Die Wasserstände der Erft überschritten bis hinunter nach Weilerswist (Mittellauf der Erft) die bisher registrierten Höchststände deutlich. In der nur langsam abnehmenden Welle wurden ab dem frühen Morgen vom Erftverband und der Bezirksregierung Köln Abflussmessungen durchgeführt. Extreme Hochwasserereignisse treten an der Erft selten auf, entsprechend sind hohe Abflüsse durch Messungen wenig bzw. gar nicht belegt. Deshalb sind Abflussmessungen bei hohen Wasserständen besonders wichtig.

Um möglichst viele Messergebnisse zu erzielen, wurden vom Verband drei Messteams eingesetzt. Auch wenn die Spitzenabflüsse in der Nacht nicht gemessen werden konnten, können mit den erzielten Messergebnissen die Wasserstand-Abfluss-Beziehungen der Pegel im bisher noch nicht belegten Hochwasserbereich kalibriert und korrigiert werden.

Nach dem Ablauf des Hochwassers müssen eine Vielzahl von Fragen beantwortet werden:	
<ul style="list-style-type: none"> • Welche Flächen sind überschwemmt worden? 	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Eintrittswahrscheinlichkeit hatte das Ereignis?
<ul style="list-style-type: none"> • Wie decken sich die Überschwemmten Flächen mit den Flächen in bestehenden oder in Bearbeitung befindlichen Hochwassergefahrenkarten und Überschwemmungsgebietskarten? 	<ul style="list-style-type: none"> • Wo entstanden die größten Abflüsse, wie ist das Abflussgeschehen an den kleineren Bacheinzugsgebieten zu charakterisieren?
<ul style="list-style-type: none"> • War das Ereignis in dieser Dimension vorhersehbar? 	<ul style="list-style-type: none"> • Wo traten die größten Schäden auf?
Hat das Krisenmanagement im Zusammenspiel zwischen dem Gewässerunterhalter, den Behörden, den Einsatz- und Rettungskräften und den freiwilligen Helfern funktioniert?	

Abb. 4-48: Fragenkatalog zur Analyse eines Hochwasserereignisses

Aus dem kontinuierlich gemessenen Wasserstand werden mit Hilfe dieser Beziehung Abflussganglinien berechnet. Immens wichtig sind diese Arbeiten vor dem Hintergrund, dass die an den Pegeln registrierten Abflüsse direkt in die Kalibrierung des vom Erftverband eingesetzten Niederschlag-Abfluss-Modells und damit letztendlich in die Prognoserechnung einfließen. Wenn aus ungenauen Wasserstand-Abfluss-Beziehungen abgeleitete Abflüsse zur Kalibrierung herangezogen werden, erfolgt zwangsläufig eine fehlerhafte Einstellung von Modellparametern.

Eine weitere Unsicherheit bei der Modellkalibrierung liegt darin, dass die dafür zur Verfügung stehenden Hochwasserereignisse wesentlich geringere Ausmaße hatten als das jetzt abgelaufene. Eine Einstellung der Parameter konnte hier also nur näherungsweise erfolgen. In Kombination damit, dass die Niederschlagsprognosen für das Ereignis zu gering waren, führte dies bei einer durchgeführten Prognose-Simulation zu einer Unterschätzung der gemessenen Abflüsse. Ein Arbeitsschwerpunkt in der nächsten Zeit wird folglich eine Überarbeitung der Modellkalibrierung sein.



Abb. 4-49: Dokumentation des höchsten Wasserstandes mit Markierungsspray. Eine Kartographische Aufnahme der Markierungen erleichtert die Rekonstruktion der Wasserspiegellage



Abb. 4-50: Die Messung des Abflusses während eines Hochwasserereignisses trägt zur Verbesserung der Datenlage für das Niederschlag-Abfluss-Modell bei

5 Risikobewertung

Im Rahmen einer Risikoanalyse werden die möglichen Risiken, die Wahrscheinlichkeit und die Konsequenzen von Schadensereignissen identifiziert und abgeschätzt. Auf der Basis der Risikoanalyse können die Risiken beziehungsweise die Maßnahmen zur Minderung des Risikos anschließend bewertet werden.

Dieser Schritt erfordert, dass der Entscheidungsträger festlegt, wie mit dem bestehenden Risiko umgegangen werden soll. Dies bedeutet im Allgemeinen, Maßnahmen zur Risikoreduktion auszuwählen; es ist aber auch die Akzeptanz des augenblicklichen Risikos oder ein Risikotransfer z. B. durch Versicherungsinstrumente denkbar. Für diese Entscheidungen ist es notwendig, rationale Kriterien zu entwickeln und anzuwenden und einen Konsens über das akzeptierbare Risiko herbeizuführen (Merz 2006).

Um das hydraulische Risiko während Hochwasserereignissen durch den Bau von Rückhaltebecken zu reduzieren, erfolgt die hydrologische Bemessung des Rückhaltebeckens primär auf der Basis von Schadenserwartungswerten im Unterliegerbereich des Beckenstandortes. Diese Werte können den Kosten möglicher Schutzmassnahmen gegenübergestellt und so zu einer rationalen Entscheidung für oder gegen eine Maßnahme herangezogen werden. Auf den Komplex der Vorgehensweise von Kosten-Nutzen-Betrachtungen im Zusammenhang mit hydraulischen Risiken wird an dieser Stelle nicht weiter eingegangen, da sich dieser Leitfaden primär den stofflichen Risiken widmet.

Im Gegensatz hierzu stellt die rein monetäre Bewertung des (schad)stofflichen Risikos keine geeignete Alternative dar, aus der sich Entscheidungen hinsichtlich möglicher Schutzmaßnahmen ableiten lassen. Die Einwirkung von Schadstoffen kann zum Teil irreversible Schäden an Mensch, Umwelt und Sachgütern nach sich ziehen, so dass eine Bewertung nach anderen Kriterien erfolgen muss. Dienlich sind hierbei vor allem gesetzliche Schutzziele (s. Kap. 2, S. 5), welche quantitative Kriterien derart vorgeben, dass zumindest für Teile der betroffenen Gruppen eine allgemein akzeptierte Sicherheit gegeben scheint. Selbstverständlich kann nur das Risiko durch Schadstoffe bewertet werden, deren Wirkungspfade weitgehend bekannt sind und für welche bereits Grenzwerte bezüglich der Einwirkung auf ein Schutzgut festgelegt wurden.

Das stoffliche Risiko sollte nicht nur ereignisbezogen bewertet werden, da über einen definierten Betrachtungszeitraum in der Regel eine Akkumulation sedimentierter, persistenter Schadstoffe auf den Überflutungsflächen stattfindet. Generell scheint die Einbeziehung des vorhandenen Belastungszustandes der Überflutungsfläche sinnvoll, da im Falle vorhandener Belastungen durch Hochwasserereignisse induzierte Schadstoffimmissionen möglicherweise nicht zu einer Verschlechterung des Bodens beitragen. In wie weit in Kauf genommen werden kann, dass der Boden im Rückhaltebecken durch den gezielten Rückhalt von partikulär gebundenen Schadstoffen verschlechtert wird, um die Bodensituation im Unterliegerbereich des Rückhaltebeckens zu verbessern, ist noch zu klären.

Gesetzliche stoffbezogene Schutzziele sind gegenüber Wirtschaftlichkeitsaspekten vorrangig zu behandeln und gegebenenfalls durch entsprechende Maßnahmen (s. Kap. 6, S. 98 ff) einzuhalten. Führen unterschiedliche Maßnahmen zu diesem Ziel, so kann über Kosten-Nutzen-Betrachtung die kosteneffizienteste Maßnahme ermittelt werden. In die Betrachtung fließen -je nach Maßnahme - die folgenden Aspekte mit ein:

- Verändertes hydraulisches Risiko auf Flächen unterstrom des Rückhaltebeckens durch eine modifizierte Beckensteuerung
- Abweichungen der Ertragseinbußen durch Überstau gegenüber der Situation vor der Maßnahmenenergreifung
- Kosten für bauliche Maßnahmen im Beckenraum
- Sedimenträumungen aus dem Retentionsraum.

Je nach Einzelfall können weitere Aspekte anfallen, welche Berücksichtigung in der monetären Abwägung finden.

Nachfolgend soll ein Instrument an die Hand gegeben werden, mit dem eine Risikobewertung hin zu einem integrativen Bewirtschaftungskonzept ermöglicht werden soll.

5.1 Zonierungskonzept

In Abhängigkeit von der Einstaudauer, der Einstauhäufigkeit, der Einstautiefe und der Stärke des Sediment- und Schadstoffeintrages kann es für ein Rückhaltebecken sinnvoll sein, in bestimmten Bereichen eine Nutzungsanpassung, Nutzungseinschränkung oder ein Nutzungsverbot für eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung festzusetzen. Hierbei können folgende Faktoren Ausschlag gebend sein:

a) **Ökologische Zielsetzungen:** Bei Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss sollte ein Korridor für die eigendynamische morphologische Entwicklung des Fließgewässers eingeplant werden. Bei Poldern und Hochwasserrückhaltebecken können Geländetiefstrukturen als ökologische Feuchtgebiete oder Areale für Amphibien genutzt werden, wenn sie regelmäßig überstaut werden.

b) **Ökonomische Motivation:** Die landwirtschaftliche Nutzung in Hochwasserrückhaltebecken wird durch den periodischen Überstau der Landflächen beeinträchtigt. Die Wirtschaftlichkeit hängt von den Ertragsausfällen ab. Eine zusätzliche Beeinträchtigung der Landbewirtschaftung resultiert aus dem Sediment- und Schadstoffeintrag, da bestimmte Nutzpflanzen die Schadstoffe aufnehmen können.

Von einem generellen Verzicht auf eine landwirtschaftliche Nutzung gerade bei größeren Rückhaltemaßnahmen sollte schon alleine aus Kostengründen (z.B. hohe Landerwerbskosten) Abstand genommen werden. Hier bietet es sich an, mit Hilfe eines einfachen Zonierungskonzepts eine Strategie zu entwickeln, wie eine zukünftige Landnutzung innerhalb des Rückhaltebeckens aussehen kann.

Je größer die Wahrscheinlichkeit ist, dass eine Fläche innerhalb eines Rückhaltebeckens eingestaut wird, desto umfassender müssen Maßnahmen einer Nutzungsanpassung, einer Nutzungseinschränkung oder eines Nutzungsverbotes ausfallen.

HA 5-1

Die Anwendung des nachfolgend erläuterten Zonierungskonzepts eröffnet die Möglichkeit, mit einfachen Mitteln, ohne die Zuhilfenahme von Detailwissen, ein Landnutzungsszenario zu entwickeln.

Für das Zonierungskonzept sind drei Hauptfaktoren, der Retentionsfaktor (RF), der Ertragsfaktor (EF) und der Immissionsfaktor (IF) ausschlaggebend. Der Schadensfaktor (SF) ist ein Produkt aus dem Retentionsfaktor und dem Ertragsfaktor.

Grundidee hinter dem Zonierungskonzept ist die Bildung von Zonen, in denen je nach Ausprägung der Hauptfaktoren eine ackerbauliche Nutzung untersagt wird (Zone I), eine Nutzungsänderung angestrebt wird (Zone II A), eine eingeschränkte Bewirtschaftung zugelassen wird (Zone II B) oder keine Nutzungsänderungen und –anpassungen stattfinden müssen (Zone III).

Zone	Ackerbauliche Empfehlung
I	nutzungsfrei, Entwicklungskorridor
II A	nutzungsfrei, Nutzungsänderung
II B	Eingeschränkte Bewirtschaftung
III	Keine Anpassung oder Änderung

Abb. 5-1: Schautafel der Ackerbaulichen Empfehlung in Abhängigkeit von einer Zonierung

Die Vorgehensweise beim Ausweisen von Zonen für ein Zonierungskonzept kann der folgenden Abbildung entnommen werden (s. Abb. 5-2). Der Retentionsfaktor und der Ertragsfaktor stellen die Grundlage des Schadensfaktors dar. Diese werden miteinander multipliziert. Sollte eine stoffliche Belastung im Einzugsgebiet oder in den Böden des Rück-

haltebeckens vorliegen, so wird zusätzlich der Immissionsfaktor mit in die Betrachtung zur Ausweisung der Zonen einbezogen.

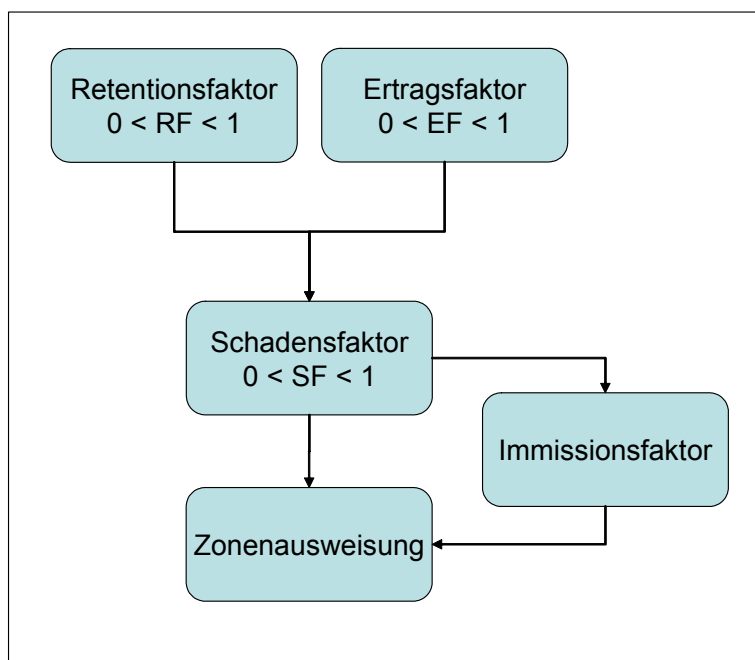


Abb. 5-2: Ablaufschema des Zonierungskonzepts

Im Folgenden wird auf die Ermittlung der Hauptfaktoren eingegangen und die Ausweisung der Zonen dargestellt.

Bestimmung des Retentionsfaktors: Der Retentionsfaktor (RF) wird bestimmt durch die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Beckeneinstaus und der Überstaudauer bzw. den Überstauhöhen. Zur Bestimmung des Retentionsfaktors eines Rückhalteraumes werden einige Daten (Basisinformationen) benötigt, die in Verbindung mit der Betriebserlaubnis für fast alle Rückhaltebecken verfügbar sind. Die Bestimmung des Retentionsfaktors wurde auf Trockenbecken im Haupt- und im Nebenschluss abgestimmt. Für Rückhaltebecken mit Dauerstau ist dieses Vorgehen nicht übertragbar.

Exkurs: Bedeutung von Einstaudauer, -häufigkeit und tiefe im Zusammenhang mit dem Retentionsfaktor

Die *Einstaudauer* bestimmt im Wesentlichen den Schaden der Pflanzen durch den Überstau (s. Kap. 4.3.1.1 auf S. 59 ff). Je länger eine landwirtschaftliche Nutzpflanze überstaut wird, desto höher ist in der Folge der Ertragsverlust bis hin zu einem Totalausfall. Die Höhe des durch den Überstau verursachten Schadens ist dabei sehr stark abhängig von der angebauten Feldfrucht und der Jahreszeit, in der der Überstau stattfindet.

Die *Einstauhäufigkeit* bestimmt im Wesentlichen die Anzahl der Ereignisse, bei denen mit einem Schaden durch Überstau gerechnet werden muss. Wird ein Rückhaltebecken schon bei niedrigen Jährlichkeiten häufig eingestaut, so sind Folgeschäden durch Überstau häufig zu erwarten und die Kosten (Schäden durch Ernteverlust) überwiegen deutlich die Erträge.

Die *Einstautiefe* kann je nach Standort im Rückhaltebecken stark variieren. So kann diese von wenigen Zentimetern in den Randzonen bis zu mehreren Metern im Zentrum des Beckens führen. Je tiefer ein Standort eingestaut wird, desto höher ist der wahrscheinliche Ernteverlust.

Folgende Daten sollten zur Bestimmung des Retentionsfaktors mindestens vorliegen (Basisinformationen):

- Bemessungsganglinie für das Rückhaltebecken
- Kenntnis des Drosselabflusses
- Stauvolumen und Einstauhäufigkeit
- Stauflächen für verschiedene Jährlichkeiten
- Jährlichkeit des ersten einstauenden Hochwassers
- Digitales Geländemodell

Aus den Basisinformationen kann mittels einfacher Verschneidung in einem Geographischen Informationssystem für jeden Punkt innerhalb des Beckenraumes die maximale Einstaudauer und Einstauhöhe berechnet werden (s. hierzu Kap. 4.2.2.1, S. 41 ff). Die Einstauhöhe ist zwar für die Berechnung des Retentionsfaktors nicht unbedingt erforderlich, gibt aber je nach angebaute Feldfrucht wichtige Hinweise auf mögliche Konsequenzen bei einem Vollüberstau (s. hierzu Kap. 4.3.1.1, 59 ff).

Je größer die Auflösung des digitalen Geländemodells ist, desto weniger Punkte werden zur Berechnung des Retentionsfaktors in einem Rückhaltebecken herangezogen. Um die Genauigkeit der Analyse und somit der Zonierung zu erhöhen, sollte das digitale Geländemodell möglichst hoch auflösend sein.

HA 5-2

Zugleich kann nun für jeden Punkt innerhalb des Beckens die maximale Einstaudauer in Abhängigkeit von der Einstauhäufigkeit betrachtet werden. Der Retentionsfaktor kann somit in erster Näherung dem Schaubild in Abb. 5-3 entnommen werden. Die farbliche Einstufung des Retentionsfaktors lehnt sich an der Relevanz für den jeweiligen Standort im Becken an (rot = hohe Relevanz, gelb = mittlere Relevanz, grün = geringe bis keine Relevanz).

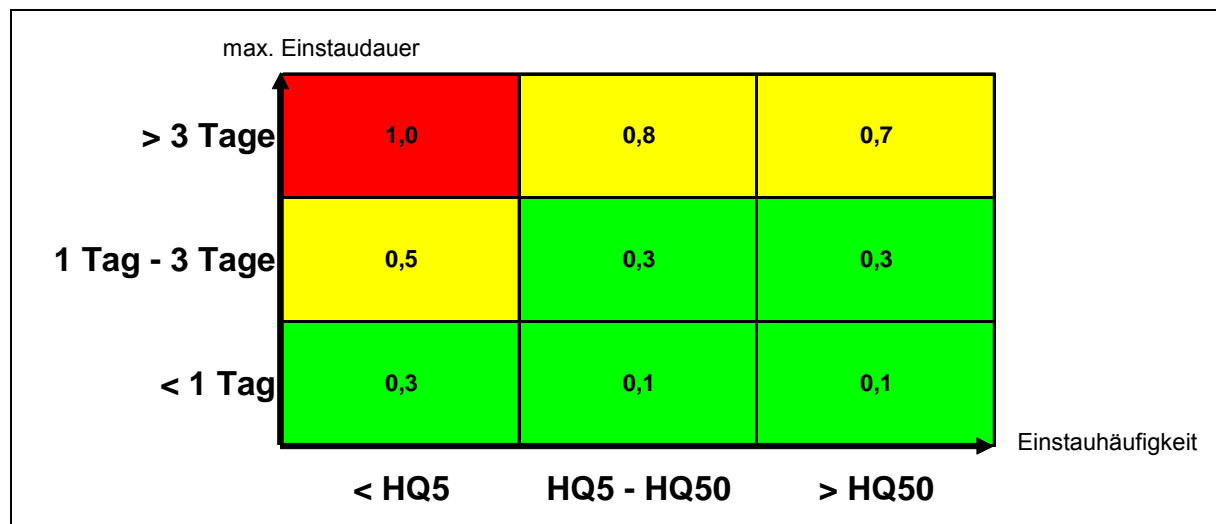


Abb. 5-3: Schematische Darstellung des Retentionsfaktors

Sofern hinreichend genaue Daten vorliegen (s. hierzu 4.2.2.1, S. 41 ff) können die erforderlichen Informationen für jeden Punkt des Rückhaltebeckens mit einem Strömungsmodell berechnet werden. Die Ergebnisse der Überstaudauern, -höhen und -häufigkeiten werden damit präzisiert und es kann somit eine detaillierte Grundlage zur Bestimmung des Retentionsfaktors geschaffen werden.

Bestimmung des Ertragsfaktors: Der Ertragsfaktor (EF) ist eine Maßzahl für die landwirtschaftliche Ertragskraft eines Standortes. Für einen landwirtschaftlich genutzten Standort innerhalb eines Rückhaltebeckens steht sie in direktem Zusammenhang mit der Wertigkeit (Bonität) des Bodens. Für die Bundesrepublik Deutschland existiert seit 1934 das Bodenschätzungsgesetz. Im Jahr 2007 wurde dieses novelliert (BRD 2007).

Seit 1934 erfolgt die Durchführung einer einheitlichen landwirtschaftlichen Bodenschätzung nach wissenschaftlichen und praktischen Erkenntnissen (BGR 2005). Dabei wird nach Ackernutzung und Grünlandnutzung unterschieden. Im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung von Rückhaltebecken bleibt die Betrachtung der Grünlandnutzung jedoch außen vor, da die Grünlandnutzung den Zielzustand von sensiblen Zonen innerhalb des Rückhaltebeckens darstellt.

Je höher die Wertigkeit eines Bodens ist, desto höher ist auch dessen landwirtschaftlicher Ertrag und damit der maximale Schaden bei Einstau eines Rückhaltebeckens. Die Abschätzung der Schadenserwartung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen kann am einfachsten auf Grundlage der für ganz Deutschland vorliegenden Ackerzahlen erfolgen.

HA 5-3

Die Grundlage für die Bewertung eines Bodens stellt die Ermittlung der Bodenart im Gelände dar, diese ist für Ackerstandorte in neun Kategorien unterteilt (s. Abb. 5-4).

Bodenart	Entstehung	Zustandsstufe						
		1	2	3	4	5	6	7
S Sand	D		41-34	33-27	26-21	20-16	15-12	11-07
	Al		44-37	36-30	29-24	23-19	18-14	13-09
	V		41-34	33-27	26-21	20-16	15-12	11-07
Sl (S/IS) anlehmgiger Sand	D		51-43	42-35	34-28	27-22	21-17	16-11
	Al		53-46	45-38	37-31	30-24	23-19	18-13
	V		49-43	42-36	35-29	28-23	22-18	17-12
IS lehmgiger Sand	D	68-60	59-51	50-44	43-37	36-30	29-23	22-15
	Lo	71-63	62-54	53-46	45-39	33-32	31-25	24-18
	Al	71-63	62-54	53-46	45-39	38-32	31-25	24-18
	V		57-51	50-44	43-37	36-30	29-24	23-17
SL (IS/sL) stark lehmgiger Sand	D	75-68	67-60	59-52	51-45	44-38	37-31	30-23
	Lo	81-73	72-64	63-55	54-47	46-40	39-33	32-25
	Al	80-72	71-63	62-55	54-47	46-40	39-33	32-25
	V	75-68	67-60	59-52	51-44	43-37	36-30	29-22
sL sandiger Lehm	D	84-76	75-68	67-60	59-53	52-46	45-39	38-30
	Lo	92-83	82-74	73-65	64-56	55-48	47-41	40-32
	Al	90-81	80-72	71-64	63-56	55-48	47-41	40-32
	V	85-77	76-68	67-59	58-51	50-44	43-36	35-27
L Lehm	D	90-82	81-74	73-66	65-58	57-50	49-43	42-34
	Lo	100-92	91-83	82-74	73-65	64-56	55-46	45-38
	Al	100-90	89-80	79-71	70-62	61-54	53-45	44-35
	V	91-83	82-74	73-65	64-56	55-47	46-39	38-30
LT schwerer Lehm	D	87-79	78-70	69-62	61-54	53-46	45-38	37-28
	Al	91-83	82-74	73-65	64-57	56-49	48-40	39-29
	V	87-79	78-70	69-61	60-52	51-43	42-34	33-24
	Vg			67-58	57-48	47-38	37-28	27-17
T Ton	D		71-64	63-56	55-48	47-40	39-30	29-18
	Al		74-66	65-58	57-50	49-41	40-31	30-18
	V		71-63	62-54	53-45	44-36	35-26	25-14
	Vg			59-51	50-42	41-33	32-24	23-14
Mo Moor			54-46	45-37	36-29	28-22	21-16	15-10

Abb. 5-4: Ackerschätzungsrahmen gem. Bodenschätzungsgesetz (BGR 2005)

Für jede landwirtschaftlich nutzbare Fläche in Deutschland erfolgt nach einem einheitlichen Schätzrahmen (1) eine genaue Kennzeichnung des Bodens nach bodenkundlichen Kriterien und (2) eine Bewertung der Ertragsfähigkeit nach einer Reinertragsverhältniszahl.

Der in Abb. 5-4 dargestellte Ackerschätzungsrahmen ermöglicht eine Bodenbewertung nach Reinertragsverhältnissen von 7 bis 100 auf der Grundlage von 9 Bodenarten, 4 Entstehungsarten und 7 Zustandsstufen.

Dabei wird Entstehungsart in Alluvial- (Al), Dilluvial (D), Löß- (Lö), Verwitterungs- (V) und Moorböden (Mo) unterschieden. Die Zustandsstufe dient der Erfassung von Eigenschaften und Besonderheiten, wie z.B. Humus- und Carbonatgehalt, Krümen- und Profiltiefe sowie Bodengefüge und Horizontgliederung. Für Ackerstandorte werden sieben Zustandsstufen unterschieden, wobei 1 die beste und 7 die schlechteste Zustandsstufe umschreibt.

Die zu ermittelnden Wertzahlen sind Verhältniszahlen von 1 bis 100 und geben demnach Auskunft über den Grad der Ertragsfähigkeit der Böden. Bei Ackerstandorten werden aus diesen Bodenzahlen mit Zu- oder Abschlägen die Ackerzahlen berechnet (s. Abb. 5-4).

Zur Berechnung des Ertragsfaktors muss zunächst die Ackerzahl für jeden Standort im Rückhaltebecken bestimmt werden. Sind die Böden innerhalb eines Beckens sehr homogen verteilt, so reicht die Annahme einer Ackerzahl für das gesamte Becken. Dies kann insbesondere bei kleineren oder mittelgroßen Rückhaltebecken der Fall sein. Bei größeren bis sehr großen Becken empfiehlt es sich, die Ackerzahl für mehrere Standorte zu bestimmen oder die gesamte Fläche mit einem Raster zu überdecken. Aus den gewonnenen Ackerzahlen kann dann eine interpolierte Karte erzeugt werden, die eine Auskunft über die Ackerzahl für die Teilflächen innerhalb des Beckens zulässt.

Der Index des Ertragsfaktors für das Zonierungskonzept errechnet sich dann aus den Ackerzahlen wie folgt:

$$EF = \frac{\text{Ackerzahl}}{100}$$

Alternativ kann der Ertragsfaktor aber auch in einem detaillierten Verfahren für jeden Standort innerhalb des Rückhaltebeckens mit Hilfe des Pflanzenwachstumsmodells EPIC bestimmt werden. Die Vorgehensweise ist im Kapitel 4.3.1.1 ab S. 59 erläutert. Der berechnete Schaden durch Überstau muss dann noch ins Verhältnis zu den ermittelten Ackerzahlen gesetzt werden.

Bestimmung des Schadensfaktors: Der Schadensfaktor (SF) ist eine Maßzahl für die landwirtschaftlichen Ertragsausfälle infolge der wasserwirtschaftlichen Nutzung eines Retentionsraumes. Er berechnet sich aus Multiplikation des Retentionsfaktors mit dem Ertragsfaktor:

$$SF = RF * EF$$

Der Schadensfaktor bewegt sich ebenso wie der Retentionsfaktor und der Ertragsfaktor zwischen 0 und 1, wobei kleine Werte eine geringe Schadenserwartung und hohe Werte eine große Schadenserwartung bedeuten.

Mit Hilfe des berechneten Schadensfaktors kann für jeden Standort eines Rückhaltebeckens in der nachfolgenden Grafik der Zonierungswert entnommen werden (s. Abb. 5-5).

Schadensfaktor	Zonierungswert
0,90 - 1,00	Zone I
0,75 - 0,90	Zone II A
0,50 - 0,75	Zone II B
0,00 - 0,50	Zone III

Abb. 5-5: Zonierungswert für Standorte in einem Rückhaltebecken in Abhängigkeit des Schadensfaktors

Liegen für das Einzugsgebiet und die Böden des Rückhaltebeckens keine Erkenntnisse einer Belastung mit bodenbürtigen Schadstoffen vor (s. hierzu Kap. 4.2.1.4, S. 36 und Kap. 4.2.1.5, S. 40), so sind an dieser Stelle alle Schritte hin zu der Aufstellung eines Zonierungskonzepts abgearbeitet und es kann mit Kap. 5.2 auf S. 96 fortgefahren werden.

Sollte beim Schadstoffscreening eine Belastung festgestellt worden sein, so muss zusätzlich der Immissionsfaktor (IF) bestimmt werden (s. Kap. 0, S. 95).

Bestimmung des Immissionsfaktors: Der Immissionsfaktor (IF) gewinnt dann an Wichtigkeit, wenn in einem Einzugsgebiet Belastungen des Sediments mit bodenbürtigen Schadstoffen vorliegen. Diese Belastungen können für bestehende oder in Planung befindliche Becken bestimmt werden (s. hierzu die Kap. 4.2.1.4, ab S. 36, Kap. 4.2.1.5, ab S. 40 und Kap. 4.2.2.3, ab S. 52).

Die Betrachtung der Belastung erfolgt stoffspezifisch für jeden Schadstoff separat. Sobald einer der betrachteten Schadstoffe einen Grenzwert übersteigt, wird dieser automatisch als maßgeblich für die Betrachtung des Immissionsfaktors herangezogen.

Aufgrund fehlender Belastungsgrenzwerte für Nutzungen in Rückhaltebecken (s. hierzu Kap. 2.3, S. 10 muss bis auf weiteres Orientierungswerte für die Einstufung des Immissionsfaktors angenommen werden. Als Orientierungswerte sind die Angaben der AbfKlärV ausschlaggebend. Sollte für einen Schadstoff kein Orientierungswert in der AbfKlärV aufgeführt sein, dieser aber für die Böden des Beckenstandortes eine signifikante Belastung darstellen, so wird ein Orientierungswert aus anderen Richtlinien und Verordnungen verwendet (s. hierzu Tab. 2-2, S. 13).

Die Höhe des Schadstoffgehaltes im Boden ist ausschlaggebend für eine etwaige Nutzungsänderung. Wichtige Maße zur Beurteilung der vorliegenden Schadstoffbelastung sind die Überschreitungen des halben, des ganzen oder des doppelten Orientierungswertes.

Mit dieser Klassifikation wird die gesamte Schadstoffbelastung (Worst case-Betrachtung der Einzelstoffe) in Relation zum Schadensfaktor gesetzt.

Dadurch kommt es – bedingt durch eine stoffliche Belastung – zu einer etwas anderen Einstufung der Zonen als bei der rein auf Retentionsfaktor und Ertragsfaktor basierenden Abschätzung der Standorte (s. Abb. 5-6).

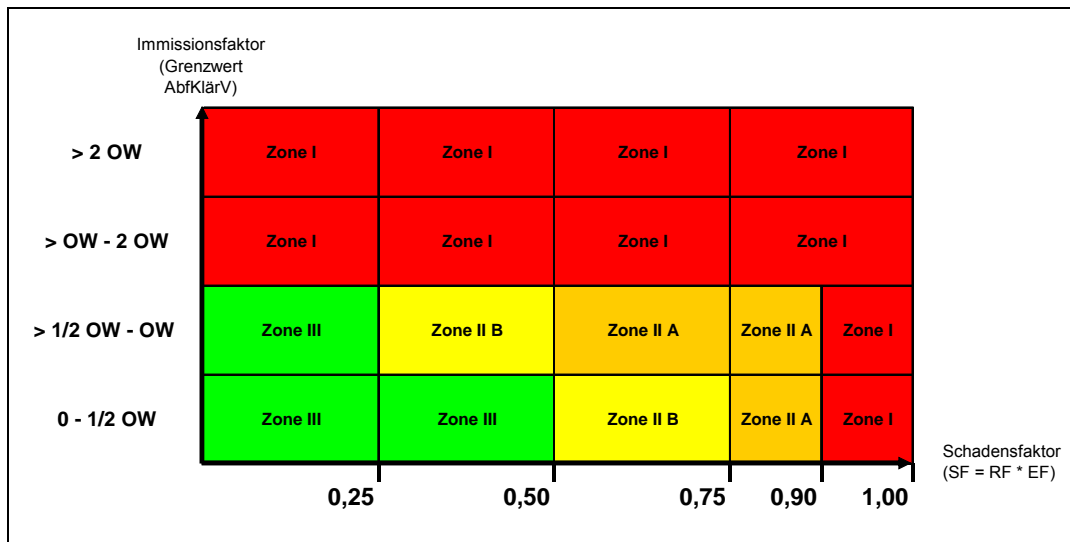


Abb. 5-6: Schematische Darstellung der Zonenausweisung bei einer vorliegenden Belastung der Böden mit bodengebundenen Schadstoffen: Zusammenhang zwischen dem Schadensfaktor und dem Immissionsfaktor

5.2 Ausweisung der Zonen

In den vorangegangenen Kapiteln wurde erläutert, wie für jeden Standort innerhalb eines Rückhaltebeckens die Grundlage für eine Zonierung ermittelt werden kann. Die Zonierungswerte, die zunächst als Punktinformationen oder Teilflächen vorliegen, müssen nun mit Hilfe einer einfachen Interpolation in die Fläche projiziert werden.

Dies kann zum einen händisch mit Hilfe von Expertenwissen und unter Berücksichtigung des Gefälles (Digitales Geländemodell beachten!) erfolgen, zum anderen existieren hierfür einfache Karteninterpolationstools, die mittels GIS-Operation flächige Darstellungen erlauben. Je dichter die Punkte mit den Zonierungswerten zusammenliegen, desto genauer und präziser kann die Ausweisung der einzelnen Zonen erfolgen.

In Rückhaltebecken, die im Hauptschluss liegen, kann zusätzlich ein Gewässerentwicklungskorridor ausgewiesen werden, der der Zone I zuzuordnen ist (s. Abb. 5-7).

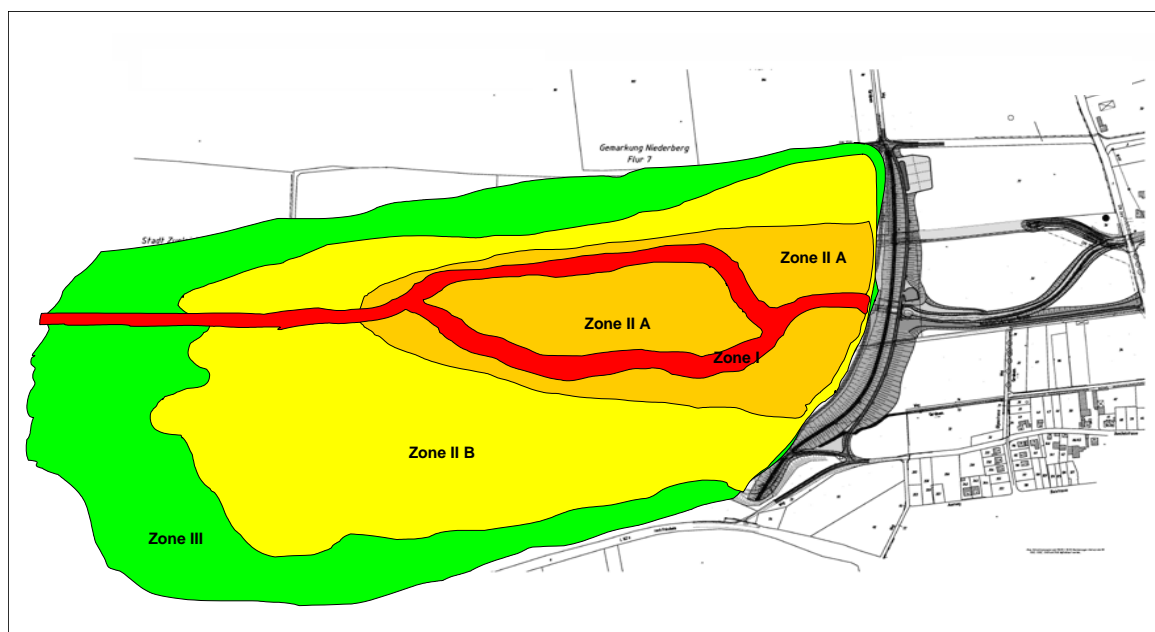


Abb. 5-7: Exemplarische Anwendung des Zonierungskonzepts für das Hochwasserrückhaltebecken Niederberg im Einzugsgebiet der Erft

5.3 Nutzungsänderungen in den Zonen

Über die Ausweisung der einzelnen Zonen werden nun ackerbauliche Nutzungen empfohlen. Diese Handlungsempfehlungen bilden die Grundlage der Umsetzung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts (s. Tab. 5-1).

Tab. 5-1: Zonierungskonzept für Rückhaltebecken

Zone	Bedingung für Ausweisung	Ackerbauliche Nutzung
I	(1) Entwicklungskorridor (2) $SF > 0,9$ (3) $IR > OW$	nutzungsfrei
II A	(1) $0,75 < SF < 0,90$ (2) $0,50 < SF < 0,09$ und $\frac{1}{2} OW < IR < OW$	nutzungsfrei / Nutzungsänderung
II B	(1) $0,50 < SF < 0,75$ (2) $0,25 < SF < 0,50$ und $\frac{1}{2} OW < IR < OW$	eingeschränkte Bewirtschaftung, überflutungstolerante Arte / schadstofftolerante Arten
III	(1) $0,00 < SF < 0,50$ (2) $0,00 < SF < 0,25$ und $0 < IR < \frac{1}{2} OW$	keine Nutzungseinschränkung

6 Empfehlungen für ein Integratives Bewirtschaftungskonzept

6.1 Planerische Aspekte für bestehende Rückhaltebecken und Polder

6.1.1 Beckengeometrie

Bei bereits bestehenden Trockenbecken stellt die Modifizierung der Beckengeometrie eine denkbare, aber gegebenenfalls unwirtschaftliche Variante zur Änderung der stofflichen Situation im Rückhalteraum dar.

So ist es möglich, durch eine volumenneutrale Umgestaltung der Rückhaltefläche die stoffliche Retention auf gewünschten Flächen zu erhöhen, um an anderer Stelle eine Reduzierung der Stoffdeposition zu erzielen (s. Anhang C und D, Fallstudie HRB Horchheim). Eine Vorgehensweise diesbezüglich ist z. B. ein flächiger Abtrag des auch bei kleinen Einstauereignissen überstauten Bodens über mehrere Dezimeter Tiefe mit anschließender Aufbringung des Materials an anderer, ebenfalls bei kleinen Ereignissen überstauter Stelle im Rückhalteraum. So wird je nach Einstauvolumen und bewegtem Erdvolumen die Sedimentation im abgegrabenen Bereich erhöht und auf der aufgeschütteten Fläche reduziert.

Als weitere mögliche Maßnahme ist die Beeinflussung des hydraulischen und damit zusammenhängend des stofflichen Kurzschlusses (Begriffserläuterung: Ein stofflicher Kurzschluss entsteht durch eine Kurzschlussströmung, bei der Stoffe direkt durch ein Rückhaltebecken geleitet werden, ohne dass diese sedimentieren) durch Ausleitung von Teilabflüssen vom Flussschlauch in die Fläche des Rückhaltebeckens ab Erreichen eines Schwellenwertes denkbar.

6.1.2 Beckensteuerung

Die Beckensteuerung stellt gegenüber der Änderung der Beckengeometrie und anderer, beckenbezogener Maßnahmen die effizienteste Möglichkeit der Beeinflussung des Stoffrückhalts vor dem Hintergrund der Minimierung des Risikos durch Stoffeinwirkung dar. Generell sind zwei Szenarien denkbar.

Dies ist zum einen die Minimierung des Risikos durch Stoffeinwirkung im unterstromigen Wirkungsbereich des Trockenbeckens durch maximalen Stoffrückhalt im Retentionsraum, zum anderen die Minimierung des Risikos im Rückhalteraum selbst durch minimalen Stoffrückhalt.

Wie bereits in Kapitel 4.2.2.2 (S. 43) gezeigt wurde, steigt die Menge des zurückgehaltenen Sediments mit sinkendem Regelabfluss. Der maximale theoretische Stoffrückhalt wäre demzufolge erreicht, wenn unabhängig vom Hochwasserereignis durch Absenkung des Regelabflusses der gesamte gewöhnliche Stauraum genutzt würde, da dadurch der Anteil der Kurzschlussströmung reduziert wird.

Der minimale Stoffrückhalt tritt entsprechend beim maximal möglichen Regelabfluss auf. Einschränkungen bezüglich der Beckensteuerung resultieren aus den Zielen des Hochwasserschutzes und der Gewässerbewirtschaftung. So muss der Regelabfluss bei planmäßigem Betrieb des Trockenbeckens vom Fließgewässer ohne wesentliche Ausuferungen abgeführt werden können, ein Mindestabfluss sollte jedoch nicht unterschritten werden. Eine weitere Randbedingung stellt die Forderung dar, dass das Rückhaltebecken jederzeit seiner Zweckbestimmung in vollem Umfang gerecht werden kann. Dies bedeutet die rechtzeitige Beckenentleerung vor einem erneuten Auftreten eines Hochwasserereignisses.

Trotz dieser Einschränkungen ist gerade bei kleineren Hochwasserereignissen ein Handlungsspielraum gegeben, durch einen reduzierten Abfluss das Stauvolumen im Rahmen des

gewöhnlichen Rückhalteraum und somit auch den Stoffrückhalt erheblich zu erhöhen (s. Anhang D, Fallstudie Horchheim).

Nebeneffekte hiervon sind zum einen eine insgesamt höhere Schwebstoffeintragsmenge in den Rückhalteraum durch die längere Operationsdauer des Trockenbeckens. Handelt es sich hierbei um schadstoffbelastete Sedimente, so kann durch den Rückhalt die Gesamtsituation des Gewässers verbessert werden, da die Schadstoffe der aquatischen Umwelt durch die Deposition und eine anschließende Behandlung (s. Kap. 6.4, S. 112) entzogen sind. Zum anderen besteht die Möglichkeit, dass durch den verlängerten Beckenbetrieb bei größerem Stauvolumen die Schäden durch den reinen Überstau im Beckenraum selbst zunehmen (s. Kap. 4.3.1.1, S. 59). Dies ist im Einzelfall vor der Modifizierung der Steuerung zu überprüfen.

Wichtige Voraussetzung für die Durchführung dieser Maßnahme stellt das Vorhandensein eines Monitoringsystems dar, welches neben der in DIN 19700-2004, Teil 12, geforderten Mindestausstattung zur Betriebsüberwachung mindestens die Abflüsse im Oberlauf des Trockenbeckens sowie Niederschläge im Einzugsgebiet erfasst. Nur durch ein solches Monitoring kann die Fülle eines Hochwasserereignisses und somit der für die Erhöhung des stofflichen Rückhalts zur Verfügung stehende, freie Stauraum abgeschätzt werden, ohne in Konflikt mit den Zielen des Hochwasserschutzes zu geraten. Ebenso ist erst in Kombination mit Niederschlagsprognosen die rechtzeitige Entleerung des Trockenbeckens vor dem Eintritt eines weiteren Hochwasserereignisses möglich.

Liegt ein stoffliches Monitoring im Oberlauf des Rückhalteraum vor, so kann die Reduzierung des Abflusses auf den Zulaufzeitraum mit der höchsten Schwebstofffracht reduziert werden (s. Kap. 4.4, S. 77). Da bei dieser Vorgehensweise der Regelabfluss nur über einen kurzen Zeitraum reduziert wird, kann der Regelabfluss ohne Überlastung des gewöhnlichen Stauraumes auf ein mögliches Minimum heruntergefahren werden, um den hydraulischen und stofflichen Kurzschluss zu minimieren und dadurch den stofflichen Rückhalt zu maximieren. Der Vorteil dieser Vorgehensweise gegenüber der Reduzierung des Regelabflusses über die gesamte Betriebsdauer liegt darin, dass die Sicherheit hinsichtlich des Hochwasserschutzes durch geringere Ausnutzung des zur Verfügung stehenden Stauraumes erhöht wird.

Die Erhöhung des Abflusses und somit die Reduzierung des Stoffrückhaltes im Trockenbecken ist nur in den Fällen möglich, in denen der festgelegte Regelabfluss unterhalb der Leistungsfähigkeit des Gewässers im Unterlauf liegt. Während einer erhöhten Regelabgabe ist durch zusätzliche Messeinrichtung zu gewährleisten, dass durch einmündende Zuflüsse im Unterlauf keine Überflutungsgefährdung erzeugt wird.

6.1.3 Nutzungsanpassungen

Durch die zahlreich existierenden Rückhaltebecken gibt es nicht nur große Unterschiede in ihrer Einstauhäufigkeit, sondern auch in ihrer Einstaudauer und Tiefe.

Es soll daher darauf hingewiesen werden, dass bei Rückhaltebecken, die erst ab einem HQ 10 oder höher eingestaut werden und zudem die Dauer des Einstaus gering ist, keine tief greifenden Umstrukturierungen anzuraten sind.

HA 6-1

Bei häufig zu erwartenden Einstauereignissen und vor allem bei zusätzlich längerer Einstaudauer ist es jedoch zu empfehlen, den Anbau der Feldfrüchte den möglichen Überflutungen anzupassen. Durch die richtige Auswahl der Ackerkulturen, durch Anbau resistenterer Sorten, durch einen Wechsel von Ackerland auf Grünland, oder durch Flächenstilllegungen kann innerhalb eines Rückhalteraum der finanzielle Schaden für die Landwirte bei einem entsprechenden Hochwasserereignis in Grenzen gehalten oder gar vermieden werden. Beim Anbau von Energiepflanzen für die Biomasseerzeugung auf diesen Flächen sind sogar Gewinne zu erwarten und stellen eine echte Alternative für die Bewirtschaftung solcher gefährdeten Bereiche dar.

Bei der Auswahl der Feldfrüchte sollte man auf den Anbau stark anfälliger Kulturen, wie Gemüse, Kartoffeln, Raps und Zuckerrüben verzichten. Beim Getreide haben Untersuchungen gezeigt, dass Hohertragssorten wie „Coker 9663“ und „FFR 502W“ die geringste Toleranz gegenüber Überstau aufweisen, während Sorten wie „Shelby“ und „Pioneer 2691“ am widerstandsfähigsten waren (Collaku 2002). Weiterhin wurde festgestellt, dass Dinkel besser an Perioden mit Sauerstoffmangel angepasst ist als Weizen (Burgos 2001).

Grünland bietet in überschwemmungsgefährdeten Gebieten wesentliche Vorteile. Zum einen besteht eine ganzjährige Bedeckung und die Erosionsgefährdung ist relativ gering, zum anderen ist es sehr widerstandsfähig gegenüber Überflutungen. Vor allem auf schlechteren, staunassen Böden, die von ihrer Güte keinen hohen Ertrag erwarten lassen, bietet sich dieser Wechsel an.

Ist ein Grasschnitt wegen des hohen Verunreinigungsgrades oder aufgrund von Schadstoffbelastungen nicht mehr als Viehfutter geeignet, bleibt immer noch die Möglichkeit einer energetischen Verwertung der Grassilage in Biogasanlagen.

Die Stilllegung der Flächen bietet eine der letzten Möglichkeiten, sich finanziell vor den Überflutungen zu schützen, da man bis jetzt noch Anspruch auf eine Flächenprämie hat. Zusätzlich gab es in den letzten Jahren eine Bezuschussung für den Anbau nachwachsender Rohstoffe auf stillgelegten Flächen, die aber mit dem Beginn des Jahres 2009 enden soll.

Ein neuerer, aber durchaus zu diskutierender Ansatz ist der Anbau von Energiepflanzen. Hier gibt es eine Vielzahl von Möglichkeiten, durch die ständig steigenden Energiepreise lukrative, zusätzliche Einkünfte zu erhalten. Über diesbezügliche Möglichkeiten wird im Kapitel 6.2.3 auf S. 103 berichtet.

6.2 Planerische Aspekte für neue Rückhaltebecken und Polder

Befindet sich ein Trockenbecken noch in der Planungsphase, so können bereits hier die Möglichkeiten einer integrativen Bewirtschaftung in die Betrachtungen einbezogen werden. Für die stoffliche Bewirtschaftung ergeben sich in dieser frühen Phase mehr Freiheitsgrade als bei bereits bestehenden Objekten. Neben den Auswirkungen der Standortwahl auf die Stoffdeposition lässt sich eine Verminderung potenzieller Schäden in und unterhalb des Trockenbeckens durch die frühzeitige Anpassung der Landnutzung erreichen.

6.2.1 Bestimmung der stofflichen Vorbelastung

Schon in der Planungsphase ist es sinnvoll sich über die Belastung der Sedimente Gedanken zu machen und ein Schadstoffinventar des Flussgebietes aufzustellen (s. Kap. 4.2.1.4, S. 36). Sollten Überwachungsdaten des Gewässers Auffälligkeiten in der Gewässerchemie erkennen lassen oder sind im Einzugsgebiet potenzielle Schadstoffquellen (historisch oder rezent) bekannt, so bietet es sich an eine Untersuchung der Aueböden innerhalb des geplanten Beckenraums durchzuführen (s. Kap. 4.2.2.3, S. 52).

6.2.2 Standortwahl

Aufgabe eines Trockenbeckens ist der optimale Schutz der Unterlieger vor Wassereinwirkungen während Hochwasserereignissen. Dieses Ziel und die daraus resultierenden Planungsvarianten werden vor allem unter monetären Aspekten in den meisten Fällen Vorrang vor einer Bewirtschaftung nach stofflichen bzw. schadstofflichen Kriterien haben.

Dies schließt jedoch nicht aus, besonders bei bestehenden Spielräumen bezüglich der Standortwahl die Faktoren in die Variantenbewertung mit aufzunehmen, welche zum einen eine Minimierung der Schäden durch stoffliche Einwirkung im unterstromigen Bereich des Rückhaltebeckens zur Folge haben oder aber dem Betreiber eines Rückhaltebeckens nachträglich die Möglichkeit geben, die Beckensteuerung hinsichtlich des stofflichen Rückhalts zu modifizieren.



Abb. 6-1: Das Rückhaltebecken Niederberg am Rotbach (Erft) im Bau

In diesem Kontext sind die folgenden Aspekte von Relevanz:

- Verhältnis der Hochwasserscheitel von Ereignissen definierter Jährlichkeit (z. B. HQ_{20} , HQ_{50} , HQ_{100}) zum Regelabfluss: Je kleiner dieses Verhältnis ausfällt, desto größer ist der Anteil der Schwebstoffe, welche im Kurzschluss durch das Rückhaltebecken transportiert werden ohne dass eine Möglichkeit zur Stoffretention gegeben ist. Andererseits liegt im kleinen Verhältnis von Hochwasserscheitelwert zu Regelabfluss ein Potenzial zur Erhöhung der Depositionsmengen bei kleineren Hochwasserereignissen durch die Reduzierung des Regelabflusses unter Ausnutzung eines größeren Anteils des gewöhnlichen Rückhalteranges und der damit einhergehenden Verlängerung des Wirkungsbereiches.
- Geometrie des Trockenbeckens: Die Standortwahl legt häufig die übergeordnete Geometrie des Retentionsraumes fest, eine weitere Gestaltung des Rückhaltebeckens ist mit baulichem Aufwand verbunden. Wie in Abb. 4-17 gezeigt, hängt die Rückhalteeffizienz unterschiedlich geformter Trockenbecken jeweils von der Korngröße ab. Folglich hängt von der Korngröße, welche die höchste Schadstoffbelastung aufweist ab, welche Beckengeometrie letztendlich günstig oder weniger günstig im Hinblick auf die stoffliche Deposition zu bewerten ist.
- Wirkungsbereich: Durch die Wahl des Beckenstandorts wird gleichzeitig der Bereich festgelegt, für welchen sowohl eine wassermengenmäßige als auch eine stoffliche Schutzwirkung besteht.



Abb. 6-2: Einfluss der Topographie des Beckenstandorts auf die Beckenform am Beispiel des HRB Horchheim / Erft (Blaue Linie entspricht Stauziel)

6.2.3 Empfehlung für zukünftige Landnutzungen

Generell gibt es, wie im Kap. 6.1.4.1 schon angesprochen, mehrere Möglichkeiten, die Rückhaltebecken so zu bewirtschaften, dass sich die negativen Auswirkungen für den Landwirt in Grenzen halten. Da für die Schäden der Pflanzen nicht nur die Dauer, Tiefe und Häufigkeit eines Einstaus, sondern auch der Zeitpunkt des Überstaus eine entscheidende Rolle spielt, ist auch die Festlegung des zukünftigen Beckenstandorts von Bedeutung. So gibt es Regionen, in denen die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Hochwassers im Frühjahr höher als sonst ist. Gerade aber im Frühjahr sind viele Nutzpflanzen am empfindlichsten gegenüber Überflutungen. Hier kann man als Alternative späte Sorten von Sommerkulturen anbauen, die noch bis in den April gesät werden können, um dieses Risiko zu minimieren. Tritt ein Hochwasserereignis kurz vor der Ernte auf, kann man meist nichts gegen den Schaden tun. Bei Auftreten zu anderen Zeitpunkten besteht die Möglichkeit von Nachsaaten oder einer Neuansaat.

Feldfruchtwahl:

Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen hat in den letzten Jahren einen regelrechten Boom erlebt. Obwohl die Flächenprämie von 45 €/ha auf über 30 % wegen der Überschreitung der förderungswürdigen Fläche von 2 Mio. ha gesunken ist, nehmen die Flächen mit Energiepflanzen weiterhin zu (EU 2007). Zudem werden die Fördergelder nur noch für die Kultivierung auf nicht stillgelegte Flächen vergeben und es wird darüber diskutiert die finanzielle Unterstützung in Zukunft ganz zu streichen. Trotzdem lohnt sich der Anbau immer noch und steht sogar in starker Konkurrenz zur Lebensmittelproduktion vor allem wegen den hohen Vergütungen über das neue Energieeinspeisungsgesetz.

Infrage kommende Kulturen für den Anbau sind in erster Linie der Energiemais für die Biogasproduktion. Er liefert als Silage mit Abstand die größte Energieausbeute mit über 50000 kWh/ha (SLfL 2005). Hier kann man unter anderem auf die Sorten „Gavott“ und „KXA“ zurückgreifen (Eder 2005). Weitere Optionen sind der Anbau von schnell wachsenden Baumarten wie z. B. Pappel und Weide in Kurzumtriebsplantagen. Verwendung finden sie dann nach 4-5 Jahren als Festbrennstoff. Der Vorteil hier ist die sehr hohe Toleranz gegenüber Überschwemmungen, da sie ja von Natur aus an das Wasser angepasst sind.

Auch der Anbau von Getreide für die energetische Nutzung ist denkbar. Das Stroh oder die ganze Pflanze können entweder zur Verfeuerung oder das Korn zur Herstellung von Bioethanol verwendet werden.

Den Anbau von Raps für die Erzeugung von Biodiesel ist dagegen wegen des nötigen Inputs ökologisch umstritten. Derzeit werden in Deutschland auf einer Fläche von über 1,5 Mio. ha Raps für die Biodieselerzeugung angebaut (Statistisches Bundesamt 2008), was 8,5 % der gesamten Ackerfläche Deutschlands entspricht. Durch seine geringe Toleranz gegenüber Überflutungen stellt der Rapsanbau in Rückhaltebecken und Poldern keine Alternative dar und sollte auf diesen Flächen vermieden werden.

Nutzungseinschränkungen:

In Fällen, wo die Einstauhäufigkeit, Dauer und Höhe über ein bestimmtes Maß hinausgehen, kann die gezielte Auswahl überflutungstoleranter Feldfrüchte nicht mehr in Erwägung gezogen werden. An dieser Stelle müssen Nutzungseinschränkungen angedacht werden. Auf diesen Flächen ist das Risiko zu hoch, Ackerkulturen anzubauen und es wird angeraten, sich auf extensiven Grünlandanbau zu beschränken oder die Flächen stillzulegen. Im Rahmen dieser Einschränkungen, die den Landwirten von den Betreibern der Rückhaltebecken oder zuständigen Behörden empfohlen oder vorgeschrieben wird, besteht für die Grundstücksbesitzer oder Pächter oftmals die Möglichkeit, Ausgleichszahlungen von staatlicher Stelle zu erhalten. In einigen Fällen werden auch gute Konditionen für einen Flächenankauf geboten.

6.3 Angepasste Landnutzung im Einzugsgebiet

Für die Minimierung des Risikos durch eine Anpassung der Landnutzung ist es sinnvoll Maßnahmen in Betracht zu ziehen, die sich erstens im finanziell möglichen Rahmen bewegen sollten (Kosten-Nutzen-Analyse) und zweitens ein ausgewogenes Verhältnis zwischen dem zu leistenden Aufwand und den zu erwartenden Erfolgsaussichten besteht.

Auf der Betrachtungsebene der Rückhaltebecken ist durch die Änderung der Landnutzung oft schon mit geringem Aufwand eine Minderung des lokalen Risikos zu erreichen (s. 6.1.3, S. 99), während auf der Ebene des Einzugsgebietes die erforderlichen Maßnahmen meist nicht realisiert werden können.

Die Landnutzung im Einzugsgebiet eines Rückhaltebeckens hat einen entscheidenden Einfluss auf den Transport und die Ablagerung von Sedimenten in der Aue und im Rückhalte- raum. Sie ist daher gerade bei einer vorliegenden potenziellen Schadstoffbelastung eine wichtige Steuergröße für die Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts.

In diesem Kapitel sollen die Grundlagen der durch die Landnutzung induzierten Mobilisierung und Ablagerung von Sedimenten besprochen werden. Darüber hinaus findet ein Vergleich verschiedener Landnutzungen und Bearbeitungstechniken der Landwirtschaft statt. Ziel dieses Kapitels ist die Bereitstellung von Informationen, die eine Entscheidung über Maßnahmen zur Landnutzungsänderung auf regionaler Ebene (Einzugsgebiet der Rückhalte- maßnahme) erleichtern sollen.

Sedimenteinträge in Rückhaltebecken: Bei Sedimenteinträgen in Rückhaltebecken handelt es sich zumeist um Schwebstoffe der Schluff- und Tonfraktion (Fleck 2001). Diese werden vor allem durch Starkregenereignisse auf Ackerflächen und im Gerinnebett der Bäche und Flüsse mobilisiert. Somit hängt die Wirkung von Vorsorgemaßnahmen wesentlich davon ab, inwieweit Bereiche mit hoher Gewässeranbindung (vgl. Voges 1999) und hohem Speicherpotential unterschieden und gezielt betrachtet werden können. Die flächenhafte Erosion unter Wald kann weitgehend vernachlässigt werden, da die schützende Pflanzen- und Streudecke ein Verschlämmen des Bodens das ganze Jahr über verhindert und so auch Niederschläge von hoher Intensität infiltrieren können. Die Sedimentfracht entstammt deshalb dort fast ausschließlich der Erosion im Gerinnebett, die wiederum entscheidend von der Abflussmenge abhängig ist. Die Hochwasserbildung beschränkt sich hier im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Nutzflächen auf die Komponenten Grundwasser- und Zwischenab- fluss.

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche ist mit ca. 70-90% die Hauptquelle des Oberflächen- abfluss (Auerswald 2002). Bei kleinen und mittleren Niederschlagsereignissen tritt Oberflä- chenabfluss vor allem im Bereich von Siedlungsflächen aufgrund der dort häufig verdichteten oder versiegelten Böden und bei landwirtschaftlichen Flächen auf, die mit Hackfrüchten oder Mais bestellt sind. Bei großen und insbesondere intensiven Niederschlägen tragen zuneh- mend auch andere Nutzungsarten zur Bildung von Oberflächenabfluss bei.

Maßnahmen zur Minderung des Erosions- und Hochwasserrisikos sowie damit verbundener Stoffeinträge können sowohl am Entstehungsort selbst (on-site) als auch davon entfernt (off- site) ergriffen werden. Häufig genannte Schlagwörter hierzu sind angepasste Landnutzung (Martin 1999, Akkermann 2004), Bodenkonservierung (LUA 2004) sowie dezentraler (Ass- mann 1999, SLfL 2006a) und technischer Hochwasserschutz (s. Tab. 6-1).

Der Erosion wirken Maßnahmen entgegen, die die Energie des Niederschlags und des Oberflächenabflusses mindern, das Wasseraufnahmevermögen der Böden erhöhen und die Stabilität des Bodengefüges verbessern (MUNLV 2004). Eine durchgehende Bodenbede- ckung mit Erhöhung von Infiltration und Oberflächenrauigkeit reduziert daher die Abfluss- entstehung. Hochwasser können zwar mit konservierender Bodenbearbeitung nicht verhin- dert werden, jedoch trägt diese zur flächenhaften Retention bei (Würfel 2004). Dieser Beitrag steigt mit dem Anteil der Ackernutzung im Einzugsgebiet. So ist das theoretische Potenzial

der Bodenkonservierung im Einzugsgebiet der Erft größer als in dem der Rems, da der Ackerflächenanteil hier 63,7 % im Gegensatz zu 10,4 % beträgt (Stand 2000). Der Wasserrückhalt in der Fläche, Gewässer und Aue führt ebenso erst bei Umsetzung der entsprechenden Maßnahmen auf 20-30 % der Einzugsgebietsfläche bzw. der Gewässerslängen zu deutlichen Abflussreduzierungen (SLfL 2006a). Veränderungen im Einzugsgebiet wirken sich stärker in kleinen Gewässern aus, insbesondere wenn der Anteil der Siedlungsflächen überdurchschnittlich hoch ist (Böhm et al. 1998). An Flüssen mit großen Einzugsgebieten überwiegen hingegen die Auswirkungen flussbaulicher Maßnahmen.

Tab. 6-1: Übersicht potenzieller Hochwasserschutzmaßnahmen (SLfL 2006a, S. 8)

Vorbeugender Hochwasserschutz			Technischer Hochwasserschutz
Verbesserung des Wasserrückhaltes in den Einzugsgebieten	Zurückhaltung von Wasser am und im Gewässer	Begünstigung der Versickerung/ Verdunstung in Siedlungen	
Konservierende Bodenbearbeitung	Renaturierungen	Entsiegelungen	Gewässerausbau
Verkürzung / Vermeidung von Schwarzbrachen: • Zwischenfruchtanbau	Erhaltung von Auwäldern	Anwendung flächensparender Bauweisen: • nur Spurbahnen befestigen	Hochwasserinne, Flutmulde
abflusshemmende Bewirtschaftung: • Bearbeitung quer zur Hangneigung • Dauergrünland an erosionsanfälligen Hängen	Deichrückverlagerungen, Rückverlegung von Dämmen	wasserdurchlässige Materialien im Straßen- und Wegebau: • Schotterrassen, Rasengitter- / Rasenverbundsteine • Wassergebundene Decken	Deiche
abflusshemmende Strukturelemente: • Flurgehölze, Feldhecken • Böschungen, Randverwallungen • Säume, Raine	Festsetzung und Sicherung natürlicher Überschwemmungsgebiete, Ausweisung von Uferandzonen	dezentrale Regenwasserbewirtschaftung: • Flächenversickerung • Muldenversickerung • Rigolen • Mulden-Rigolen-Versickerungen • Vernetzte Mulden-Rigolen-Systeme • INNODRAIN® • Schachtversickerungen	Mauern, mobile Schutzeinrichtungen
Vermeidung von Bodenverdichtungen: • Reifenverbreiterung (Doppelbereifung, Terrareifen) • Reifennendruck absenken	Anschluss von Flussaltarmen	• Dachbegrünungen • Einstaudächer • Teiche	Regenrückhalte: • Regenrückhaltebecken • Regenrückhaltegraben • Stauraumkanal • Hochwasserrückhaltebecken • Teiche
Kalkung	Beseitigung von Engstellen		
Beseitigung von Waldschäden, Aufforstung			

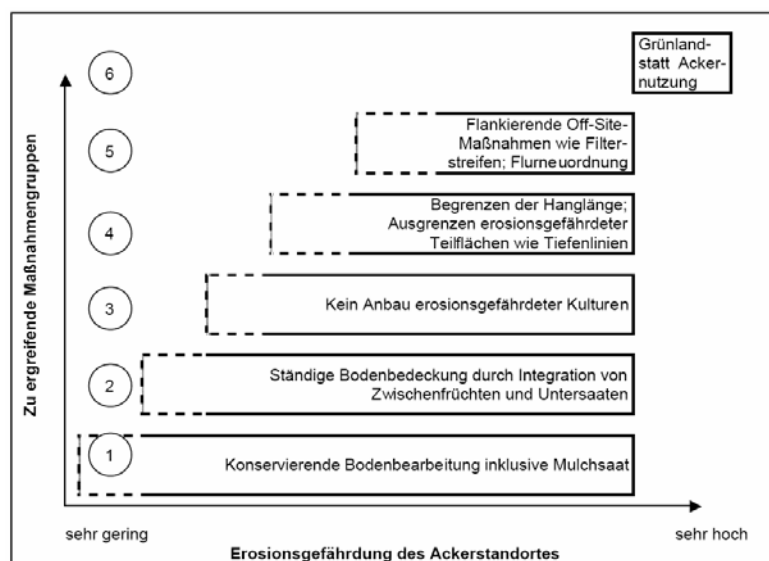


Abb. 6-3: Entscheidungskaskade angepasster Maßnahmen in Abhängigkeit von der Erosionsgefährdung (MUNLV 2004, S. 71)

Ein Vorschlag einer Entscheidungs-kaskade für Maßnahmen in Abhängigkeit von der Erosionsgefährdung ist in Abb. 6-3 dargestellt. Hierbei werden sechs Maßnahmengruppen unterschieden, die je nach den Gegebenheiten allein oder kombiniert anzuwenden sind.

Konservierende Bodenbearbeitung verzichtet im Gegensatz zu konventionellen Verfahren auf regelmäßigen Pflugeinsatz, was umso eher möglich ist, je schwerer und trockener der Boden ist. Sand- und feinsandige Schluffböden neigen zur Dichtlagerung (Einzelkorngefüge) und benötigen daher eine Pflugbearbeitung, ebenso stauwasser- und grundwasserbeeinflusste (undrainierte) Böden. Bei der konservierenden Bodenbearbeitung werden Pflanzenreststoffe an der Bodenoberfläche belassen und es erfolgen Mulch-, Direkt- oder Streifenfrässaat mit oder ohne Saatbettbereitung. Zwischenfrüchte überbrücken dabei Zeiten mit fehlender oder nur sehr geringer Bodenbedeckung (s. Abb. 6-4). Kurzlebige Weidelgräser und Klee gras bilden den Hauptteil der Futterzwischenfrüchte und Untersaaten. Die stark erosionsmindernde Wirkung ist nicht nur auf die höhere Bedeckung, sondern auch auf die höhere Bodenfeuchte und die geringere Beanspruchung der Aggregate durch Bodenbearbeitung zurückzuführen (Auerswald 1993b). Durch das stabilere Bodengefüge sind die Böden besser befahrbar und verschlämmen seltener. Zusätzlich wird die organische Substanz im Boden erhöht und das Bodenleben (vor allem Regenwürmer) gefördert. Neben der Abtragsreduzierung können gegenüber dem Pflugeinsatz Arbeitsgänge eingespart werden, jedoch ist das verstärkte Auftreten von Unkräutern und Krankheiten problematisch.



Abb. 6-4: Schutz im Herbst durch Zwischenfruchtanbau (Ernstberger 2005, Anl. B, S. 8)



Abb. 6-5: Zuckerrübensaat in Ölrettichmulch (li) im Vergleich zum Kreiseleggen-Saatbett (re) (Billen und Aursbacher 2007, S. 4)

Bei der **Mulchsaat** wird in Pflanzenreste wie abgefrorene Zwischenfrüchte oder Ernterückstände eingesät, die im Herbst nicht eingepflügt werden. Somit entfällt die Herbstbodenbearbeitung und die Böden sind im Frühjahr tragfähiger und damit früher zu bestellen. Durch den höheren Fließwiderstand wird die Abflussgeschwindigkeit vermindert und damit besteht nach Ende des Regenereignisses mehr Zeit zur Infiltration, wodurch ein großer Abflussanteil noch auf dem Feld wieder infiltrieren kann (Nachfluss-Infiltration). In Reihenkulturen lässt sich so über die ganze Fruchtfolge betrachtet der Oberflächenabfluss um ca. 30 % bei sonst gleichen Bedingungen vermindern (Schröder und Auerswald 2000). Durch die dreifache Wirkung einer Mulchdecke (geringere Verschlämmung, Nachfluss-Infiltration, Scheiteldämpfung) kann diese Maßnahme in kleinen Einzugsgebieten ganz wesentlich die Hochwassersituation entspannen. Mulchsaat und Querbearbeitung sind bei Hackfrüchten und anderen Reihenkulturen sehr effektiv, da sie ökonomisch neutral sind und am besten Boden- und Nährstoffabtrag vermindern (Auerswald 1993a). In den Sommerkulturen Zuckerrüben und Mais haben sich Senf, Phazelia und Ölrettich (s. Abb. 6-5) aufgrund der günstigen Anbaukosten als Zwischenfrüchte bewährt. Die Eignung der Mulchsaat für verschiedene Anbaufrüchte ist in Tab. 6-2 zusammen gefasst.

Bei Dauerkulturen wie Hopfen und Wein kommt neben Mulchen eine Untersaat in Frage. Erosionsgefährdet sind steinarme Hangböden mit hohem Sand- oder Schluffanteil, insbesondere frisch bearbeitet und fein gekrümelt. Als Saattechnik wird Breitsaat empfohlen, da bei frühzeitigen Niederschlägen weniger Rillenerosion als bei Drillsaat auftritt. Neben der (Dauer-) Begrünung ist die Abdeckung des Bodens die wirkungsvollste Maßnahme zur Erosionsvermeidung. Der Weinanbau ist mit einem Flächenanteil von 2,9% im Einzugsgebiet der Rems ebenso wie der Obstanbau (5,6%) von Bedeutung.

Tab. 6-2: Eignung der Mulchsaat für verschiedene Anbaufrüchte (verändert n. Auerswald 1993a,b)

Ackerfrucht	Eignung	Besonderheiten	Probleme
Zuckerrüben	gut	Geringere Schmutzprozente und geringeres Ertragsrisiko nematodenresistente Zwischenfrüchte	Zwischenfrucht Senf als grüne Brücke für Rapsschädlinge Zwischenfrucht Ölrettich friert nicht so sicher ab im Winter
Kartoffeln	Noch in Erprobung	Vorherige und nachfolgende Zwischenfrucht zu empfehlen	Phazelia und Raps als Zwischenfrucht fördern Eisenfleckigkeit
Mais	gut	Gute Wasserführung im Boden und Verdunstungsschutz	Mechanische Bekämpfung des Maiszünglers durch Pflugeinsatz
Winterweizen	mittel	Vorfrucht Winterraps als Einstieg im Mulchsaat	Fusariosen insbes. nach Mais Strohmanagement
Wintergerste	mittel	Empfindlichkeit gegen Bodenverdichtung	Durchwuchsprobleme Enges Saatzeitfenster

Die **Direktsaat** verzichtet auf jegliche Bodenbearbeitung und kann grundsätzlich bei allen Kulturen angewendet werden, die keine Damm- oder Beetformung erfordern. Sie konnte sich in Deutschland bisher aus verschiedenen Gründen (u. a. phytosanitäre Probleme) noch nicht durchsetzen (Auerswald 2002) und ist eher langfristig angedacht. Abb. 6-6 zeigt den von Rosner und Klik (2005) in Ostösterreich ermittelten deutlich verringerten Bodenabtrag bei bodenkonservierender Bewirtschaftung. Bei Zuckerrüben mit Direktsaat gab es Ertragsreduktionen von 15-20 %, alle anderen Kulturpflanzen waren ertragsneutral. In einem Parzellenversuch im Kraichgau (Baden-Württemberg) konnte bei vergleichbarem Ertrag durch pfluglose Bewirtschaftung der Bodenabtrag auf 20 bis 30 % gesenkt werden (Würfel 2004). Problematisch ist jedoch die Zunahme von Schnecken und Feldmäusen.

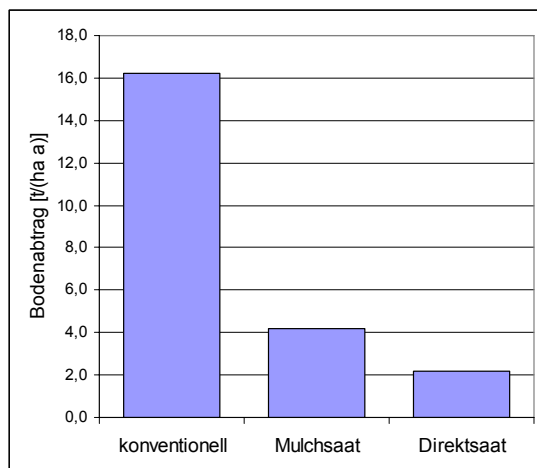


Abb. 6-6: Bodenabträge durch unterschiedliche Bewirtschaftungsarten (Rosner und Klik 2005)

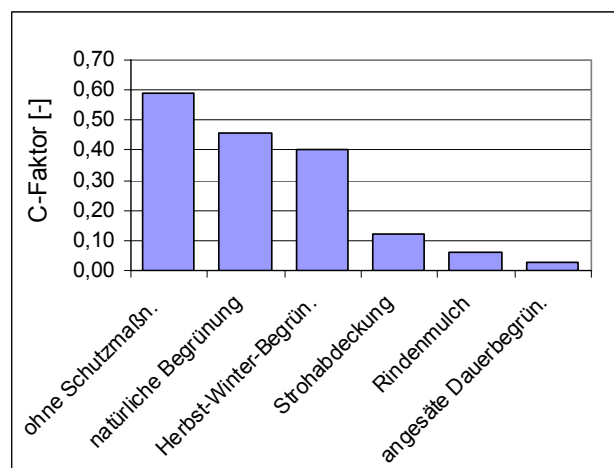


Abb. 6-7: C-Faktoren für Ertragsanlagen im Weinbau bei unterschiedlichen Anbauverfahren (Auerswald und Schwab 1999)

Der Einfluss der Anbaufrucht auf den mit der ABAG prognostizierten Bodenabtrag wird durch den Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor C beschrieben. Abb. 6-7 stellt die C-Faktoren unterschiedlicher Anbauverfahren im Weinbau dar, der im Rems-Einzugsgebiet von Bedeutung ist, und verdeutlicht die Dringlichkeit von Schutzmaßnahmen. Der prozentuale Anteil der wichtigsten Anbaufrüchte an der Ackerfläche in den beiden Einzugsgebieten im

Jahr 2003 ist in Kulturschutzgrad erreicht haben, zum anderen ist die Erosivität der Niederschläge zu dieser Zeit relativ hoch. Möglich sind Gras- und Klee-Untersaaten in Wintergetreide bzw. Mais sowie Streifeneinsaaten von Getreide zwischen Hackfrüchte. Der Anteil erosionsfördernder Hackfrüchte in den Fruchtfolgen nahm in der Vergangenheit zu, der des stark

erosionsmindernden mehrjährigen Ackerfutters hingegen ab (Auerswald 1993a). Die Umstellung der Fruchtfolge zu 2/5 mehrjährigem Ackerfutter würde die Erosion um 70 % und den Nährstoffabtrag um 60 % reduzieren. Da sowohl Bodenerodierbarkeit als auch -güte mit zunehmenden Schluffgehalt des Feinbodens und abnehmenden Steingehalt steigen, nimmt mit steigender Erodierbarkeit der Anteil von Wald ab und derjenige landwirtschaftlicher Nutzung zu (Auerswald 1993b). Ganzjährig bedeckte Böden haben dabei generell eine signifikant höhere Aggregatstabilität als Ackerböden.

Tab. 6-3 aufgelistet. Dabei ist für die Erft der hohe Anteil an Winterweizen und Zuckerrüben hervorzuheben, während bei der Rems der Mais auffällt. Der flächengewichtete mittlere C-Faktor (s. Abb. 6-8) für alle angebauten Feldfrüchte beträgt bei konventionellem Anbau im Einzugsgebiet der Erft $C = 0,1917$ und in dem der Rems $C = 0,1442$. Konservierende Bodenbearbeitung führt zu $C = 0,0266$ bzw. $C = 0,0291$, was einer Reduktion auf 13,9 % bzw. 20,2 % der konventionellen Bearbeitung entspricht. Aufgrund der multiplikativen Beziehung der ABAG kann die relative Abnahme des C-Faktors auf den Bodenabtrag übertragen werden. Auerswald (1993a) gibt für eine Fruchtfolge mit 33 % Maisanteil in Mulchsaat eine Reduktion der Erosion um 60 % und des Nährstoffaustrags um 50 % gegenüber der konventionellen Bearbeitung an.

Die **Umstellung der Fruchtfolgen** durch Reduzierung weitreihiger Fruchtarten (Mais, Raps, Zuckerrüben, Kartoffeln, Sonnenblumen) oder den Anbau von Winter- statt Sommergetreide ist durch Markt- und Förderbedingungen stark eingeschränkt (Fleck 2001). Diese Sommerkulturen haben zum einen eine lange Entwicklungszeit bis sie einen schützenden Bedeckungsgrad erreicht haben, zum anderen ist die Erosivität der Niederschläge zu dieser Zeit relativ hoch. Möglich sind Gras- und Klee-Untersaaten in Wintergetreide bzw. Mais sowie Streifeneinsaaten von Getreide zwischen Hackfrüchte. Der Anteil erosionsfördernder Hackfrüchte in den Fruchtfolgen nahm in der Vergangenheit zu, der des stark erosionsmindernden mehrjährigen Ackerfutters hingegen ab (Auerswald 1993a). Die Umstellung der Fruchtfolge zu 2/5 mehrjährigem Ackerfutter würde die Erosion um 70 % und den Nährstoffabtrag um 60 % reduzieren. Da sowohl Bodenerodierbarkeit als auch -güte mit zunehmenden Schluffgehalt des Feinbodens und abnehmenden Steingehalt steigen, nimmt mit steigender Erodierbarkeit der Anteil von Wald ab und derjenige landwirtschaftlicher Nutzung zu (Auerswald 1993b). Ganzjährig bedeckte Böden haben dabei generell eine signifikant höhere Aggregatstabilität als Ackerböden.

Tab. 6-3: Anteil der wichtigsten Anbaufrüchte an der Ackerfläche im Jahr 2003 (Agrarstatistik 2003)

Ackerfrucht	Erft	Rems
Zuckerrüben	24,5%	0,9%
Kartoffeln	5,0%	1,9%
Mais	5,2%	18,5%
Winterweizen	38,8%	17,6%
Wintergerste	12,1%	12,3%

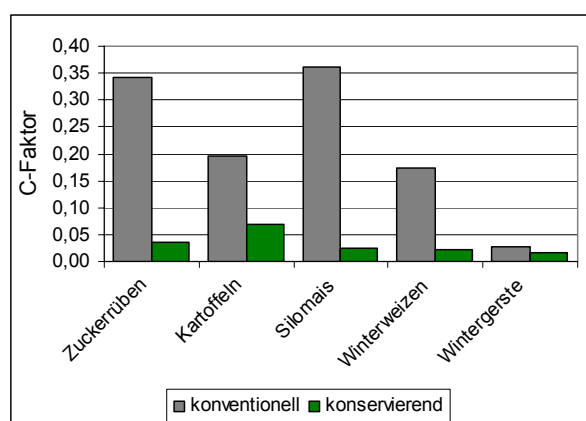


Abb. 6-8: C-Faktoren der ABAG für Feldfrüchte und Bewirtschaftungsmethoden (nach: Schwertmann et al. 1987)

Auf die **Erhaltung der Bodenstruktur**, d. h. eines stabilen, grobporenen Bodengefüges, muss bei der Bodenbearbeitung besonderer Wert gelegt werden (Fleck 2001). Dabei

sollte auf die Vermeidung von mechanischer Verdichtung durch Bearbeitung des zu feuchten Bodens mit zu hoher Radlast bzw. zu schmalen Reifen geachtet werden. Verdichtungen und Verschlammung führen zu geringeren Infiltrationsraten und Wasserspeicherkapazitäten und folglich zu erhöhten Oberflächenabflüssen mit einhergehenden Stoffausträgen. Daher wirken sommerliche Starkregen besonders verschlammend und erhöhen die Abflussdisposition, was wiederum wesentlich vom Grad der Bodenbedeckung bestimmt wird (Auerswald 2002). Maßnahmen zur Vermeidung und Beseitigung von Bodenverdichtungen als Ursache der Bodenerosion beschreiben unter anderem Kühner (1998) und Petelkau (1998). Die Beseitigung bestehender Verdichtungen kann durch Verfahren der Tiefenlockerung erfolgen. Im Anschluss an diese mechanische Lockerung bietet sich der Anbau tief wurzelnder Pflanzen wie der Luzerne an. Spurlockerung kann die Erosion um 13 % und den Nährstoffaustrag um 10 % vermindern (Auerswald 1993a).



Abb. 6-9: Hangparallele Flureinteilung und Abb. 6-10: Mehrjähriger Ackerrandstreifen (Billen Bewirtschaftung (Ernstberger 2005, Anl. B, S. 4) und Aursbacher 2007, S. 2)

Konturpflügen beschreibt die Bodenbearbeitung quer zum Hang und somit parallel zu den Höhenlinien (s. Abb. 6-7). Die Verminderung des Bodenabtrags beruht auf der Ableitung des Niederschlagswassers parallel zu den Höhenlinien sowie auf Rückhalt und Versickerung von Oberflächenabfluss in kleinen, durch Bodenbearbeitung und Saatbettbereitung entstehenden Mulden (MUNLV 2004). Besonders effektiv mindert es den Boden- und Nährstoffabtrag bei Hangneigungen von 5-10 %; über 20 % und bei Starkniederschlägen ist es jedoch nicht mehr wirksam (Auerswald 1993a). Beim konventionellen, hangparallelen Anbau von Silomais beträgt der Bodenabtrag im Mittel nur 1/3 im Vergleich zum Anbau senkrecht zum Hang (Tomanova und Tippl 2002). Die Wirkung des Konturpflügens kann in der ABAG durch den P-Faktor quantifiziert werden.

Eine an Standort und Witterung angepasste Bodenbearbeitung vermindert Bearbeitungs- (Van Oost et al. 2006) und Ernteeosion (Zuckerrüben, Kartoffeln). Besonders wichtig hierbei ist der Zeitpunkt der Bearbeitung, wie der Jahresverlauf der erosiven Niederschläge ($I > 5,4$ mm/h) im Erfteinzugsgebiet (s. Abb. 6-11) verdeutlicht.

verdeutlicht. Dies betrifft insbesondere Rüben und Mais, die den Boden im Juni und Juli im Gegensatz zum Sommerweizen erst wenig bedecken (Fleck 2001). Trifft ein erosiver Niederschlag auf einen noch nicht voll bedeckten Boden, treten erhebliche Abträge auf, wie in Abb. 6-12 ersichtlich ist. Weitere Maßnahmen im Bereich von Düngung, Humuswirtschaft und Kalkung stabilisieren das Bodengefüge und vermindern so die Bodenerosion.

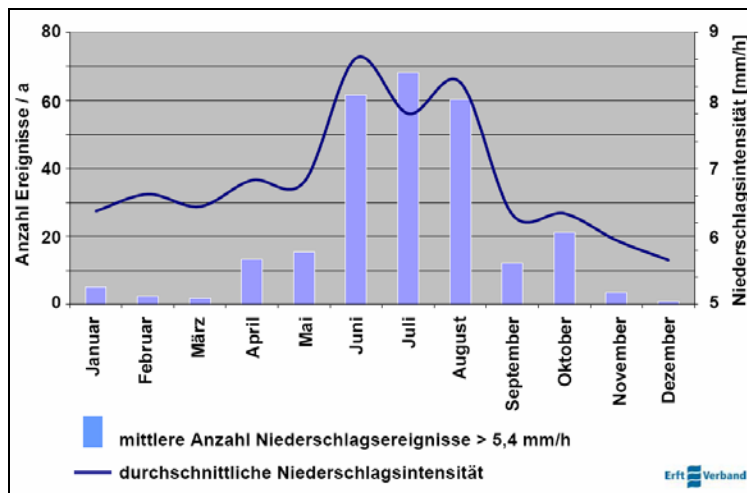


Abb. 6-11: Mittlere Anzahl der Starkniederschläge im Erft-einzugsgebiet (2000-2005) (Christoffels 2008b)



Abb. 6-12: Maisfeld im Einzugsgebiet des Oberen Rotbachs (Erft, 11.07.2006) (Christoffels 2008b)

Sind die bisher genannten Maßnahmen nicht hinreichend wirksam, ist eine Untergliederung der Flächen- bzw. Schlagstrukturen zu berücksichtigen (MUNLV 2004). Hierzu bieten sich schlaginterne (Dauer-) Stilllegungsstreifen quer zum Gefälle zur Reduzierung der erosiven Schlaglänge und Unterbrechung des Oberflächenabflusses an. Ergänzend zur Untergliederung des Hanges durch Hecken, Feldgehölze, Terrassen oder Grünland können Fanggräben und Querdämme zum schadlosen Abführen des Oberflächenabflusses angelegt werden. Reicht die Einschränkung bevorzugter Abflussbahnen wie Hangmulden durch strikte Konturbearbeitung nicht aus, bietet sich die Anlage von grünen Vorflutrinnen (grassed waterways) an, d. h. Nutzungsumwandlung von Acker in Grünland oder Gehölzstrukturen. Bei konzentriertem Abfluss ist deren Filterwirkung effektiver als die der Querstreifen (Fiener und Auerswald 2003). Die Effektivität des Sedimentrückhalts hängt von Niederschlagsmenge und -intensität sowie den Eigenschaften des Einzugsgebiets und der begrüneten Abflussmulden (Morphologie, Boden, Vegetation, Bewirtschaftung) ab. Durch kleinparzellierte, vielfältige Landnutzung können Abfluss und Erosion wesentlich gegenüber einer homogenen, großflächigen Landnutzung vermindert werden, und das bei gleicher Fruchtartenverteilung (Auerswald 2002). Diese technischen Maßnahmen sind aber meist nur im Rahmen von Flurneuerungs- und -gestaltungsverfahren durchführbar (Fleck 2001) und ihre räumlich beschränkte Wirkung kann sinnvoll nur mit hoch aufgelösten Daten und Modellen beschrieben werden. Dies gilt auch für kleine (100-100 m³) in der landwirtschaftlichen Flur an Feldgrenzen angelegte Sedimentrückhaltebecken, die jedoch nur bei sommerlichen Starkregen in kleinen Einzugsgebieten wirksam sind und laufend unterhalten werden müssen (Fiener et al. 2005).

Die vollständige Umstellung zu einer Erosion vermeidenden Nutzung durch Aufforstung oder Dauerbegrünung sollte erfolgen, wenn keine der angeführten Maßnahmengruppen allein oder in Kombination ausreichend ist (MUNLV 2004). Mit Aufforstung können über 99% von Bodenabtrag und Nährstoffaustrag vermindert werden, durch Dauerbegrünung mehr als 95 bzw. 90 % (Auerswald 1993a). Der Stoffeintrag in Gewässer kann durch Gewässerrandstreifen und Wiederherstellung der Rückhaltefunktion gewässernaher Böden reduziert werden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass nach Anlage eines Uferrandstreifens noch zehn bis 15 Jahre vergehen können, dass sich die geplanten hydrologischen Effekte tatsächlich auswirken (SLfL 2006a). Während vernässte Auenbereiche früher Retentionsfunktion hatten, stellen sie heute durch Abbau der organischen Substanz infolge von Entwässerung und Grünlandumbruch eine bedeutende Nitratquelle dar (Auerswald 1993a). Durch Entwässerung wurde eine Ackernutzung oft bis an den Gewässerrand möglich, was an der Erft vor allem mit Zuckerrüben und an der Rems mit Mais erfolgt. Während der Anteil der Zuckerrüben im Einzugsgebiet der Erft aufgrund der auslaufenden Subventionen zurück gehen sollte, ist bei den Maisflächen an der Rems keine schnelle Veränderung zu erwarten. Hier sprechen die momentane Förderpraxis und die erhöhte Nachfrage nach Energiepflanzen sowie die

fehlenden Ausweichflächen gegen eine Nutzungsänderung. In beiden Einzugsgebieten rückt der Winterweizen durch große Anbaufläche und Trend zur Zunahme der Herbst- und Winterniederschläge (Caspary 2001) in den Blickpunkt. Dieser besitzt durch lang andauernde Niederschläge auf bereits gesättigten Böden eine hohe Erosionsanfälligkeit nach der Saat in den Monaten Oktober/November, wodurch die Abträge höher als bei Mais oder Zuckerrüben sind (was in den C-Faktoren aber nicht berücksichtigt ist) (Prasuhn 2003).

Flächen entlang der Fließgewässer mit natürlicher Auendynamik sorgen sowohl für eine oberirdische (bei Überflutung) als auch für eine unterirdische Hochwasserrückhaltung (bei Grundwasseraufhöhung) und verzögern den Hochwasserabfluss (Ernstberger 2005). Die Wiederherstellung von Auenwäldern, bevorzugt am Mittellauf, stärkt durch erhöhte Rauigkeit die Widerstandskraft der Gewässernetze bei Hochwasser (SLfL 2006a). Die Laufverlängerung ist ein weiterer Beitrag zur Wiederherstellung der natürlichen Retention. Aufgrund der nahezu vollständigen Kanalisierung der Erft ist die hier bereits begonnene teilweise Auenrenaturierung zu begrüßen. Die Rems besitzt zwar noch einen mäandrierenden Unterlauf, ist aber nicht nur in den Siedlungsgebieten von Uferwällen eingeeignet. Die aufgezeigten Maßnahmen verlieren bei Extremereignissen in großen Flussgebieten an Bedeutung, da extreme Hochwasserwellen durch freie Flutung nur in geringem Maße abgemindert werden (Böhm et al. 1998). Hier hat die Hochwasserwelle lange vor dem Wellenscheitel ihre maximale Flächenausdehnung erreicht.

Die Erosion in Waldgebieten beschränkt sich im Wesentlichen auf Ufer und Gerinnebett der Bäche und Flüsse (Fleck 2001) sowie Wege und Rückegassen. Einflussmöglichkeiten sind hierbei Retentionsmaßnahmen, minimierter Wegebau und Bestandsaufbau oder Bodenschonende Flächenerschließung und Ernteverfahren, allerdings nur in relativ beschränktem Ausmaß. Mittelalte Nadelwälder haben wegen ihrer hohen Interzeption die höchste Niederschlagsrückhaltefähigkeit (20-50% des Freilandniederschlags) (SLfL 2006a). Daher sollte der Nadelholzanteil auf stärker abflussbereiten Flächen zunehmen, da die Niederschlagsrückhaltung auch im Winterhalbjahr gewährleistet ist. Monokulturen, insbesondere der Fichte, sollten aber vermieden werden. Die Interzeption ist nur bei kleineren und mittleren Ereignissen von Bedeutung und zusammen mit der hohen Infiltration ist die Hochwasser mindernde Wirkung von Wald vor allem bei lokalen Starkregenereignissen wirksam.

Die bereits aufgeführten Maßnahmen aus Land- und Forstwirtschaft zur Erhöhung der Infiltrationskapazität werden durch Niederschlagswassernutzung und -versickerung ergänzt und unter dem Begriff dezentraler Rückhalt als Überbegriff für natürliche Hohlformen und gezielt angelegte Versickerungsmulden zusammen gefasst (Niehoff 2002). Durch die Erhöhung des Anfangsverlustes sollen größere Niederschlagsanteile nicht oder nur verzögert zum Abfluss kommen (Böhm et al. 1998). Da extreme Hochwasser in großen Flüssen zumeist aus Regenperioden über mehrere Wochen Dauer entstehen, ist zu diesem Zeitpunkt das dezentrale Retentionsvermögen von Freiflächen bereits erschöpft. Somit kann nur zur Verbesserung des lokalen Hochwasserschutzes beigetragen werden. Extremereignisse erfordern technische Hochwasserschutzmaßnahmen wie Dämme und Deiche, Flutmulden, Rückhaltebecken und Polder, Talsperren oder Gewässerausbau (SLfL 2006a).

6.4 *Behandlung von Hochwasserablagerungen*

Der integrative Hochwasserschutz hat sich bislang weitestgehend auf wassermengenbezogene Aspekte beschränkt, während die Frage nach dem Eintrag und Transport von partikelgebundenen Schad- und Belastungsstoffen sowie den daraus resultierenden Konsequenzen für die Nutzungen der Überflutungsräume wenig Bedeutung eingeräumt wurde (Wurms et al. 2007). Untersuchungen nach dem Elbehochwasser 2002 haben jedoch gezeigt, dass stoffliche Aspekte im Rahmen integrativer Hochwassermanagementkonzepte eine erhebliche Rolle spielen müssen.

Während beim Umgang mit kontaminierten Sedimenten und Baggergut bislang die Problemlösungen für Häfen am Unterlauf großer Flüsse im Vordergrund standen, werden zukünftig mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie auch die Sedimente im Mittel- und Oberlauf der Flüsse größere Beachtung finden (Gandrass et al. 2000, Förstner 2002).

Von den stark mit anorganischen (bzw. auch organischen) Schadstoffen kontaminierten Böden und Sedimenten geht unter diesen Bedingungen unter Umständen eine Gefährdung durch eine Schadstoffverlagerung aus. Die primär durch Erosion mobilisierten und mit der Hochwasserwelle transportierten Schadstoffe werden in Hochwassersituationen in den Rückhaltebecken sedimentiert. Dies hat zwei gegensätzlich zu bewertende Auswirkungen zur Folge:

- der partikelgebundene Schadstofftransport zu unterstromigen Rezeptoren wird minimiert
- innerhalb des Retentionsraums selbst kommt es zur Akkumulation der schadstoffhaltigen Sedimente

Im Falle von Rückhaltebecken mit Dauerstau addieren sich die hochwasserbedingten Sedimentationsfrachten zu den regulären Sedimentfrachten, die sich im Staauraum bzw. im Vorbecken des Bauwerks unter Normalbedingungen ablagern. Hingegen kommt es im Falle von Trockenbecken oder Poldern zu einmaligen Flutungs- und damit Sedimentationsereignissen, so dass abgelagerte Sedimentmassen dem jeweiligen Hochwasserereignis zuzuordnen sind.

Bei Hochwasserschutzbauwerken mit Dauerstau muss gewöhnlich eine regelmäßige Auskoffnung des Sediments im Vorbecken vorgenommen werden, um der Verlandung entgegenzuwirken. Der Hauptstaauraum ist hingegen beim Vorhandensein eines Vorbeckens in der Regel nur in vergleichsweise langfristigen Intervallen auszubaggern.

HA 6-2

Sowohl für Trockenbecken als auch für Polder sind nutzungsbedingte Kriterien für den Umgang mit abgelagerten Sedimenten anzusetzen. Hierbei ist ggf. auch auf die verschiedenen Wirkungspfade gem. BBodSchV einzugehen und die Relevanz der Sedimenträumung auf den betroffenen Überflutungsflächen zu beurteilen.

HA 6-3

Die durch die Wirkung der Hochwasserschutzbauwerke induzierte Rückhaltung stofflicher Belastungen bedeutet somit auch eine Verlagerung der Schadstoffdeposition stromaufwärts und somit eine Entlastung der Unterlieger. Demgegenüber stehen jedoch, neben Umwelt- und Ressourcenkosten, für die Betreiber der oberstromig gelegenen Rückhaltebecken ökonomische Belastungen durch erforderliche Sedimenträumung und Entschädigungen.

Vor diesem Hintergrund entsteht am Ort der Sedimentdeposition, d. h. im Bereich des Rückhaltebeckens, somit die Notwendigkeit, ein belastbares und perspektivisches sowie für den Betreiber ökonomisch handhabbares Entsorgungskonzept einzubinden, da, wie oben dargelegt, stofflich belastete Sedimente in aller Regel weder in Dauerstauanlagen noch in Trockenbecken oder Poldern verbleiben können. Prinzipiell mögliche Entsorgungswege sind in Tab. 6-4 kommentiert.



Abb. 6-13: HRB Mörlenbach im EZG der Weschnitz (Hessen): Rückhalteraum mit Dauerstau (Foto: Nienhaus 2007)



Abb. 6-14: Vorbecken des HRB Mörlenbach im EZG der Weschnitz: Das Vorbecken ist durch eine raue Rampe vom Hauptstauraum getrennt (Foto: Nienhaus 2007)

Tab. 6-4: Mögliche Entsorgungswege für kontaminierte Sedimente aus Hochwasserschutzbauwerken

Entsorgungspfad	Bewertung
Off-site Behandlung	Verschiedene Ansätze zur Behandlung kontaminierter Sedimente sind in der Vergangenheit in Betracht gezogen worden und bis zum Pilot- oder Vollmaßstab entwickelt worden (mechanische Separation, Säure-Extraktion, elektrochemische Entgiftung u. a.). Angesichts der großen Sedimentmengen, die zu behandeln sind und der typischerweise komplexen Schadstoffgemische stellt keines der Verfahren eine wirtschaftliche Option für ein nachhaltiges Entsorgungskonzept dar.
Deponierung an Land	Die Deponierung in Landdeponien stellt eine verbreitete Herangehensweise dar, wenn Sediment gebaggert werden muss, aber nicht im Gewässer verbleiben kann. Die Deponierung an Land ist jedoch hinsichtlich der stofflichen Beschaffenheit von Gewässersedimenten nachteilig, da die Sedimente mit ihrem hohen Sulfidanteil, sobald sie oberhalb des Wasserspiegels abgelagert werden, sukzessive oxidiert werden, was wiederum zu einer Mobilisierung der Schadstoffe führt. Diese resultiert letztlich in einer Elution mit dem die Deponie durchsickernden Niederschlagswasser. Darüber hinaus ist die Deponierung an Land aufgrund hohen Flächenverbrauchs und hoher Kosten in der Regel nicht sinnvoll.
Natürlicher Rückhalt	Natürlicher Rückhalt und Abbau stellt eine bislang wenig betrachtete Option im Umgang mit kontaminierten Sedimenten dar. Für Sedimente, die aus den Hochwasserschutzbauwerken nutzungsbedingt entfernt werden müssen, kann diese Herangehensweise nicht zum Tragen kommen
Unterwasserdeponierung	Die Unterwasserdeponierung von Sediment stellt eine in der jüngeren Vergangenheit international viel beachtete Alternative zur Deponierung an Land dar. Da der Ablagerungskörper dauerhaft wassergesättigt ist, bleibt das sulfidische Milieu stabil, so dass Schwermetalle dauerhaft fixiert sind. Hinsichtlich der Betriebskosten und des Flächenverbrauchs ist die Unterwasserdeponierung als vorteilhaft zu bewerten.

Aufgrund der dargelegten Problematik wird in der jüngeren Vergangenheit verstärkt an der Umsetzung subaquatischer Depots zur Aufnahme kontaminierter Sedimente gearbeitet, da diese Option (1) eine große Sicherheit bezüglich Stoffemissionen bietet und (2) gegenüber den anderen Herangehensweisen große wirtschaftliche Vorteile für den Besitzer bietet.

Eine Vorreiterrolle haben hierbei die Niederländer eingenommen, die verschieden große Inseldepots in ihren Küstengewässern eingerichtet haben.

Uterwasserdeponierung:

Die Einrichtung von Depots im Rahmen des Managements von Sedimenten aus Hochwasserrückhaltebauwerken beschränkt sich im Allgemeinen auf vergleichsweise kleine Binnengewässer wie z. B. Seen oder Tagebaurestlöcher. Hierbei rücken auch die Sicherung der Gewässernutzung, der Landschaftsschutz und die öffentliche Akzeptanz in den Fokus. Generell sollte das gesamte Bauwerk, bis auf z. B. Monitoring-Einrichtungen, unterhalb des Wasserspiegels verbleiben.

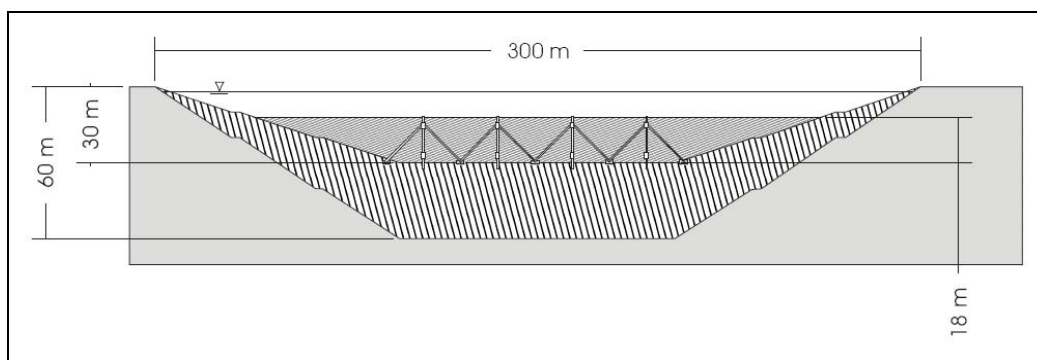


Abb. 6-15: Schematischer Schnitt durch ein Unterwasserdepot (Jacobs 2008)

Unter den konkreten Rahmenbedingungen im Falle der Verbringung von Hochflutsedimenten aus Rückhaltebauwerken in geeignete Unterwasserdepots ist das bisher bestehende Konzept zu spezifizieren. Dies betrifft zum einen die Auskofferung, den Transport und die Einbringung des Sediments. Zum anderen ist die Gestaltung der Abdeckung zu berücksichtigen. Aufgrund des diskontinuierlichen, an Hochflutereignisse gebundenen Aufkommens von einzubauendem Sedimentmaterial ist eine Errichtung des Depots im Gewässer in sukzessiven Phasen anzustreben. Die Vorbereitung des Depots wird daher die Einrichtung voneinander getrennter Abschnitte beinhalten, die durch ein Spundwandraster zu realisieren ist. Die Abschnitte können sukzessive beschickt und anschließend abgedeckt werden.

6.4.1 Sedimenteinsatz

In der Regel wird das Sediment aus den Rückhaltebauwerken nach Rückgang des Hochwassers entweder, im Falle von Trockenbecken, im restfeuchten Zustand abgeschoben, aufgenommen und auf Lastwagen verladen oder, im Falle von Dauerstaubecken, im nassen Zustand ausgebaggert und mangels Zwischenlagerflächen, auf denen eine Vorentwässerung durchgeführt werden könnte, direkt verladen.

Generell ist der Wasserweg für den Transport des Sedimentmaterials vorzuziehen, zumal wenn die Anbindung des Hochwasserrückhaltebauwerks und/ oder des Depotstandorts für Schwerlastverkehr nicht uneingeschränkt geeignet ist. Mangels geeigneter schiffbarer Wasserwege wäre der Transport des Sedimentmaterials im Erftinzugsgebiet jedoch in jedem Fall über das öffentliche Straßennetz abzuwickeln.

In der Regel wird nach der Abladung eine zeitlich begrenzte Zwischenlagerung am Depotstandort notwendig sein. Hierzu erforderliche Haufwerke sind auf eine geeignete Sohlabdichtung mit Drainage abzulegen, so dass ggf. aussickerndes Porenwasser aufgefangen und über eine geeignete Vorbehandlung in die Vorflut abgeschlagen werden kann. Von der

Zwischenlagerung kann das Sedimentmaterial mittels Förderband oder Bagger an die technischen Einrichtungen zum Einbau in das Depot übergeben werden.

Der Einbau in das Depot erfolgt vorzugsweise durch die Wassersäule. Hierzu ist es naheliegend, ein Schüttrohr an einem über Seilführungen steuerbaren Ponton über eine Förderleitung oder ein Förderband mit dem Sedimentmaterial zu beschicken (s. Abb. 6-16).

Über das Schüttrohr wird das einzubringende Sedimentmaterial an der Depot-Oberfläche kontrolliert und ortsgenau aufgebracht. Eine Suspension von Feinstmaterial in der Wassersäule wird auf diese Weise minimiert. Die ortsgenau steuerbare Ablagerung ist insbesondere dann von grundlegender Bedeutung, wenn das Depot, wie oben in diesem Abschnitt ausgeführt, in verschiedenen Phasen befüllt werden soll. Besitzt das Material eine ausreichende Fließfähigkeit, d. h. einen ausreichend hohen Wassergehalt, ist die Beschickung mittels Kolbenpumpe und Schwimmleitung realisierbar. Bei nicht pumpfähigem Material erfolgt die Beschickung über ein auf Pontons gelagertes Förderband.

Der Transportaufwand ist relativ hoch, und die infrastrukturellen Rahmenbedingungen, wie die Zugänglichkeit des Depotstandorts für Schwerlastverkehr, sind zu beachten. In aller Regel ist davon auszugehen, dass alle infrastrukturellen Voraussetzungen an ehemaligen oder noch in Betrieb befindlichen Kiesabbaustandorten erfüllt sind. Dies gilt unter Umständen auch für erforderliche technische Einrichtungen aus dem Abbaubetrieb, die u. U. zur Abladung, Zwischenlagerung und Einbringung des Sedimentmaterials Verwendung finden können.

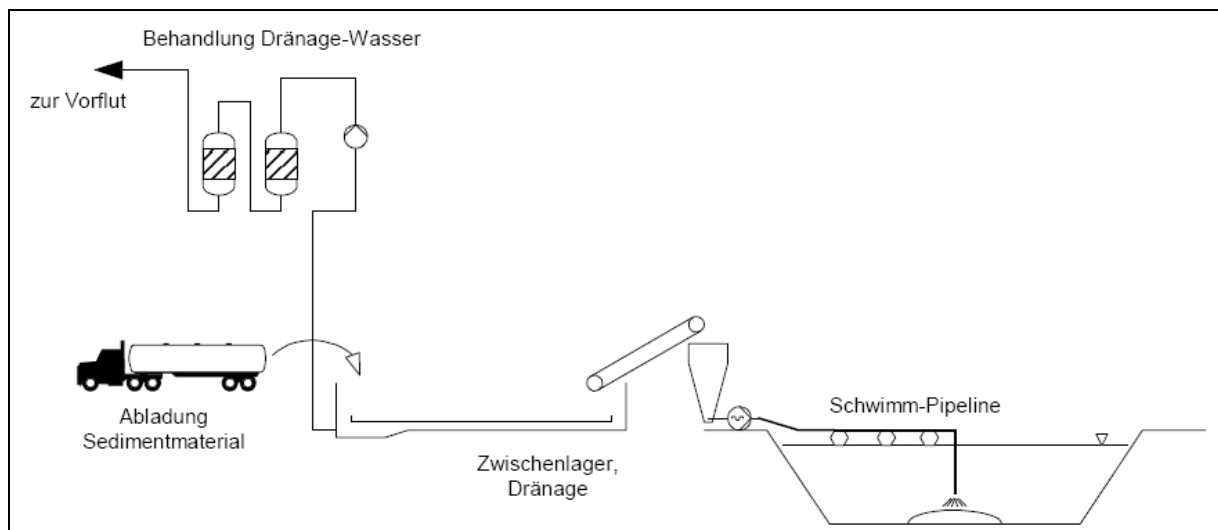


Abb. 6-16: Schematische Darstellung der möglichen Umsetzung des Sedimenteinsbaus in ein Unterwasserdepot (Jacobs 2008)

6.4.2 Aufbringung der Barriere

Wie in Jacobs (2007) herausgestellt, sind für die Abdeckung von Unterwasserdepots für kontaminierte Hochflutsedimente mit erhöhtem Schwermetallinhalt vor allem natürliche Zeolithminerale als Barrierematerial geeignet. Diese sind als Lockermaterial in Sand- oder Kies Korngröße kommerziell erhältlich.

Eine Aufbringung von Lockermaterialien an der Gewässer-Sediment-Grenzfläche ist als Stand der Technik zu betrachten. Jacobs (2003) gibt eine Aufstellung über verschiedene praxiserprobte technische Verfahren zur Aufbringung von Lockergesteinsabdeckungen auf Gewässersedimenten (s. Abb. 6-17). Unter den Rahmenbedingungen, die bei der Errichtung von Unterwasserdepots für Hochwassersedimente in Kiesgruben angetroffen werden, sind lediglich (1) die Schwimm-Pipeline (s. Abb. 6-16 B), ggf. in Kombination mit Schüttrohr, und (2) die Aufbringung einer Geotextilverbundbahn (s. Abb. 6-16 H) als geeignete Verfahren herauszuheben.

Während die Variante mit Schwimm-Pipeline als Standard-Technologie zu bewerten ist, besitzen die Geotextilverbundbahnen einen innovativen Charakter. Das Konzept der Geotextilverbundbahn lehnt sich an das aus dem Deponiebau bekannte Prinzip der geosynthetischen Tondichtungsbahnen (GTD) an. In den letzten Jahren sind GTD, d. h. Verbundbahnen aus Kunststoff und Bentonit, zu Produkten entwickelt worden, die als Abdichtungselement im Deponiebau z. T. als Stand der Technik anerkannt werden.

Auch in anderen Anwendungsumfeldern, wie z. B. dem Wasserbau im Bereich von Rückhaltebecken und der Umwelttechnik, werden GTD eingesetzt (DGG 2002). GTD bestehen aus in textilen Trägerlagen flächenhaft eingekapseltem Ton mit einer in der Regel geringen Bahnstärke von wenigen Millimetern im trockenen Zustand. Um eine Verlagerung zu verhindern, wird das Tonmaterial mit den Trägerbahnen in Verbindung mit Geotextilien verarbeitet.

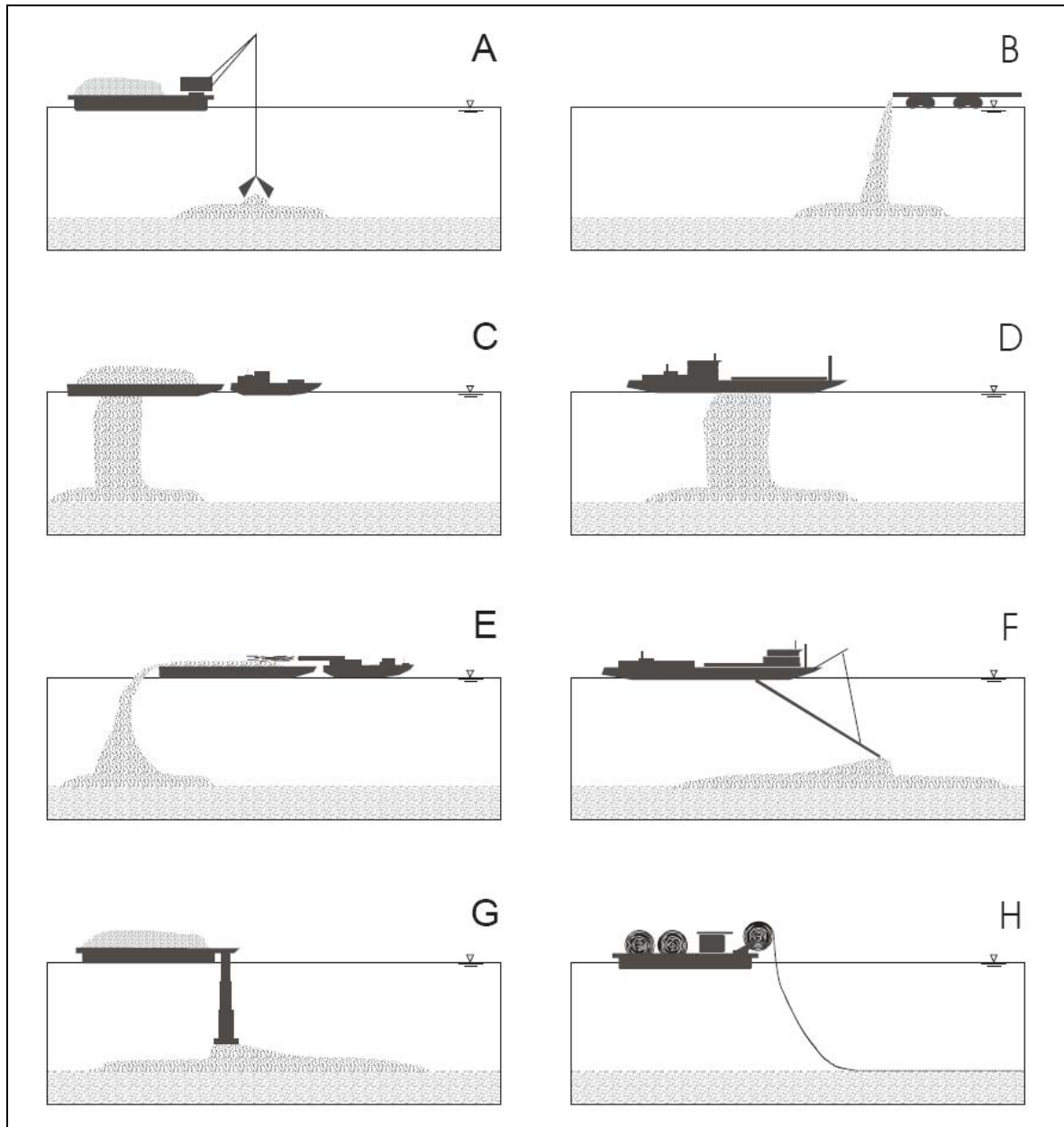


Abb. 6-17: Techniken zur Aufbringung von Sedimentabdeckungen (nach Palermo et al. 1998 und Jacobs 2003): A) direkte Aufbringung mit Greifbagger, B) Aufbringung mit Schwimm-Pipeline, C) Entladung einer Klappschute, D) Baggerschiff mit Verklappungseinrichtung, E) Wasserstrahlen des Materials von einer Schute, G) Einleitung über Schüttrohr. Als innovatives Konzept ist H) das kontrollierte Abrollen einer Geotextilverbundbahn hervorzuheben

Eine vergleichende Betrachtung der Eigenschaften von Lockermaterialschüttungen und geosynthetischen Abdeckungsbahnen ist in Tab. 6-5 zusammenfassend dargestellt. Herauszustellen ist insbesondere die Möglichkeit mit Hilfe der geosynthetischen Abdeckungsbahnen sehr geringmächtige aber auch sehr gleichmäßige reaktive Schichten auf dem Depotkörper auszubringen. Hierdurch wird die Gesamtmächtigkeit des Barriersystems deutlich verringert und zugleich die Stabilität erhöht.

Tab. 6-5: Gegenüberstellung der unterschiedlichen Umsetzungen reaktiver Barrieren

	Geosynthetische Abdeckbahn	Lockermaterial-Schüttung
Aufbringung	Kontrolliertes, zielgenaues Abrollen von vorgefertigter Rolle (Maße z. B. 4,9 x 40 m)	Gesteuertes Einbringen über Schwimmponton mit Schüttrohr. Die Fallhöhe durch die Wassersäule muss minimiert werden, um eine Mischung z. B. eines Sand-Zeolith-Gemisches zu minimieren.
Schichtmächtigkeit	Standarddicke einer GTD ist 7 mm, größere Mächtigkeiten wären bis zu einem gewissen Grade herstellbar, jedoch nimmt die Handhabbarkeit mit zunehmender Rollenstärke ab.	Um Schwachstellen zu vermeiden, ist eine mittlere Mächtigkeit von mehreren 100 mm erforderlich, da die Gleichmäßigkeit der Aufbringung weniger präzise ist.
Korngröße	Im Gegensatz zur Schüttung kann sehr feinkörniges Material verwendet werden. Damit kann die Ionenaustauschkinetik stark beschleunigt werden. Somit kann der Vorteil der realisierbaren geringen Schichtmächtigkeiten genutzt werden, ohne dass die Verweilzeit in der Barriere zu kurz in Bezug auf die Reaktionskinetik wäre.	Um Ausschwemmungen bei der Einbringung zu verhindern, ist relativ grobes Material erforderlich. Da die Ionenaustauschkinetik an Zeolithen porediffusionsbestimmt ist, sind bei grobem Material erhebliche Schichtdicken erforderlich, um bei advektivem Transport eine ausreichende Verweilzeit in der Barriere zu erreichen.
Flächenabdeckung	Die Bahnen bewirken bei minimaler Schichtdicke eine optimale flächenhafte Verbreitung. Lediglich eine Deckschicht aus Inertmaterial (Sand, sauberes Sediment) ist erforderlich, vornehmlich um gewässerökologische Belangen zu genügen.	Um eine homogene flächenhafte Verteilung zu erzielen, wird in der Regel das reaktive Material mit Inertmaterial vermischt aufgeschüttet. Eine zusätzliche Decklage aus Inertmaterial ist in der Regel vorteilhaft, damit nicht reaktives Barriermaterial in der Zone grabender Organismen liegt, die schadstofffrei bleiben soll.
Gasdurchlässigkeit	Vorversuche (Jacobs, unveröffentlichte Ergebnisse) zeigen, dass durch biologische Prozesse entstandene Gase aus dem Sedimentkörper durch ein Geovlies in die Wasserphase übertreten können. Die Gasdurchlässigkeit hängt jedoch von der Korngröße und der Dichte der Lagerung des mineralischen Füllmaterials ab.	Sehr feinkörniges Material kann den vertikalen Gasstrom behindern. Da durch mikrobielle Aktivität erhebliche Gasmengen im Sediment produziert werden, kann dies zu Gasansammlungen unter der Barriere und geotechnischen Schwächezonen führen.

Zudem ist wesentlich feinkörnigeres reaktives Material einzusetzen, dessen Handhabung bei einer Lockermaterialschüttung durch die Wassersäule nicht möglich ist. Im Sinne einer naturnahen Entwicklung des Gewässers, das das Hochwassersedimentdepot beinhaltet, ist jedoch davon auszugehen, dass eine solche Abdeckungsbahn, die zum Gewässerkörper mit einem PE- oder PP-Vlies abschließt, noch durch eine Schüttung aus sauberem Sediment

oder Sand zu überdecken ist. Hierdurch wird eine (Wieder-)Besiedlung mit bodenlebender Gewässerflora und -fauna ermöglicht.

Wichtig ist neben den genannten Aspekten insbesondere die Wasser- und Gasdurchlässigkeit der Bahnen. Bei unzureichender Durchlässigkeit, kann es zu Ansammlungen von Gasen unterhalb der Abdeckung kommen. Geringmächtige Bahnen können dadurch unter Umständen beginnen aufzuschwimmen. Bei unzureichender Wasserdurchlässigkeit kann es ebenfalls zum Aufschwimmen oder zum Umfließen der Abdeckung kommen. Unveröffentlichte Versuchsergebnisse haben jedoch gezeigt, dass die gewöhnlich eingesetzten Kunststoffvliese eine ausreichende Durchlässigkeit sowohl für Wasser als auch für Gas besitzen, sofern die Auflast aus der Eigenmasse oder der Überdeckung ausreichend ist. In Labor-mikrokosmen reichten hierzu Überdeckungen des Geovlieses mit wenigen Zentimeter mächtigen Sandlagen. In dieser Hinsicht ist jedoch auch der Korngröße des einzusetzenden Barrierematerials eine Grenze gesetzt, die an den hydraulischen Rahmenbedingungen im Einzelfall zu definieren ist.

6.4.3 Abschätzung der Kosten

Neben der technischen Machbarkeit ist für die perspektivische Umsetzung des Konzepts der Unterwasserablagerung von Hochflutsedimenten die wirtschaftliche Einordnung im Vergleich mit anderen Entsorgungswegen bedeutsam. Ein Versuch der Einordnung soll in diesem Abschnitt vorgenommen werden, wobei darauf zu verweisen ist, dass die wirtschaftliche Betrachtung letztendlich immer einzelfallbezogen und standortspezifisch vorzunehmen ist, da aufgrund der stark variierenden Rahmenbedingungen und Einflussfaktoren mit einer sehr erheblichen Bandbreite der realen Projektkosten zu rechnen ist. Hier geht es somit zunächst um eine systematischen Zuordnung und Abschätzung potenzieller Kostenpositionen.

Zu diesem Zweck wurden Massenansätze für das

in Abb. 6-18 dargestellte Modellszenario gewählt und unter Verwendung von Abschätzungen zu den Einheitspreisen zur Ermittlung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen herangezogen (s. Abb. 6-19, S. 119). Aus dieser Berechnung ergibt sich ein spezifischer Kostenansatz von ca. 10 €/t.

Die Tab. 6-6 (S. 119) zeigt vergleichende Kostenspannen für verschiedene Baggergut-Management-Optionen für Deutschland und die Niederlande.

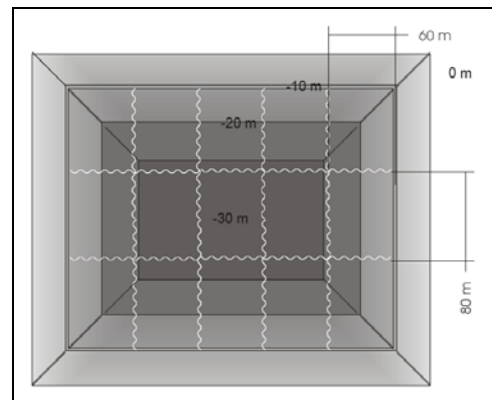


Abb. 6-18: Schematische Darstellung der Umsetzung des Depotraums durch Unterteilung mit Spundwandeinbauten (Jacobs 2008)

Teil 1 Voruntersuchungen		122.500,00 €	
1-1	Vermessung, Gewässerbathymetrie	1 Stck	2.500,00 €
1-2	(Geo-)Hydraulik	1 Stck	5.000,00 €
1-3	Biologische Bestandsaufnahme (Flora u. Fauna im Gewässer und dem Einflussbereich der Maßnahme)	1 Stck	5.000,00 €
1-4	Chemische Charakterisierung des Oberflächenwassers	1 Stck	10.000,00 €
1-5	Chemische u. physikalische Charakterisierung des abzulagenden Sediments	1 Stck	20.000,00 €
1-6	Untersuchung Barrierematerial, Labor und Technikumversuche zur geotechnischen, hydraulischen und hydrochemischen Bewertung	1 Stck	80.000,00 €
Teil 2 Ausführung		13.244.000,00 €	
Vorbereitung Depotszohle			
2-1	Baustelleneinrichtung Erdbau	1 Stck	25.000,00 €
2-2	Am Standort zwischengelagerten Boden u. Feinkorn aus Kiesgewinnung aufnehmen und im Rostloch einbauen	##### m³	1,25 € (2.138.750,00 €)
<i>keine Gesamtpreisbildung, erfolgt i.R.d. Renaturierungsmaßnahme</i>			
Einrichtung Spundwandkästen			
2-3	Baustelleneinrichtung Spundwände	1 Stck	75.000,00 €
2-4	Spundwandbohlen liefern	3.400 t	750,00 €
2-5	Spundwandbohlen einrammen (22 m Bohlenlänge, Einbindetiefe 4 m)	6.240 m²	100,00 €
2-6	Gürtung, Aussteifungen und Verankerungen liefern und herstellen	28.080 m²	100,00 €
Einbau kontaminierter Hochflutsedimente			
2-7	Hochflutsedimente im Hochwasserrückhaltebauwerk ausbauen und zum Zwischenlager am Depot-Standort transportieren		<i>In diesem Rahmen nicht quantifizierbar, keine Gesamtpreisbildung</i>
2-8	Hochflutsedimente aus dem Zwischenlager aufnehmen zum Depot fördern und subaquatisch über Fördersystem einbauen (90% Depotkapazität)	691.000	8,00 €
Einbau aktives Barriere-System			
2-9	Geotextil-Verbundmembran mit aktiver Zeolithschicht liefern und (unter Wasser) als durchgängige Abdeckung verlegen	72.000 m²	20,00 €
2-10	Sandschicht (h = 20 cm) liefern und (unter Wasser) über Schüttrohr einbauen zur Abdeckung des Geotextilverbundmembran	14.400 m²	10,00 €
	Einbau Monitoringsystem	1 Stck	50.000,00 €
Teil 3 Nachsorge		450.000,00 €	
3-1	Monitoring über 10 Jahre (1/4-jährlich) inkl. Auswertung	10 J.	20.000,00 €
3-2	Instandhaltung und Wartung über 10 Jahre	10 J.	25.000,00 €
Teil 4 Planung u. Begleitung		595.000,00 €	
4-1	Machbarkeitsstudie/ wissenschaftliche Begleitung	1 Stck	175.000,00 €
4-2	Entwurfsplanung, Abstimmung und Koordination mit den Projektbeteiligten	1 Stck	40.000,00 €
4-3	Genehmigungsplanung, insbes. Ausarbeitung der erforderlichen Anträge auf Erlaubnisse, Genehmigungen oder Zulassungen im Rahmen der Projektausführung - ggf. i.R. eines Plangenehmigungs- bzw. Planfeststellungsverfahrens einschl. UVP, Öffentlichkeitsbeteiligung	1 Stck	60.000,00 €
4-4	Ausführungsplanung, Vergabe	1 Stck	30.000,00 €
4-5	Projektsteuerung, -begleitung und Controlling	1 Stck	250.000,00 €
Summe gesamt		EUR	14.411.500,00 €
		EUR/t	10,26 €

Abb. 6-19: Kostenschätzung basierend auf den Annahmen zum Modelldepot sowie Annahmen und Schätzungen zu den Einheitspreisen (Jacobs 2008)

Tab. 6-6: Kosten für verschiedene Baggeregut-Management-Optionen in Deutschland und den Niederlanden nach DGE (2002) (Jacobs 2008)

Option	Kosten-Mittelwert [€/m³]	Kosten-Spannweite [€/m³]	Land
Umlagerung (einschl. Baggern, Transport, Verklappung)		1,5 - 5	
Unterwasserdeponierung	11	7 - 36	NL
Sandabtrennung einschl. Unterwasserdeponierung	14	9 - 17	NL
Klassierung, Entwässerung (METHA-Anlage Hamburg, einschl. Investitionskosten, Personalkosten)	18		D
Landdeponierung ohne Vorbehandlung		10 - 20	D
Deponierung nach Vorbehandlung (Bremen, einschl. Investitions- u. Betriebskosten)		33 - 43	D
Ripening / Landfarming	23	11 - 25	NL
Stabilisierung	32	23 - 41	NL
Herstellung leichter Zuschlagstoffe		15 - 32	D
Thermische Immobilisierung	54	45 - 70	NL
Ziegel-Produktion nach Vorbehandlung		15 - 20	D

7 Zusammenfassung

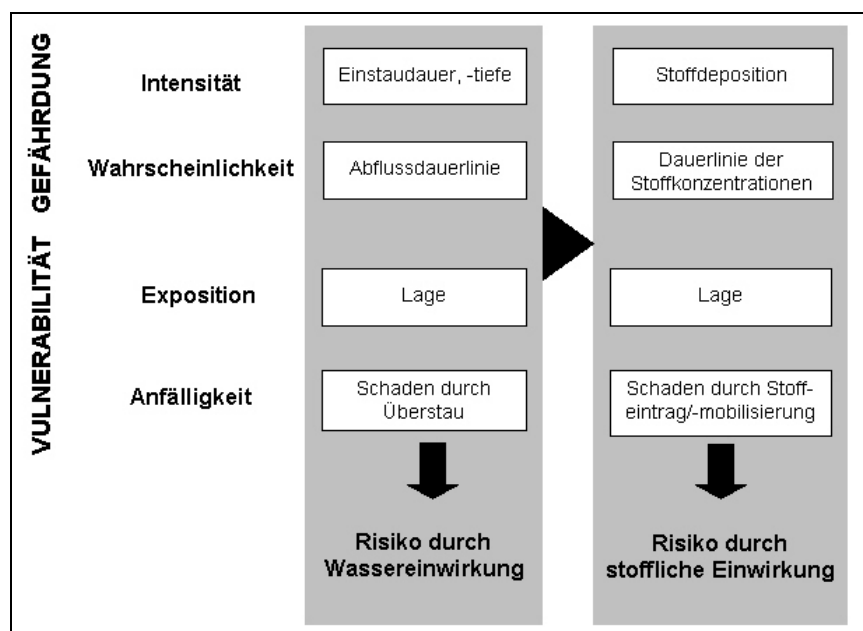
Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung sind relevante wasserwirtschaftliche Systemelemente, die das Hochwasserrisiko entlang der Fließgewässer reduzieren. Bei der vorübergehenden Speicherung von Hochwasser werden nicht nur Retentionsflächen überstaut, sondern es lagern sich auch Gewässersedimente und sedimentgebundenen Schadstoffe ab.

Trockenbecken und Polder werden im Allgemeinen nur selten und über kurze Zeitabschnitte geflutet, so dass eine Landbewirtschaftung der Retentionsflächen in der Regel möglich ist. Nutzungsrestriktionen sind allerdings dann vorzusehen, wenn entweder die landwirtschaftlichen Ertragsverluste bei sehr häufiger oder lang anhaltender Überstauung unwirtschaftlich groß werden oder wenn hochwasserinduzierte Schadstoffeinträge zu signifikanten Bodenbelastungen führen, die eine Schadstoffanreicherung in den Nutzpflanzen erwarten lassen.

Hochwasserschutzaspekte im allgemeinen und Bewirtschaftungskonzepte für Trockenbecken und Polder im besonderen sollten daher nicht alleine wassermengenbezogene Aspekte beleuchten, sondern auch die Risiken, die aus stofflichen Belastungen ggf. resultieren, mit einbeziehen. Der vorliegende Leitfaden unterstützt die Aufstellung solcher integrativer Bewirtschaftungskonzepte, wobei die stofflichen Aspekte besonders gewürdigt werden. Die entwickelten Methoden und wissenschaftlichen Erkenntnisse des Verbundvorhabens sind in dem Leitfaden beschrieben und mit konkreten Handlungsempfehlungen für den Einsatz in der Praxis versehen.

Zur Erarbeitung der Bewirtschaftungskonzepte wird ein dreistufiges Ablaufschema vorgestellt, welches sich in die Teilbereiche der Risikoanalyse, der Risikobewertung und der Entwicklung von Maßnahmen zur Risikominimierung gliedert.

Die Hochwasserrisikoanalyse (s. Kap. 4, S. 18) fußt auf dem Hochwasserrisikokzept von Merz & Plate (2001), welches um eine stoffliche Komponente erweitert und hinsichtlich der Besonderheiten von Trockenbecken und Poldern angepasst wurde. Innerhalb der Risikoanalyse ist zum einen die Hochwassergefährdung und zum anderen die Vulnerabilität von Teilflächen innerhalb der Retentionsräume hinsichtlich der Risiken durch Wassereinwirkung und stoffliche Einwirkung zu untersuchen.



Die Hochwasserrisikoanalyse wird schwerpunktartig auf der lokalen Ebene der Retentionsräume angewandt. Auf der übergeordneten, regionalen Ebene wird auf die Möglichkeit

verwiesen, stoffliche Gefährdungen mit Hilfe von „stofflichen Hochwassergefahrenkarten“ in transparenter Form darzustellen.

Für die Hochwasserrisikobewertung (s. Kap. 5, S. 88) innerhalb von Trockenbecken und Poldern wird ein neues Bewertungsverfahren vorgeschlagen. Das Risiko wird hierbei standortspezifisch und flächendetailliert analysiert. Dies erfolgt anhand von vier einfach zu ermittelnden Maßzahlen für das Überstaurisiko (Retentionsfaktor RF), für die landwirtschaftliche Ertragskraft (Ertragsfaktor EF), für die Ertragseinbußen infolge Retention (Schadensfaktor $SF=RF*EF$) und für die Stärke des hochwasserbürtigen Eintrags von Bodenbelastungen (Immissionsfaktor IF). Mit Hilfe der flächenhaften Risikobewertung können Retentionsräume in mehrere Zonen unterteilt werden, wobei unterschiedliche Anforderungen an die Landnutzung in den verschiedenen Zonen zu stellen sind. Das vorgestellte Zonierungskonzept ist auf eine nachhaltige Landbewirtschaftung in den Hochwasserretentionsräumen abzustellen.

Hinsichtlich der Empfehlungen für ein integratives Bewirtschaftungskonzept (s. Kap. 6, S. 98) werden Empfehlungen zu verschiedenen Aspekten der Planung und des Betriebs von Trockenbecken und Poldern sowie zum überörtlichen Hochwassermanagement ausgesprochen.

Im Zuge der Planung neuer Retentionsräume sind verschiedene Faktoren zu berücksichtigen, beginnend mit der Wahl eines geeigneten Standorts über die Festlegung der Geometrie eines Retentionsraumes bis hin zur Aufstellung des Betriebsplanes und der Festlegung eines Landnutzungskonzeptes.

Für den Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken ist die Behandlung bzw. Entsorgung schadstoffbelasteter Sedimentablagerungen eine zentrale Frage. In diesem Leitfaden werden die Voraussetzungen, Möglichkeiten und Kosten einer Unterwasserdeponierung vorgestellt.

Zusätzlich zu den genannten Aspekten wird die Verminderung der stofflichen Mobilisierungspotenziale im Einzugsgebiet durch bodenkonservierende Maßnahmen angesprochen.

Insgesamt können mit dem vorgestellten, dreistufigen Ablaufschema stoffliche Bewirtschaftungsaspekte in das bestehende wassermengenorientierte Hochwasserrisikomanagement integriert werden.

Allerdings ist bei stofflichen Fragestellungen ein zielgerichtetes Gewässermonitoring erforderlich. Diesbezüglich liefert Kapitel 4.4 (ab S. 77) praxisgerechte Empfehlungen.

8 Ausblick

Die Forschung der Projektpartner hat die Thematik der integrativen Bewirtschaftung von Trockenbecken und Poldern im Zusammenhang mit der stofflichen Komponente umfassend beleuchtet und mit diesem Leitfaden zu wichtigen Handlungsempfehlungen geführt.

Dennoch gibt es einige Bereiche, die nicht abschließend bearbeitet werden konnten. Demnach besteht auch weiterhin ein Forschungsbedarf über dieses Projekt hinaus.

Hinsichtlich der Sedimentations- und Stoffdynamik in Trockenbecken bestehen noch große Unsicherheiten bezüglich des Vegetationseinflusses sowohl auf Sedimentations- als auch auf Resuspensionsprozesse. Des Weiteren ist zu klären, inwieweit Flockungsprozesse im Kontext der Sedimentation in Trockenbecken von Relevanz sind. Ebenfalls von Interesse ist die Frage, wie sich die Steuerung mehrerer, in Serie geschalteter Trockenbecken hinsichtlich einer stofflichen Bewirtschaftung optimieren lässt.

Für eine gesicherte Bewertung der Auswirkungen von Überflutungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Im Rahmen des Projektes konnten nur zwei Überstauversuche durchgeführt werden, mit denen sozusagen „Neuland“ betreten wurde. Durch die begrenzten finanziellen Mittel und der begrenzten Zeit waren leider nur Topfversuche im Freiland mit zwei Kulturen möglich. Durch die vielen Einflussfaktoren und die unterschiedlich hohe Sensibilität verschiedener Nutzpflanzen gegenüber Überflutungen ist noch eine Vielzahl von Untersuchungen wünschenswert. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sollen als Basis für weitere Forschungen dienen, in denen neben der Ausweitung der Überstauexperimente auf möglichst viele Kulturen und innerhalb dieser auf verschiedener Pflanzensorten auch der Schritt vom Topf direkt auf den Acker erforderlich wäre. Das in diesem Leitfaden vorgestellte integrative Risikokonzept muss in den kommenden Jahren auf seine Praxistauglichkeit hin getestet und mit den dabei gewonnenen Erfahrungen weiterentwickelt werden. Hierzu ist insbesondere ein breit angelegter Diskussionsprozess zu führen, an dem die verschiedenen betroffenen Fachdisziplinen mitwirken sollen.

Es konnte eine auf empirischen Beziehungen basierende grobe Abschätzung des Sedimenteintrags in Rückhaltebecken gezeigt werden. Die Eingangsdaten sind jedoch für differenziertere Aussagen ungenügend und Messungen für Kalibrierung und Validierung liegen nicht vor. Die getroffenen Aussagen sind also eher qualitativer als quantitativer Natur. Nichtsdestotrotz konnten die Auswirkungen verschiedener Bearbeitungsweisen, Anbaukulturen und saisonaler Unterschiede verdeutlicht werden. Sind die erforderlichen Eingangs- sowie Kalibrierungs- und Validierungsdaten in ausreichender Qualität und Quantität vorhanden, sind physikalisch begründete Modelle theoretisch die erste Wahl. Allerdings haben es diese bisher in der Regel nur in stark geneigtem Gelände geschafft, ihre theoretische Überlegenheit in bessere Modellergebnisse als bei empirischen Ansätzen umzusetzen. Als Problemfelder wurden die räumliche und zeitliche Quantifizierung von Anfangsbodenfeuchte, Stoffumlagerung und Schneeschmelze bestätigt.

Index

ABAG	32	Horchheim	11, 54, 65
AbfKlärV	10	HQ1000	74
Abflussganglinie	41	Hydraulik von Rückhaltebecken	41
Anbauempfehlungen	12	Klärschlammverordnung	10
Baggergut	112	Landnutzungsänderung	104
BBodSchV	10	LAWA-Zielvorgabe	11
Beckengeometrie	98	Lokale Ebene	15, 59
Beckensteuerung	98	Maßnahmen zur Minimierung des Risikos	98
Bestandsaufnahme	37	Messprogramm	48
Betrachtungsebenen	15	Methodenbeschreibungen	16
Bilanzierung des Schaden	63	MUSLE	33
Bodenabtrag	32	N-A-Modelle	27
Bodenschutzrecht	8	N-A-Modellierung	23
Bundesbodenschutzgesetz	9	Orientierungswerte	10
Bundesbodenschutzverordnung	9	Pflanzenwachstumsmodell EPIC	60
Dauerstau	112	Quantifizierung der Sedimentationsmengen	45
DIN 19700	41, 55	Rechtliche Rahmenbedingungen	5
Einstauzeiten	41	Regionale Ebene	16
Einzugsgebietsanalyse	22	Rems	21
Einzugsgebietsbeschreibung	21	RIMAX	3
Einzugsgebietshydrologie	26	Risikoanalyse	18
Empirische Erosionsmodelle	31	Risikominderung	2
Erft	21	Rückhalteeffizienz	48
Europäische Bodenrahmenrichtlinie	8	Schaden	63
Feststoffaustrag	31, 32	Schaden durch stofflichen Eintrag	65
Forschungsfeld	5	Schaden durch Überstau	59
Freisetzungspotential von Schadstoffen	67	Schadenspotenzialanalyse	74
Gefahr	57	Schadstoffaustrag aus dem EZG	40
Gefährdung	20, 57	Schadstoffbelastung	52
Geoakkumulationsindex	11	Schadstoffe	112
Handlungsempfehlung	17	Schadstoffscreening	36, 37
Hochwassergefahren- und risikokarten	2	Sedimentaustrag	30
Hochwasserrichtlinie	6	Stauziel	41
Hochwasserrisiken	2	Stoffeintrag in Rückhalteräume	43
Hochwasserrisikomanagementpläne	2		
Hollandliste	11		

Stoffliche Hochwassergefahrenkarte.....	67	USLE	33
Stoffrückhalt	49	Vulnerabilität.....	57
Stoffrückhalte in Trockenbecken	43	Wassergefährdende Stoffe.....	67
Strömungsmodell	47	Wassergefährdungsklassen.....	68
Topfversuche im Freiland.....	150	Wasserhaushaltsgesetz	6, 67
Transportmodell	47	Wasserrahmenrichtlinie.....	5, 11, 37
Überflutungsfläche	69	Wasserrecht	5
Überstauhäufigkeit	42	Wirkungsbereich.....	16, 55
Überstautopfversuch	61	Wohngebäude	74
Überwachung	37	Zonierungskonzept.....	90
Überwachungsdaten	37		

Verzeichnis der Autoren und Herausgeber

Dr. rer. nat Ulrich Kern (Hrsg.)

Erftverband
Am Erftverband 6
50126 Bergheim
Tel.: +49 (0)2271 88-1245
Email: ulrich.kern@erftverband.de
Webseite: <http://www.erftverband.de>

Dr. rer. nat. Ekkehard Christoffels

Erftverband
Am Erftverband 6
50126 Bergheim
Tel.: +49 (0)2271 88-1109
Email: ekkehard.christoffels@erftverband.de
Webseite: <http://www.erftverband.de>

Dipl.-Geogr. Harald Frauenknecht

Institut für Bodenkunde und Standortlehre
Emil-Wolff-Str.27
70599 Stuttgart
Tel: +49(0)711 459 22 466
Fax: +49(0)711 459 23 117
Email: ibs@uni-hohenheim.de
Globale Email: harryfr@web.de

Dipl.-Geoökol. Hilke Heppelmann

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-
und Naturschutz (vormals Erftverband)
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim
Tel: +49(0)5121/ 509-204
Email: Hilke.Heppelmann@NLWKN-Hi.Niedersachsen.de
Webseite: <http://www.nlwkn.niedersachsen.de>

Dipl.-Geol. Volker Hericks

Gothaer Risk-Management GmbH
Höninger Weg 115
D-50969 Köln
Tel.: +49(0)221 308 237 11
Email: volker_hericks@gothaer.de
Webseite : <http://www.goethar.de>

Dr. Patrick Jacobs

TAUW GmbH
Michaelkirchstraße 17-18
10179 Berlin
Tel.: +49 (0)30 285 18 30
Email: patrick.jacobs@tauw.de
Globale Email:
Webseite: <http://www.tauw.de>

Dipl.-Hydrol. Claudia Kreschnak

Universität Hohenheim
Institut für Bodenkunde und Standortlehre
Emil-Wolff-Str.27
70599 Stuttgart
Tel: +49(0)711 459 22 466
Fax: +49(0)711 459 23 117
Email: ibs@uni-hohenheim.de

Dipl.-Geogr. Ingo Nienhaus

Dr. Lange und Nienhaus GbR (vormals Erftverband)
Friedrich-Breuer-Str. 91
53225 Bonn
Tel.: +49 (0)228 433 53 95
Email: in@lange-nienhaus.de
Webseite: <http://www.lange-nienhaus.de>

Dipl.-Geogr. Steffen Schönau

Universität Stuttgart
Institut für Wasserbau
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
Tel.: +49 (0)711 685 69103
Email: steffen.schoenau@iws.uni-stuttgart.de
Globale Email:
Webseite: <http://www.iws.uni-stuttgart.de>

Dipl.-Ing. Horst Werner

Erftverband
Am Erftverband 6
50126 Bergheim
Tel.: +49 (0)2271 88-1237
Email: horst.werner@erftverband.de
Webseite: <http://www.erftverband.de>

Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich

Universität Stuttgart
Institut für Wasserbau
Versuchsanstalt für Wasserbau
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
Tel.: +49 (0)711 685 64680
Email: bernhard.westrich@iws.uni-stuttgart.de

Dipl.-Ing. Sven Wurms

Universität Stuttgart
Institut für Wasserbau
Pfaffenwaldring 61
70550 Stuttgart
Tel.: +49 (0)711 685 68158
Email: sven.wurms@iws.uni-stuttgart.de
Globale Email: sven.wurms@gmx.de
Webseite: <http://www.iws.uni-stuttgart.de>

Dipl.-Geol. Dirk J. Zuckmantel

Ingenieurbüro Zuckmantel
Kaesenstr. 1
50677 Köln
Tel.: +49(0)221 348 922 45
Email: Zuckmantel@koelner-geologen.de

Literaturverzeichnis

- Abbot, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. und J. Rasmussen (1986a):** An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, 87, 45-59.
- Abbot, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. und J. Rasmussen (1986b):** An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen, "SHE", 1: Structure of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, 87, 61-77.
- Akkermann, M. (2004):** Beurteilung des Einflusses einer angepassten Ackernutzung auf den Hochwasserabfluss. Dissertation, FB Geowissenschaften und Geographie, Universität Hannover.
- Aksoy, J. und M.L. Kavvas (2005):** A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena*, 64, 247-271.
- Armstrong, W. und M.C. Drew (2002):** Root growth and metabolism under oxygen deficiency. – In: Waisel, Y., Eshel, A. and Kafkafi, U. (Eds.): *Plant roots: The hidden half*, 3rd edn. New York: Marcel Dekker: 729-761
- Arnold, J.G., Allen, P.M. und G. Bernhardt (1993):** A comprehensive surface-groundwater flow model. *J. Hydrol.*, 142, 47-69.
- Asselmann, N.E.M. (2000):** Fitting and interpretation of sediment rating curves. *J. Hydrol.*, 234, 228-248.
- Assmann, A. (1999):** Die Planung dezentraler, integrierter Hochwasserschutzmaßnahmen - Mit dem Schwerpunkt der Standortausweisung von Retentionsarealen an der Oberen Elsenz, Kraichgau. Dissertation, Universität Heidelberg. Schriftenreihe des Landesamts für Flurneuordnung und Landschaftsentwicklung, 11. LfFL Baden-Württemberg. 123 S.
- Auerswald, K. (1986):** Einstufung der Bodenerodibilität (K-Faktor) nach dem Klassenbeschrieb der Reichsbodenschätzung für Südbayern. *Z. f. Kulturtechnik & Flurbereinigung*, 27, 344-351.
- Auerswald, K. und F. Schmidt (1986):** Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA-Fachberichte, 1. Geologisches Landesamt, München.
- Auerswald, K., Flacke, W. und L. Neufang (1988):** Räumlich differenzierte Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. *Z. Pflanzenernähr. & Bodenk.*, 151, 369-373.
- Auerswald, K. (1992):** Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. -In: Larsen, P. [ed.] (1992). *Sediment management. Proceed. 5th International Symposium on River Sedimentation*, 6.-10. April 1992, Karlsruhe, S. 1031-1036.
- Auerswald, K. (1993a):** Realisierung durch die Landwirtschaft - Gewässerschutz durch Bodenschutz. -In: Thoro, C., Frede, H.-G., Langholz, H.-J., Schumacher, W. und W. Werner [Hrsg.] (1993): *Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft - Gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz*. *Agrarspectrum*, 32, 150-160. DLG-Verlag, Frankfurt a.M.
- Auerswald, K. (1993b):** Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. *Relief Boden Paläoklima*, 8. Gebr. Borntraeger, Berlin / Stuttgart.
- Auerswald, K. und A. Schwab (1999):** Erosionsgefährdung (C-Faktor) unterschiedlich bewirtschafteter Weinanbauflächen. *Vitic. Enol. Sci.*, 54(2-3), 54-60.
- Auerswald, K. (2002):** Landnutzung und Hochwasser. *Rundgespräche der Kommission für Ökologie*, 24, 67-76. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München.
- Auerswald, K. (2006):** 1.18 Germany. -In: Boardman, J. und Poesen, J. (eds.) (2006). *Soil Erosion in Europe*. pp. 213-230. John Wiley und Sons.
- Bacchi, O.O.S., Reichardt, K. und G. Sparovek (2003):** Sediment spatial distribution evaluated by three methods and its relation to some soil properties. *Soil & Tillage Research*, 69, 117-125.
- Banasik, K. und J.K. Mitchell (2008):** Conceptual model of sedimentgraph from flood events in a small agricultural catchment. *Annals of Warsaw University of Life Science - Land Reclamation*, 39, 49-57.

- Beasley, D.B. und L.F. Huggins (1982):** ANSWERS - User's Manual. Dept. of Agric. Eng., Purdue University, West Lafayette, In.
- Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. und R. Uebe (1998):** Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 75. Umweltbundesamt, Berlin. 288 S.
- Bergström, S. (1972):** Utveckling och tillämpning av en digital avrinningsmodell. Notiser och preliminära rapporter - Serie Hydrologi, No. 22. SMHI, Norrköping.
- Beven, K.J. und M.J. Kirkby (1979):** A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. Hydrol. Scienc. Bull., 24, 43-69.
- Beven, K.J. (2001):** Rainfall-Runoff Modeling: the Primer. John Wiley und Sons, Chichester, UK.
- BGR (2005):** Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 438 S.
- Billen, N. und J. Aurbacher (2007):** Landwirtschaftlicher Hochwasserschutz - 10 Steckbriefe für 12 Maßnahmen - Ein Maßnahmenratgeber für verschiedene Umsetzungsebenen. Inst. für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim.
- BKG [Hrsg.] (2007):** Digitales Geländemodell für Deutschland DGM-D. CD-ROM. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt a.M.
- BKG [Hrsg.] (2008):** Digitales Basis-Landschaftsmodell. CD-ROM. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt a.M.
- Blöschl, G. und R. Merz (2000):** Methoden der hydrologischen Regionalisierung im Zusammenhang mit der Niederschlag-Abfluss-Modellierung. -In: Gutknecht, D. [Hrsg.] (2000): Niederschlag-Abfluss-Modellierung - Simulation und Prognose. ÖWAV-Seminar, 12.-13. September 2000, TU Wien. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, 164, 149-178.
- Boardman, J. & und D.T. Favis-Mortlock (eds.) (1998):** Modelling soil erosion by water. NATO ASI Series, Series I: Global Environmental Change, Vol. 55. Springer, Berlin.
- Böhm, H.R. et al. (1998):** Anforderungen des vorbeugenden Hochwasserschutzes an Raumordnung, Landes-/Regionalplanung, Stadtplanung und die Umweltfachplanungen - Empfehlungen für die Weiterentwicklung. UBA-Texte, 45 (1999). Forschungsbericht 296 16 140. Umweltbundesamt, Berlin.
- Böhme, M. et al. (2005) (Hrsg):** Schadstoffbelastung nach dem Elbehochwasser 2002 – Eine Kurzdarstellung der Fakten und Hilfen zu deren Bewertung. 103 S.
- Bogena, H., Runkel, R., Schoberl, T., Schrey, H.-P., und F. Wendland (2003):** Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt 37, S. 148.
- Borah, D.K. and M. Bera (2004a):** Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. Trans ASAE, 46(6), 1553-1566.
- Borah, D.K. and M. Bera (2004b):** Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. Trans ASAE, 47(3), 789-803.
- Bosch, D., Theurer, F., Bingner, R., Felton, G. and I. Chaubey (1998):** Evaluation of the AnnAGNPS water quality model. ASAE Annual Meeting, Orlando, Florida, Paper No. 982195.
- Bradley, S.B. and J. Lewin (1982):** Transport of heavy metals on suspended sediments under high flow conditions in a mineralised region of Wales. Environm. Pollution (Series B), 4, 257-267.
- Brand, J. und H. Schneider (2000):** Kurseinheit Probenahmetechnik bei Altlasten. Hrsg.: Zentrim für Fernstudien und Universitäre Weiterbildung Universität Koblenz-Landau. 3. überarbeitete Auflage.
- BRD (1998):** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG).
- BRD (1999):** Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BbodSchV).
- BRD (2005):** Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG).
- BRD (2007):** BodSchätzG - BodenschätzungsgesetzGesetz zur Schätzung des landwirtschaftlichen Kulturbodens
- Bremicker, M. (2000):** Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 11. Institut für Hydrologie, Universität Freiburg.

- Buck, W. (2007):** Empfehlungen zur Durchführung von Hochwasserschutzuntersuchungen. In: DWA-Seminar „Hochwasserschadensinformationen“, 24.4.2007 in Karlsruhe. ATV-DVWK, Hennef.
- Buck, W., Kron, A. und A. Wetzel (2008):** Nutzen-Kosten-Untersuchung für ein Sturmflutsperrwerk. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 1 (2008), Nr. 5
- Buck, W. u. W. Pflügner (2008):** DWA-Arbeitshilfe "Hochwasserschadensinformationen. Grundlage für qualitätsgesicherte Planungen im Hochwasserschutz. In: KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft, Jg. 1, H. 9, S. 500 – 507.
- Bückmann, W. (2006):** Der zweite Entwurf einer europäischen Bodenrahmenrichtlinie. In: UPR - UMWELT UND PLANUNGSRECHT, Jg. 26, H.10, Seite 365-374.
- Büttner, O., Otte-Witte, K., Meon, G., Quoika, S. u. M. Rode (2000):** Zweidimensionale Strömungsmodellierung für einen überfluteten Auenbereich. In: Friese K, Witter B, Mielich G, Rode M (Hrsg): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertung. New York Heidelberg Berlin.
- Burgos, M.S., Messmer, M.M. et al. (2001):** Flooding tolerance of spelt (*Triticum spelta* L.) compared to wheat (*Triticum aestivum* L.)—a physiological and genetic approach. In: *Euphytica* 122:287–295
- Büttner, O., Otte-Witte, K., Meon, G., Quoika, S. und M. Rode (2000):** Zweidimensionale Strömungsmodellierung für einen überfluteten Auenbereich. In: Friese K, Witter B, Mielich G, Rode M (Hrsg): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertung. New York Heidelberg Berlin.
- Butz, J. (2005):** Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Schriftenreihe SWW, 119. Dissertation, Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- BVBS (2008):** Anlagen zum Abschlussbericht (Endbericht des Forschungsprojekts „Aktuelle Gebäudesachwerte in der Verkehrswertermittlung“).http://www.bmvbs.de/Anlage/original_1033878/Anlagen-zum-Abschlussbericht.pdf. Online Ressource, Abruf 21.01.2008
- Cappuyns, V. u. R. Swennen (2004):** Secondary mobilisation of heavy metals in overbank sediments. *Journal of Environmental Monitoring* 6, 434-440.
- Caspary, H.J. (2001):** Zusammenhang zwischen der Verschärfung des Hochwasserrisikos in Südwestdeutschland seit Mitte der siebziger Jahre und einem veränderten Winterklima. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 10(4), 286-293.
- Cerdan, O., Souchère, V., Lecomte, V., Couturier, A. and Y. Le Bissonnais (2001):** Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff and erosion model STREAM (Sealing Transfer Runoff Erosion Agricultural Modification). *Catena*, 46, 189-205.
- Chen, V.J. and C.Y. Kuo (1986):** A study on synthetic sedimentgraphs for ungaged watersheds. *J. Hydrol.*, 84, 35-54.
- Christoffels, E. (2008a):** Monitoring und Modellanwendung - Entwicklung eines Immissionsinventars am Beispiel der Erft, Erftverband Bergeheim 2008, ISBN 978-3-00-024445-2.
- Christoffels, E. (2008b):** Erosionsbedingte Bodenverlagerung - Vortrag am 22.04.2008 bei der Bezirksregierung Köln (Runder Tisch WRRL). Unveröffentlicht.
- Christoffels, E. und M. Willkomm (2008):** Chemisch-physikalische Stoffeinträge in die Fließgewässer aus den Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalts – Teil 1: Konzeption des Monitoringsystems und grundlegende Ergebnisse. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Jg. 1, H. 11, S. 612 – 617.
- Chuan, M.C., Shu, G.Y. und J.C. Liu (1996):** Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water Air Soil Pollut* 90, 543–556 Heron G, Christensen TH, Tjell JC (1994): Oxidation capacity of aquifer sediments. *Environ Sci Technol* 28, 153–158.
- Collaku, A., Harrison, S.A. (2002):** Losses in wheat due to waterlogging. In: *Crop Science*, 42: 444-450.
- Collins, A.L. and D.E. Walling (2004):** Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography*, 28(2), 159-196.
- Cox, N.J., Warburton, J., Armstrong, A. and V. Holliday (2008):** Fitting concentration and load rating curves with generalized linear models. *Earth Surf. Process. Landf.*, 33, 25-39.

- Dane, J.H., Topp, G.C. und L. Al-Amoodi (Hrsg) 2002:** Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods. Soil Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Darcy, H. (1856) :** Les Fontaines Publique de la Ville de Dijon, Paris, Dalmont.
- Dearing, J.A. (1991).** Lake sediment records of erosional processes: Hydrobiologica, 214, 99-106.
- De Boer, D., Froehlich, W., Mizuyama, T. und A. Pietroniro (Hrsg.) (2002):** Erosion prediction in ungauged basins: Integrating methods and techniques. IAHS Publication, No. 279. IAHS Press, Wallingford.
- De Roo, A.P.J., Wesseling, C.G., Cremers, N.H.D.T., Offermanns, R.J.E., Ritsema, C.J. and K. Van Oostindie (1994):** LISEM: a new physically-based hydrological and soil erosion model in a GIS-environment, theory and implementation. -In: Olive, A.J., Loughran, R.J. and J.A. Kesbys (eds.) (1994): Variability in stream erosion and sediment transport. IAHS Publication, 224, 439-448. IAHS Science Press, Wallingford.
- Desmet, P.J.J. and G. Govers (1996):** A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-Factor on topographically complex landscape units. J. Soil Water Conserv., 51(5), 427-433.
- Deutsches Institut für Normung (1996):** DIN 18123 - Baugrund, Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung
- de Vente, J., Poesen, J. and G. Verstraeten (2005):** The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. J. Hydrol., 305, 63-86.
- DGG (2002):** Empfehlungen für die Anwendung von geosynthetischen Tondichtungsbahnen. – 1. Auflage, 112 S., Berlin (Ernst und Sohn).
- Dillaha, T.A., Wolfe, M.L., Shirmohammadi, A. and F.W. Byne (2004):** ANSWERS-2000. -In: Parsons, J.E., Thomas, D.L. und R.L. Huffman (eds.) (2004): Agricultural non-point source water quality models. Southern Cooperative Series Bulletin, 398, 28-44.
- Dunne, T. und R.D. Black (1970):** An experimental investigation of runoff production in permeable soils. Water Resources Research, 6, 478-490.
- Dunne, T. (1978):** Field studies of hillslope flow processes. -In: Kirkby, M.J. [Hrsg.] (1978): Hillslope hydrology. pp. 227-293. John Wiley und Sons, New York.
- DVWK (Hrsg.) (1989):** Wahl des Bemessungshochwassers. Entscheidungswege zur Festlegung des Schutz- und Sicherheitsgrades. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 209. Kommissionsvertrieb Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- DVWK (1996) (Hrsg.):** Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 239, Bonn.
- DVWK [Hrsg.] (1999a):** Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern. DVWK-Schriftenreihe 128, Bonn.
- DVWK [Hrsg.] (1999b):** Statistische Analyse von Hochwasserabflüssen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 251. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- DWA (2008a):** Arbeitshilfe Hochwasserschadensinformationen. DWA-Themen HW 4.4. 153 S.
- DWD (Hrsg.) (1997):** Starkniederschlagshöhen für die Bundesrepublik Deutschland. Selbstverlag Deutscher Wetterdienst. DWD, Offenbach a.M.
- Eder, J. (2005):** Anbau, Düngung und Biogaserträge von Nachwachsenden Rohstoffen. In: International Energy Farming Congress. 02. March to 04. March, Papenburg, Germany, Tagungsband.
- Erftverband (2008, unveröff.):** Erftsedimentuntersuchung – Dokumentation der Probenahme und Probeverarbeitung (Standardarbeitsanweisung).
- EFTA 144/06/KOL 2006:** Empfehlung der EFTA-Überwachungsbehörde zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln.
- EDF (1996):** TELEMAT-2D Version 3.0 Principle note, Rapport EDF HE-4394052B.
- EDF (2000):** TELEMAT Modelling System, Logiciel SUBIEF, Manuel Utilisateur, Version 5.2.

- Erdmann, K.-H. (1998):** Untersuchungen zur Bodenerosion im südlichen Nordrhein-Westfalen. MAB-Mitteilungen, 43. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Ernstberger, H. (2005):** Nachhaltiger, vorbeugender Hochwasserschutz durch schonende Flächenbewirtschaftung und die Wiederherstellung von Bach- und Flussauen. Bericht LAWA-Projekt O8.03. Büro für Umweltbewertung und Geoökologie, Gießen-Wieseck.
- EU (2006):** Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG vom 22.09.2006 [2006/0086(COD)].
- EU (2007):** Biobrennstoffe: Beihilfen pro Hektar Energiepflanzen gesenkt, da Fläche über 2 Millionen Hektar liegt - IP/07/1528. Zugriff am 09.09.08 auf: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/07/1528&format=HTML&aged=1&language=DE&guiLanguage=en>
- Evans, R. (1998):** Field data and erosion models. -In: Boardman, J. and D.T. Favis-Mortlock (eds.) (1998): Modelling soil erosion by water. NATO ASI Series, Series I: Global Environmental Change, 55, 313-327. Springer, Berlin.
- Eyring (2006):** Feststoffeintrag aus Bodenerosion in die Fließgewässer – Risikoabschätzung und Monitoringstrategien für das obere Rotbach-Einzugsgebiet. Diplomarbeit, Universität-Bonn. 98 S.
- FAO (Hrsg.) (1995):** Digital Soil Map of the World and Derived Soil Properties. Version 3.5, CD-ROM. Land and Water Digital Media Series, 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Favis-Mortlock, D.T. (1998):** Validation of field-scale soil erosion models using common datasets. -In: Boardman, J. and D.T. Favis-Mortlock (eds.) (1998): Modelling soil erosion by water. NATO ASI Series, Series I: Global Environmental Change, 55, 89-127. Springer, Berlin.
- Favis-Mortlock, D.T., Quinton, J.N. and W.T. Dickinson (1996):** The GCTE Validation of Soil Erosion Models for Global Change Studies. J. Soil & Water Conser., 51(5), 397-403.
- Ferro, V. and P. Porto (2000):** A sediment delivery distributed (SEDD) model. J. Hydrol. Engng ASCE, 5(4), 411-422.
- Fiener, P. und K. Auerswald (2003):** Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. J. Environ. Qual., 32, 927-936.
- Fiener, P., Auerswald, K. and S. Weigand (2005):** Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small retention ponds. Agriculture, Ecosystems and Environment, 110, 132-142.
- Filius, A., Streck, T. und J. Richter (1998):** Cadmium Sorption and Desorption in Limed Topsoils as Influenced by pH: Isotherms and Simulated Leaching. Journal of Environmental Quality 27, 12-18.
- Flanagan, D.C. and M.A. Nearing (1995):** USDA Water Erosion Prediction Project - Hillslope profile and watershed model documentation. NSERL Report, No. 10. USDA-ARS NSERL, West Lafayette.
- Fleck, W. (2001):** Vorsorgemaßnahmen gegen Sedimenteinträge im Einzugsgebiet. -In: WBW [Hrsg.] (2001): Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken in Baden-Württemberg Betriebsführung und Unterhaltung von Hochwasserrückhaltebecken. Berichtsband zum achten Erfahrungsaustausch 9. Mai 2001 in Osterburken, S. 32-37. WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung, Heidelberg.
- Förstner, U. (2002):** Sediments and the European Water Framework Directive. – J. Soils Sediments, 2 (2): S. 54.
- Förstner, U. und P. Jacobs (2004):** Schwermetall-Freisetzung aus belasteten Überflutungsflächen in Folge (bio-) chemischer und physikalischer Einflüsse. In: Geller et al.: Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002. S. 275 – 286.
- Franchini, M. und M. Pacciani (1991):** Comparative analysis of several conceptual rainfall-runoff models. J. Hydrol., 122, 161-219.
- Fuchs, S. und M. Schwarz (2007):** Ableitung naturraumtypischer Anreicherungs-faktoren zur Bestimmung des Phosphor- und Schwermetalleintrages in Oberflächengewässer durch Erosion. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe (TH).
- Gandrass, J., W. Salomons und U. Förstner (Hrsg.) (2002):** River Sediments and Related Dredged Material in Europe – Scientific Background from the Viewpoints of Chemistry, Ecotoxicology and Regulations. Workshop Report I. 83 S. GKSS Research Centre, Geesthacht.

- GD [Hrsg.] (2000a):** Informationssystem Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000. CD-ROM. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GD [Hrsg.] (2000b):** Informationssystem Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:5.000. CD-ROM. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GD [Hrsg.] (2000c):** Informationssystem Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:100.000. CD-ROM. Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- Geller et. al (2003) (Hrsg.):** Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 - Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde. Endbericht des Projektes BMBF-Förderkennzeichen PTJ 0330492. 662 S.
- Guillot, P. und D. Duband (1967):** La méthode du GRADEX pour le calcul de la probabilité des crues à partir des pluies. Journées SHF, 7. SHF, Paris. 7 p.
- Gupta, S.K. und C. Aten (1993):** Comparison and Evaluation of Extraction Media and Their Suitability in a Simple Model to Predict the Biological Relevance of Heavy Metal Concentrations in Contaminated Soils. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 51, 25-46.
- Haan, C.T., Barfield, B.J. and J.C. Hayes (1994):** Design hydrology and sedimentology for small catchments. Academic Press, San Diego.
- Hahn, C. (2007):** Europa gibt sich eine Hochwasserrichtlinie. In: aqua press INTERNATIONAL, Ausgabe 4/2007, S. 8-13. Quelle: <http://www.aquamedia.at/templates/index.cfm/id/23251> am 21.07.2008.
- Halbfaß, S. (2005):** Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Dissertation, TU Dresden. Beiträge zur Landschaftsforschung, 1. Rhombos-Verlag, Berlin. 206 S.
- He, Q. and D.E. Walling (2003):** Testing distributed soil erosion and sediment delivery models using ¹³⁷Cs measurements. Hydrol. Process., 17, 901-916.
- Hebel, B. (2003):** Validierung numerischer Erosionsmodelle in Einzelhang- und Einzugsgebiet-Dimension. Inaugural-Dissertation, Philos.-Naturw. Fakultät, Universität Basel.
- Heiden, S., Erb, R. und F. Sieker (2001):** Hochwasserschutz heute – Nachhaltiges Wassermanagement. Initiativen zum Umweltschutz Bd. 31. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Hennings, V. [Koord.] (1994):** Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geol. Jahrbuch Reihe F, Heft 31. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 232 S.
- Hewlett, J.D. und A.R. Hibbert (1967):** Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. -In: Sopper, W.E. und Lull, H.W. [eds.] (1967): Proc.Hrsg. Intern. Symp. of Forest Hydrology, Norwich, pp. 275-290.
- Hericks, V. (2008):** Analyse des Schadenpotenzials eines extremen Hochwassers (HQ₁₀₀₀) unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim an der Erft, Universität Koblenz-Landau, Diplomarbeit.
- Holz, A. (2004):** Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Dissertation, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften. Schriftenreihe Inst. für Siedlungswasserw., Band 117. Institutsverlag ISWW, Universität Karlsruhe (TH).
- Horton, R.E. (1933):** The role of infiltration in the hydrological cycle. Trans. AGS, 14, 446-460.
- Hrissanthou, V. (1987):** Simulationsmodelle zur Berechnung der täglichen Feststofflieferung eines Einzugsgebietes. Mitt. Inst. f. Hydrol. und Wasserwirtschaft, 31. Dissertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe (TH).
- Hrissanthou, V. (2005):** Estimation of sediment yield in a basin without sediment data. Catena, 64, 333-347.
- Huang, B., Johnson, W. et al. (1994):** Nutrient accumulation and distribution of wheat genotypes in response to waterlogging and nutrient supply. In: Plant and soil 173: 47-54
- Ingwersen, J. (2001):** The Environmental Fate of Cadmium in the Soils of the Waste Water Irrigation Area of Braunschweig - Measurement, Modelling and Assessment. Naturwissenschaftliche Fakultät, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig. 171 pages

- Ingwersen, J. und T. Streck (2006):** Modeling the Environmental Fate of Cadmium in a Large Wastewater Irrigation Area. *Journal of Environmental Quality* 35, 1702-1714.
- Jacobs, P.H. (2003):** Kontaminierte Sedimente und Baggergut: Aktive Barriere-Systeme für die subaquatische Lagerung und Abdeckung. – Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg, 186 S., Hamburg.
- Jacobs, P.H. (2007):** Grundlagen für das hochwasserbezogene Sedimentmanagement auf der Grundlage von Unterwasserdepots mit aktiven Barriere-Systemen zur Abdeckung. – 1. Zwischenbericht, RIMAX Forschungsverbund – Teilprojekt Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung, 59 S., Berlin.
- Jacobs, P.H. (2008):** Hochwasserbezogenes Sediment-Management – Bewertung von Unterwasserdepots mit aktiven Barriere-Systemen. Endbericht RIMAX Forschungsverbund – Teilprojekt Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung, 52 S., Berlin.
- Jacoub, G. (2004):** Development of a 2-D numerical module for particulate contaminant transport in flood retention reservoirs and impounded rivers. Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, Mitteilungen Heft 133.
- Jacoub, G. und B. Westrich (2004):** 2-D numerical code to simulate the transport and deposition of dissolved and particulate contaminants in a flood retention reservoir. 6. International Conference on Hydrosience and Engineering, ICHE2004, Advances in Hydro-Science and -Engineering, Brisbane, Australia, 6/2004, Vol. 6, 272–273
- Jakeman, A., Littlewood, I. und P. Whitehead (1990):** Computation of the instantaneous unit hydrograph and identifiable component flows with application to two small upland catchments. *J. Hydrol.*, 117, 275-300.
- Jetten, V., de Roo, A. and D.T. Favis-Mortlock (1999):** Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *Catena*, 37, 521-541.
- Jetten, V., Govers, G. and R. Hessel (2003):** Erosion models: Quality of spatial predictions. *Hydrol. Proces.*, 17, 887-900.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, A.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H. and R.V. O'Neill (2001):** Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic region. *Landscape Ecol.*, 16, 301-312.
- King, D., Daroussin, J. and R. Tavernier (1994):** Development of a soil geographic database from the soil map of the European Communities. *Catena*, 21, 37-56.
- King, C., Baghdadi, N., Lecomte, V. and O. Cerdan (2005):** The application of remote sensing data to monitoring and modelling of soil erosion. *Catena*, 62, 79-93.
- Kirkby, M.J. und R.J. Chorley: (1967):** Throughflow, overland flow and erosion. *Bull. IASH*, 12, 5-21.
- Kistemann, T., Christoffels, E., Franke, C., Rechenburg, A., Willkomm, M. und M. Exner (2007):** Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist (Swist III).
- Kleeberg, H.-B. und H. Øverland (1989):** Zur Berechnung des effektiven oder abflusswirksamen Niederschlags. Mitteilungen Institut für Wasserwesen, Heft 32. Universität der Bundeswehr München, Neubiberg.
- Klein, B. und A. Schumann (2006):** Generierung von mehrgipfligen Bemessungsganglinien für die Hochwasserbemessung von Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken. -In: Disse, M., Guckenberger, K., Pakosch, S., Yörük, A. und Zimmermann, A. [Hrsg.] (2006): Risikomanagement extremer hydrologischer Ereignisse. Beiträge zum Tag der Hydrologie 2006, S. 255-266, 22./23. März 2006, Universität der Bundeswehr München, Neubiberg.
- Klisch, A. (2003):** Ableitung von Blattflächenindex und Bedeckungsgrad aus Fernerkundungsdaten für das Erosionsmodell EROSION 3D. Dissertation, Math.-Naturwiss. Fak., Universität Potsdam.
- Kloke, A. (1991) (Hrsg.):** Anthropogene Einflüsse auf Böden. Kurseinheit: Bodenverunreinigungen durch Pflanzenschutzmittel und organische Schadstoffe. Weiterwildender Fernstudienkurs Angewandte Umweltwissenschaften. Koblenz, 103 S.
- Knisel, W.G. (ed.) (1980):** CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. USDA Sci. and Educ. Admin. Conser. Rep., 26. 640 pp. USDA.

- Kothyari, U.C., Jain, M.K. and K.G. Ranga Raju (2002):** Estimation of temporal variation of sediment yield using GIS. *Hydrol. Sciences*, 47(5), 693-706.
- Krasa, J., Dostal, T., Van Rompaey, A., Vaska, J. and K. Vrana (2005):** Reservoirs' siltation measurements and sediment transport assessment in the Czech Republic, the Vrchlice catchment study. *Catena*, 64, 348-262.
- Kühner, S. (1998):** Bodenverdichtung - Grundlage für eine nachhaltige Landwirtschaft aus bodenkundlicher Sicht. DVWK-Materialien, Heft 4. WVGW mbH, Bonn.
- Kumar, S. and R.A. Rastogi (1987):** A conceptual catchment model for estimating suspended sediment flow. *J. Hydrol.*, 95, 155-163.
- LUA (2002):** Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo), Datenbank und Software Version 4.2, Juli 2002.
- LUA (2003):** Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Oberböden Nordrhein-Westfalens – Auswertung aus dem Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo) Quelle: http://www.lanuv.nrw.de/boden/pdf/HGW_Internet_2003-3.pdf
- LUA [Hrsg.] (2004):** Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion und Stoffabtrag von Ackerflächen. Abschlussbericht des NRW-Verbundvorhabens „Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen - Ausmaß und Minderungsstrategien“. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, 19. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LUA [Hrsg.] (2006):** Digitale Gewässerkarte des Landes Nordrhein-Westfalen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LABO (2003):** Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. Beschlussfassung der 33. StAA4-Sitzung, 29./30.01.2003, 58 S.
- LAWA (Hrsg.) (1995):** Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz.
- LAWA (Hrsg.) (1998):** Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuchverlag, Berlin.
- Leavesley, G.H., Lichty, R.W., Troutman, B.M. und L.G. Saindon (1983):** The Precipitation-Runoff-Modelling System - User's manual. USGS Water Resources Investigations Report, 83. USGS, Denver.
- Lee, Y.H. and V.P. Singh (2005):** Tank model for sediment yield. *Water Resources Management*, 19, 349-362.
- Leeks, G. (2005):** Measuring sediment loads, yields, and source tracing. -In: Anderson, M.G. (ed.) (2005): *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Chapter 86. John Wiley & Sons, Ltd.
- Leon, L.F., Lam, D.C., Swayne, D.A., Farquhar, G.J. and E.D. Soulis (2000):** Integration of a nonpoint source pollution model with a decision support system. *Env. Model. & Softw.*, 15, 249-255.
- Leonhard, R.A., Knisel, W.G. and D.A. Still (1987):** GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Trans. ASAE*, 30, 1403-1418.
- Letcher, R.A., Jakeman, A.J., Merritt, W.S., McKee, L.J., Eyre, B.D. and B. Baginska (1999):** Review of techniques to estimate catchment exports. Technical Report, 99/73. NSW Environment Protection Agency, Sydney.
- Lewis, J. (1996):** Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation. *Water Resour. Res.*, 32(7), 2299-2310.
- LfU [Hrsg.] (1998):** Landnutzungskarte (LANDSAT 1975) Baden-Württemberg. CD-ROM. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU [Hrsg.] (1999):** Landnutzungskarte (LANDSAT 1993) Baden-Württemberg. CD-ROM. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU [Hrsg.] (2002):** Landnutzungskarte (LANDSAT 2000) Baden-Württemberg. CD-ROM. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU [Hrsg.] (2004):** WaBoA Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg. Digitale Ausgabe (CD-ROM), 2. Auflage. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- LfU [Hrsg.] (2005a):** Festlegung des Bemessungshochwassers für Anlagen des technischen Hochwasserschutzes - Leitfaden. Oberirdische Gewässer - Gewässerökologie, 92, 91 S. LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU [Hrsg.] (2005b):** Hochwasserabfluss-Wahrscheinlichkeiten in Baden-Württemberg. CD-ROM. Oberirdische Gewässer - Gewässerökologie. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU [Hrsg.] (2005c):** Abflusskennwerte in Baden-Württemberg. Teil1: Hochwasserabflüsse. Teil 2: Mittlere Abflüsse und Mittlere Niedrigwasserabflüsse. Oberirdische Gewässer - Gewässerökologie, 94, Software (CD-ROM). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LGRB [Hrsg.] (2005a):** BÜK200 Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200.000. Vektordaten im ArcView-Shape-Format, ohne Topographie, auf CD-ROM. Landesanstalt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg, Freiburg.
- LGRB [Hrsg.] (2005b):** Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000. Digitale Ausgabe (CD-ROM). Landesanstalt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg, Freiburg i.Br.
- Löw, M. (2007):** Die Hochwasserrichtlinie der Europäischen Union. In: Wasser und Abfall, Heft 12, S. 15 – 18.
- LUBW [Hrsg.] (2007):** Beschaffenheit der Fließgewässer - Jahresdatenkatalog 1972-2005. CD-ROM. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Ludwig, K. (1982):** The program system FGMOD for calculation of runoff processes in river basins. Zeitschrift f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 23, 25-37.
- LUNG Meck.-Pomm. (2002):** Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- Lutz, W. (1984):** Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. Mitt. Inst. f. Hydrol. und Wasserwirtschaft, 24. Dissertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe (TH).
- LVA BW [Hrsg.] (2002):** Digitales Orthophoto (DOP) 1:10.000 Baden-Württemberg. CD-ROM. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LVA BW [Hrsg.] (2003):** Rasterkarte 1:10.000 (RK10) Baden-Württemberg. CD-ROM. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- LVA BW [Hrsg.] (2007):** Laserscan-DGM von Baden-Württemberg. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- LVA NRW [Hrsg.] (2006):** ATKIS Basis-DLM Nordrhein-Westfalen. CD-ROM. Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Köln.
- Maniak, U. (2005):** Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure. Springer, Berlin Heidelberg.
- Margoum, M. (1992) :** Estimation de crues rares et extrêmes: le modèle AGREGEE. Conception et premières validations. Thèse de Doctorat, Ecole des Mines de Paris, CEMAGREF Lyon. 252 p.
- Martin, W. (1988):** Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Dissertation, Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan.
- Matschonat, G., Ingwersen, J. und T. Streck (2003):** Suitability of the ESS laboratory method to determine the equilibrium soil solution composition of agricultural soils. and suggestions for simplification of the experimental procedure. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166, 742-749.
- Maurer, T. (1997):** Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. Mitteilungen IHW, 61. Dissertation, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- McCool, D.K., Brown, L.C., Foster, G.R., Mutchler, C.K. und L.D. Meyer (1987):** Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. Trans. ASAE, 30(5), 1387-1396.
- Merritt, W.S., Letcher, R.A. und A.J. Jakeman (2003):** A review of erosion and sediment transport models. Environm. Model. & Softw., 18, 761-799.
- Merz, B. (2006):** Hochwasserrisiken Grenzen und Möglichkeiten zur Risikoabschätzung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- Merz, B. und E. Plate (2001):** Naturkatastrophen - Ursachen, Auswirkungen, Vorsorge. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Mitas, L. and H. Mitasova (1998):** Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention. *Water Resources Research*, 34, 505-516.
- Molina, J.N. (1995):** Modellierung der Bodenerosion durch Wasser und des Schwebstofftransportes in mittelgroßen Einzugsgebieten. *Mitteilungen Leichtweiß-Institut für Wasserbau*, 128. TU Braunschweig.
- Molina, J.N. und A. Stödter (1998):** Prozessorientierte Schwebstoffmodellierung in Flussgebieten. *DGM*, 42(2), 64-68.
- Moore, I.D. and G.J. Burch (1986):** Physical basis of the length-slope factor in the universal soil loss equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 1294-1298.
- Morgan, R.P.C. (1999):** Bodenerosion und Bodenerhaltung. Enke, Stuttgart.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D. and M.E. Styczen (1998):** The European soil erosion model (EUROSEM) - A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Process. Landf.*, 23, 527-544.
- Moser, M. und J. Reich (2008):** Das Projekt Hochwassergefahrenkarten in Baden-Württemberg. *Wasserwirtschaft*, 4 (2008), 15-17.
- Müller, G. und A. Yahya (1993a):** Schadstoffbelastungen in Böden von Hochwasserüberflutungsflächen des Rheins in Rheinland-Pfalz. *Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz*
- Müller, G., Yahya, A. und P. Gentner (1993b):** Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Zuflüsse: Bestandsaufnahme 1990 und Vergleich mit früheren Untersuchungen. *Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen* 69.
- MUNLV [Hrsg.] (2003):** Leitfaden Hochwassergefahrenkarten. *Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf*. 21 S.
- MUNLV [Hrsg.] (2004):** Ermittlung von Bemessungsabflüssen nach DIN 19700 in Nordrhein-Westfalen. *Merkblätter*, 46. *Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf*.
- MUNLV (2005):** Ergebnisbericht Erft – Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme. *Düsseldorf*.
- Murschel, B. und G. Clemens (1995):** Abschätzung der Bodenerosion durch Feldversuche und modellanalytische Ansätze. -In: *LfU BW [Hrsg.] (1995): Prognose von Bodenerosion - Workshop. Materialien zum Bodenschutz*, 4, S. 117-134. *Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe*.
- Nachtnebel, H.P., Seidelmann, R., Müller, H.W. und B. Schwaighofer (1998):** Schwebstoffe in der Donau - Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstoffe in der Donau und ihren wichtigsten Zubringern. *Forschung im Verbund Schriftenreihe*, 45.
- Nacken, H. (2008):** Die neue Europäische Hochwasserrichtlinie. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft (KW)*, Jg. 1, H. 5, S. 248 – 251.
- Naumann, Th. (2007):** Abschätzung von Hochwasserschäden an der Bausubstanz von Wohngebäuden nach einem gebäudetypologischen Ansatz. In: *DWA-Seminar „Hochwasserschadensinformationen“*, 24.4.2007 in Karlsruhe, ATV-DVWK, Hennef.
- Nearing, M.A. (1998):** Why soil erosion models over-predict small soil losses and under-predict large soil losses. *Catena*, 32, 15-22.
- Nearing, M.A. (2000):** Evaluating soil erosion models using measured plot data: Accounting for variability in the data. *Earth Surf. Process. Landf.*, 25, 1035-1043.
- Nearing, M.A. (2006):** Can erosion be predicted? -In: *Owens, P.N. and A.J. Collins (eds.) (2006): Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: Measurement, modelling and management*. pp. 145-152. *CABI Publishing, Wallingford, UK*.
- NLFB (Hrsg.) (2001):** Digitaler Atlas Hintergrundwerte: Natürliche chemische Gehalte von Bachsedimenten, Böden, Gesteinen und Grundwasser in Niedersachsen und Bremen. *CD-Rom*.

- Niehoff, D. (2002):** Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. Brandenburgische Umwelt Berichte, 11. Math.-Naturw. Fakultät, Universität Potsdam.
- Nunes de Lima, M.V. and S. Peedell (2004):** IMAGE2000 - A European spatial reference. Proc. 10th EC GI & GIS Workshop, ESDI State of the Art, Warsaw, Poland, 23-25 June 2004.
- Ostrowski, M.W. (1982):** Ein Beitrag zur kontinuierlichen Simulation der Wasserbilanz. Mitteilungen Inst. für Wasserbau und Wasserwirtschaft, 42. Dissertation, IWW, RWTH Aachen. 188 S.
- Parkhurst, D.L. und C.A.J. Appelo (1999):** User's guide to PHREEQC (Version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, onedimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259. U.S. Geological Survey
- Palermo, M., Maynard, S., Miller, J. und D. Reible (1998):** Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments. – Leitfaden EPA 905-B96-004, Great Lakes, National Program Office, Chicago, Illinois.
- Petelkau, H. (1998):** Bodenbearbeitung und Bodenschadverdichtungen. -In: KTBL [Hrsg.] (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz - Schlussfolgerungen für gute fachliche Praxis. KTBL-Arbeitspapier, 266, 56-79.
- Pfannkuche, J. & Schmidt, A. (2003):** Determination of suspended particulate matter concentration from turbidity measurements: Particle size effects and calibration procedures. Hydrol. Process., 17, 1951-1963.
- Plate, E. und Merz, B. (2001):** Naturkatastrophen: Ursachen – Auswirkungen – Vorsorge. Schweitzer-Bart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Prasuhn, V. (2003):** Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr? DBG-Mitteilungen, 102(2), 789-790.
- Prasuhn, V. und M. Braun (1994):** Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. FAC Schriftenreihe, 17. Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern. 113 S. + Anhang 101 S.
- Quine, T.A. (1999):** Use of caesium-137 for validation of spatially distributed erosion models: The implications of tillage erosion. Catena, 37, 415-430.
- Rabus, B., Eineder, M., Roth, A. and R. Bamler (2003):** The shuttle radar topography mission: a new class of digital elevation models acquired by spaceborne radar. Photogramm. Rem. Sens., 57, 241-262.
- Rao, C.R.M., Sahuquillo, A. and J.F.L. Sanchez (2008):** A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. Water Air And Soil Pollution 189, 291-333.
- Reese, S., Markau, H.-J. und H. Sterr (2000):** Mikroskalige Evaluation der Risiken in überflutungsgefährdeten Küstenniederungen. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Refsgaard, J.C. und B. Storm (1995):** MIKE SHE. -In: Singh, V.P. [Hrsg.] (1995): Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado (USA), pp. 809-846.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A. and J.P. Porter (1991):** RUSLE - Revised Universal Soil Loss Equation. J. Soil Water Conserv., 46(1), 30-33.
- Rendon-Herrero, O. (1978):** Unit Sediment Graph. Water Resour. Res., 14(5), 889-901.
- Richards, L.A. (1931):** Capillary conduction of liquids in porous mediums. Physics, 1, 318-331.
- Richtlinie 2007/60/EG** des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 288, S.27 vom 06.11.2007.
- Richtlinie 2002/32/EG** des Europäischen Parlaments und des Rates vom 7. Mai 2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung, Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 140, S.10 vom 30.5.2002.
- Rode, M. and K.-E. Lindenschmidt (2001):** Distributed sediment and phosphorus transport modeling on a medium sized catchment in central Germany. Phys. Chem. Earth (B), 26(7-8), 635-640.

- Rosenkranz, D., Bachmann, G., König, W. und G. Einsele (Hrsg.) (2005):** Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Rosner, J. und A. Klik (2005):** Konservierende Bodenbearbeitungssysteme - Boden-, Nährstoff- und Pestizidabträge in trockenen und mäßig feuchten Lagen Ostösterreichs. *Gesunde Pflanzen*, 57, 179-186.
- Rudra, R.P., Dickinson, W.T., Clark, D. J. and G.J. Wall (1986):** GAMES: A Screening Model of Soil Erosion and Fluvial Sedimentation in Agricultural Watersheds. *Can. Water Resour. J.*, 11(4), 58-71.
- Saavedra, C. (2005):** Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition in the Andean region using geo-information techniques. PhD Dissertation, ITC, Wageningen University, Enschede, The Netherlands.
- Saint-Venant, B. de (1871):** Theory of unsteady water flow, with application to river floods and to propagation of tides in river channels. *French Academy of Science*, 73(148-154), 237-240.
- Salles, C., Tournoud, M.G. and Y. Chu (2008):** Estimating nutrient and sediment flood loads in a small Mediterranean river. *Hydrol. Process.*, 22, 242-253.
- Sauer, A, Schanze, J. und Walz, U. (2007):** Development of a GIS-based Risk Assessment Methodology for Flood Pollutants. In: Marx Gómez J. et al: *Information Technologies in Environmental Engineering*. ITEE 2007 – 3rd Intern. ICSC Symposium, Berlin. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Sauerborn, P. (1994):** Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. *Bonner Bodenkd. Abh.*, 13. 189 S.
- Schäuble, H. (2005):** Sedimentfrachtprognosen mit GIS - Neue Strategien für globale Modellgleichungen unter besonderer Berücksichtigung von Staudämmen und des zeitlichen Wandels. Dissertation, Fachbereich Material- und Geowissenschaften, TU Darmstadt.
- Schmidt, J. (1996):** Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Heidelberger Geogr. Arbeiten*, 81. Geogr. Inst., Univ. Heidelberg.
- Schröder, R. und K. Auerswald (2000):** Modellierung des Jahresgangs der verschlammungsinduzierten Abflussbildung in kleinen, landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. *Z. f. Kulturtechn. & Landentw.*, 41, 167-172.
- Schulla, J. (1997):** Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. *Zürcher Geogr. Schriften*, 69. Geogr. Inst., ETH Zürich.
- Schulla, J. und K. Jasper (1998):** Modellbeschreibung WaSiM-ETH. ETH Zürich.
- Schwertmann, U., Vogl, W. und Kainz, M. (1987):** Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 64 S. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- SCS [Hrsg.] (1972):** National Engineering Handbook: Part 630 Hydrology, Section 4. USDA-SCS, US Government Printing Office, Washington DC, USA.
- Seitz, Th. (2008):** Erfassung und Bereitstellung der Vermessungsdaten für Hochwassergefahrenkarten. In: *Wasserwirtschaft*, Jg. 98, H. 4, S. 18-21.
- Sherman, C.A. (1978):** A mass-consistent model for wind fields over complex terrain. *J. Appl. Meteorol.*, 17, 312-319.
- Sieber, H.-U. (2005):** Extremereignisse, neue DIN 19700. Vortrag vom 21.06.2005 auf Kick-Off Meeting BMBF - Förderaktivität RIMAX in Potsdam.
- Silberstein, R.P. (2006):** Hydrologic models are so good, do we still need data? *Environm. Modell. & Softw.*, 21, 1340-1352.
- Singh, V.P. und D.K. Frevert (Hrsg.) (2001a):** Mathematical models of small watershed hydrology. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado (USA). 972 pp.
- Singh, V.P. und D.K. Frevert (Hrsg.) (2001b):** Mathematical models of large watershed hydrology. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado (USA). 914 pp.
- SLfL (2005):** Veränderte Landnutzungssysteme in hochwassergefährdeten Gebieten. In: *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft*. Heft 12 – 10. Jahrgang 2005.

- SLfL [Hrsg.] (2006a):** Dezentraler Hochwasserschutz - Möglichkeiten der ländlichen Entwicklung zur Unterstützung eines dezentralen Hochwasserschutzes. Schriftenreihe der Sächs. Landesanstalt für Landwirtschaft, 11 (2006). Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- SLfL [Hrsg.] (2006b):** Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Dresden.
- SLfL [Hrsg.] (2007):** Vorbeugender Hochwasserschutz durch Wasserrückhalt in der Fläche unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Mulde in Sachsen. Schriftenreihe der Sächs. Landesanstalt für Landwirtschaft, 35 (2006). Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- Smith, R.E. (1992):** OPUS - An integrated simulation model for transport of nonpoint source pollutants at the field scale. Volume I - Documentation. ARS-98. USDA-ARS, Washington. 120 p.
- Smith, R.E., Goodrich, D.R., Woolhiser, D.A. and J.R. Simanton (1994):** Comments on "Physically based hydrologic modelling, 2. Is the concept realistic?" by Grayson, R.B., Moore, I.D. and T.A. McMahon, Water Resources Research, 30, 851-854.
- Smith, R.E., Goodrich, D.C., Woolhiser, D.A. and C.L. Unkrich (1995):** KINEROS - A kinematic runoff and erosion model. -In: Singh, V.P. (ed.) (1995). Computer models of watershed hydrology. Chapter 20, 697-732. Highlands Ranch, Colorado, Water Resources Pub.
- Statistisches Bundesamt (2008):** Pressemitteilung Nr. 192 vom 27.05.2008 Aussaatflächen 2008: Mehr Getreide, weniger Raps. Zugriff am 08.09.2008 auf: http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Presse/pm/2008/05/PD08__192__412,templateId=renderPrint.psml.
- Strauss, P., Leone, A., Ripa, M.N., Turpin, N., Lescot, J.-M. and R. Laplana (2007):** Using critical source areas for targeting cost-effective best management practices to mitigate phosphorus and sediment transfer at the watershed scale. Soil Use and Management, 23 (Suppl. 1), 144-153.
- Stroosnijder, L. (2005):** Measurement of erosion: Is it possible? Catena, 64, 162-173.
- Stumpf, F. und K. Auerswald (2006):** Hochaufgelöste Erosionsprognosekarte von Bayern. Wasser-Wirtschaft, 2006(7-8), 70-74.
- Summer, W. and D.E. Walling (eds.) (2002):** Modelling erosion, sediment transport and sediment yield. Technical Documents in Hydrology, 60. UNESCO, Paris.
- Symader, W. (1984):** Raumzeitliches Verhalten gelöster und suspendierter Schwermetalle - Eine Untersuchung zum Stofftransport in Gewässern der Nordeifel und der Niederrheinischen Bucht. Erdkundliches Wissen, Heft 67. Franz Steiner Verlag Wiesbaden, Stuttgart.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. und M. Bisson (1979):** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry 51, 8.
- Thieken, A.H., Müller, M., Kreibich, H. und B. Merz (2005):** Flood damage and influencing factors: New insights from the August 2002 flood in Germany. In: Water Resources Research 41.
- Tomanová, O. und M. Tippel (2002):** Bodenschutz unter Maisanbau. Gumpensteiner Silomaisfachtagung, 19. September 2002, BAL Gumpenstein, Irdning (Österreich), S. 15-19.
- UBA (2003):** Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Auflage.
- UBA (2007):** Schutz von neuen und bestehenden Anlagen und Betriebseinrichtungen gegen natürliche, umgebungsbedingte Gefahrenquellen, insbesondere Hochwasser (Untersuchung vor- und nachsorgender Maßnahmen. Forschungsbericht 203 48 362. UBA Texte 42/07. 679 S.
- US-ACE [Hrsg.] (1985):** HEC-1 Flood Hydrograph Package User's Manual. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA.
- US-ACE [Hrsg.] (2000):** Hydrologic Modeling System HEC-HMS Technical Reference Model. US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, CA. 149 p.
- van Engelen, V.W.P. and T.T. Wen (1995):** Global and National Soils and Terrain Digital Databases SOTER: Procedures Manual. FAO World Soil Resources Report, 74. UNEP, IUSS, ISRIC, FAO, Wageningen, 115 pp.
- van Oost, K., Govers, G. and P. Desmet (2000a):** Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. Landscape Ecology, 15, 577-589.

- Van Oost, K., Govers, G., de Alba, S. and T.A. Quine (2006):** Tillage erosion: A review of controlling factors and implications for soil quality. *Progress in Phys. Geogr.*, 30(4), 443-466.
- Volk, M. und U. Steinhardt (2004):** Mesoskalige Landschaftsanalyse auf Basis von Untersuchungen des Landschaftshaushaltes. Probleme und hierarchische Lösungsansätze am Beispiel von Flusseinzugsgebieten. -In: Lorz, C. und Haase, D. [Hrsg.] (2004): *Stoff- und Wasserhaushalt in Einzugsgebieten. Beiträge zur EU-Wasserrahmenrichtlinie und Fallbeispiele.* S. 171-205. *Geowissenschaften + Umwelt*, Springer, Berlin/Heidelberg.
- von Tümpling, W., Rode, M., Büttner, O. et al. (2006):** Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und –bewertung extremer Hochwassereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 18 (2), S. 129 – 131.
- von Werner, M. (1995):** GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- Verordnung (EG) Nr. 178/2002** des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2002 zur Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit, Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 31, S.1 vom 1.2.2002.
- Verordnung (EG) Nr. 1881/2006** der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln, Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 364, S.5 vom 20.12.2006.
- Verstraeten, G. and J. Poesen (2002):** Using sediment deposits in small ponds to quantify sediment yield from small catchments: Possibilities and limitations. *Earth Surf. Process. Landf.*, 27, 1425-1439.
- Voges, J. (1999):** Empirisches Modell für die mittlere Maßstabebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen an Fließgewässer. Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften und Geographie, Universität Hannover.
- Vosenek, T., Colmer, T.Dt et al.(2006):** How plants cope with complete submergence. In: *New Phytologist*, 170: 213-226.
- Vrieling, A. (2006):** Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review. *Catena*, 65, 2-18.
- Walling, D.E. (1983):** The sediment delivery problem. *J. Hydrol.*, 65, 209-237.
- Walling, D.E. (2005):** Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Science of the Total Environment*, 344, 159-184.
- Walling, D.E. and B.W. Webb (1988):** The reliability of rating curve estimates of suspended sediment yield: Some further comments. -In: Bordas, M.P. and D.E. Walling (eds.) (1988): *Sediment budgets.* IAHS Publication, 174, 337-350. IAHS Press, Wallingford, UK.
- White, S. (2005):** Sediment yield prediction and modeling. -In: Anderson, M.G. (ed.) (2005): *Encyclopedia of Hydrological Sciences.* Chapter 87, 12 p. John Wiley & Sons.
- Williams, J.R. und R.W. Hann (1973):** HYMO: Problem-oriented computer language for hydrological modeling. *User's Manual.* USDA ARS-S-9. 76 p.
- Williams, J.R. (1975a):** Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. - In: *Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources*, ARS-S-40, USDA Agricultural Research Service, pp. 244-252.
- Williams, J.R. (1975b):** Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Res. Bull.*, 11(5), 965-974.
- Williams, J.R. (1978):** A sediment graph model based on an instantaneous unit sediment graph. *Water Resour. Res.*, 14, 659-664.
- Williams, J.R., Jones, C.A. and P.T. Dyke (1984):** A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. ASAE*, 27, 129-144.
- Williams, G.P. (1989):** Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. *J. Hydrol.*, 111, 89-106.

- Williams, J.R., Dyke, P.T., Fuchs, W., Benson, V.W., Rice, O.W. und E.D. Taylor (1990):** EPIC – Erosion/Productivity Impact Calculator: 2. User Manual. Sharpley, A.N., Williams, J.R. (Eds.). U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin No. 1768. 127 pp.
- Wischmeier, W.H. and D.D. Smith (1978):** Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. USDA Agric. Handbook, 537, 58 p. USDA, Washington D.C.
- Wood, E.F., Sivapalan, M. und K.J. Beven (1990):** Similarity and scale in catchment storm response. Rev. Geophys., 28, 1-18.
- Woolhiser, D.A., Smith, R.E. and D.C. Goodrich (1990):** KINEROS: A kinematic runoff and erosion model. Documentation and User Manual. USDA ARS-77, Fort Collins, Colorado.
- Woolhiser, D.A. (1996):** Search for physically based runoff model - A hydrologic El Dorado? J. Hydraul. Eng., 122(3), 122-129.
- Wu, T.H., Hall, J.A. and J.V. Bonta (1993):** Evaluation of runoff and erosion models. J. Irrig. Drain. Eng., 119(4), 364-382.
- Würfel, T. (2004):** Bodenschutz in Baden-Württemberg - Freiwilligkeit statt Zwang oder Beratung statt Anordnung. -In: UBA [Hrsg.] (2004): Bodenschutz und landwirtschaftliche Bodennutzung - Umweltwirkungen am Beispiel der konservierenden Bodenbearbeitung. FAL, Braunschweig, 27.-28. Oktober 2003. UBA-Texte, 35(04), 71-80.
- Wurms, S., Bárdossy, A., Färber, A., Schönau, S., Westrich, B., Jancke, T., Schmid, G., Stahr, K., Gaiser, T., Frauenknecht, H., Streck, T., Ingwersen, J., Kreschnak, C., Kern, U., Heppelmann, H., Förstner, U. und P. Jacobs (2007):** Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, Jg. 18, H.1, S. 67-69.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. and W.P. Anderson (1987):** AGNPS - Agricultural Non-Point Source Pollution Model - A watershed analysis tool. USDA-ARS Conservation Research Report, 35. USDA-ARS, Washington.
- Zaiss, H. (1989):** Simulation ereignisspezifischer Einflüsse des Niederschlag-Abfluss-Prozesses von Hochwasserereignissen kleiner Einzugsgebiete mit Niederschlag-Abfluss-Modellen. Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik (IHH TB), 42. Institut für Wasserbau, TU Darmstadt.
- Zapata, F. (2003):** The use of environmental radionuclides as tracers in soil and erosion and sedimentation investigations: recent advances and future development. Soil & Tillage Research, 69, 3-13.
- Zehe, E. (1999):** Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone auf verschiedenen Skalen. Mitteilungen IHW, 64. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Zeien, H. (1995):** Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen Bd. 17.
- Zeien, H. and G.W. Brümmer (1989):** Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilungen Dt. Bodenkundliche Gesellschaft 59, 505-510.
- Zeisler, P. (2008):** Qualität trotz Quantität – Qualitätssicherung bei Hochwassergefahrenkarten. In: Wasserwirtschaft, Jg. 98, H. 4, S. 30 - 33.
- Zehe, E. (1999):** Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone auf verschiedenen Skalen. Mitteilungen IHW, 64. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Zuckmantel, D. (2008):** Quantifizierung des Schadenpotenzials eines extremen Hochwasserereignisses (HQ₁₀₀₀) unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens Niederberg, Universität Koblenz-Landau, Diplomarbeit.
- Zumbroich, Th. (2003):** Die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Ergebnis des Bewusstseinswandels im Gewässerschutz. In: Erdmann, K.-H. und Ch. Schell (Hrsg.): Zukunftsfaktor Wasser - Blickpunkt Wasser. Bonn-Bad Godesberg.

Anhang A

Methodenbeschreibungen

A1	Erzeugung synthetischer Ganglinien (Bemessung)	144
A2	Bestimmung des Ereignissedimenteintrags (MUSLE)	145
A3	Langfristiger mittlerer Sedimentaustrag (ABAG)	146
A4	Extraktion mit einem $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Hintergrundelektrolyten	147
A5	Extraktion mit (NH_4) -EDTA zur Bestimmung des Schwermetallgehaltes	148
A6	Mikrowellenunterstützte Extraktion mit Königswasser	149
A7	Pflanzenwachstumsmodell EPIC	150
A8	Topfversuche im Freiland	152
A9	Schadenspotenzialanalyse für Wohnhäuser	154
A10	Bestimmung von Überstaudauern und -höhen in Rückhaltebecken	156
A11	Quantifizierung der Schadstoffdeposition in Trockenbecken	157
A12	Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs von Rückhaltebecken	158

Anhang A 1

Erzeugung synthetischer Ganglinien (Bemessung)

Zielstellung

Zielstellung ist die Bereitstellung synthetischer Ganglinien definierter Eintrittswahrscheinlichkeiten am Zulauf der Rückhaltebecken. Aus diesen werden dann mittels hydraulischer Modellierung Einstaudauern und -höhen im HRB ermittelt. Sie werden auch zur Ermittlung von Sedimentkonzentrationsganglinien am HRB-Zulauf benötigt. Aufgrund fehlender Messungen wird eine funktionale Beziehung zwischen Abfluss und Sedimentkonzentration angenommen, mit der die berechneten Ereigniseinträge in Konzentrationsganglinien umgerechnet werden können (Haan et al. 1994). Hierzu wird oft eine exponentielle Schlüsselkurve verwendet.

Voraussetzung und Vorgehensweise

Voraussetzung für die Anwendung der Methodik ist das Vorhandensein stündlicher Abflusswerte an einem Zulaufpegel des HRB. Die Hochwassercharakteristika (Scheitel, Fülle, Dauer) werden zunächst saisonal ausgewertet, wodurch partielle Serien erstellt werden. Anschließend wird diesen eine Extremwertverteilung angepasst, beim Abfluss zumeist die Gumbel- (Extremwertverteilung Typ 1), Exponential- oder Pearson-III-Verteilung. Dabei ist zu beachten, dass mit der Extremwertstatistik nur gesicherte Aussagen über Ereignisse gemacht werden können, deren Jährlichkeit nicht mehr als das 2-3 fache der Zeitreihenlänge beträgt (vgl. DVWK 1999).

Die ermittelten saisonalen Hochwasserkennwerte, deren Eintrittswahrscheinlichkeiten durch den Scheitelabfluss [m^3/s] vorgegeben sind, gehen dann in eine stochastische Gangliniensynthese ein. Hierfür bieten sich beispielsweise die Verwendung der Kozeny-Funktion (mit oder ohne Rückgangskurve) und der (linearen) Speicherkaskade an. Durch Variation der Formparameter für ansteigenden und absteigenden Ast sowie der Anstiegszeit können die Füllen variiert werden. Diesem Direktabfluss wird das langjährige saisonale Abflussmittel MQ als Basisabfluss hinzugefügt, wodurch saisonale Ganglinien definierter Jährlichkeit vorliegen.

Alternative Vorgehensweise

Sind keine Pegelaufzeichnungen in angemessener Qualität und Quantität vorhanden, so kann auf die Hochwasserregionalisierung oder den Einsatz eines hydrologischen Modells zurück gegriffen werden (LfU BW 2005a). Niederschlag-Abfluss-Modelle ermöglichen die Betrachtung nicht beobachteter Ereignisse durch Simulationen mit statistisch ermittelten Bemessungsniederschlägen verschiedener Dauerstufen und Jährlichkeiten (z. B. KOSTRA). Dabei wird den ermittelten Abflüssen die gleiche Eintrittswahrscheinlichkeit zugeordnet wie den zugehörigen Niederschlägen. Langzeit-Simulationen basierend auf beobachteten oder generierten Datenreihen ermöglichen eine statistische Auswertung der Ergebnisse, die ebenso wie diejenigen der Extremwertstatistik zur stochastischen Generierung von Hochwasserganglinien genutzt werden können. Ein großer Vorteil gegenüber Pegelstatistiken und Hochwasserregionalisierung liegt trotz Vereinfachung in der genaueren Erfassung physikalischer Einflussgrößen und der gebietsspezifischen Eigenschaften. Ein entscheidender Nachteil ist jedoch der hohe Aufwand für Aufbau und Kalibrierung der Modelle, wozu die entsprechenden Daten benötigt werden. In Deutschland sind als konzeptionelle Modelle LARSIM und NASIM sowie das Lutz-Verfahren weit verbreitet, als physikalisch begründetes Modell WaSiM-ETH.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

DVWK [Hrsg.] (1999): Statistische Analyse von Hochwasserabflüssen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 251. Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

Haan, C.T., Barfield, B.J. und Hayes, J.C. (1994): Design hydrology and sedimentology for small catchments. Academic Press, San Diego.

LfU BW [Hrsg.] (2005a): Festlegung des Bemessungshochwassers für Anlagen des technischen Hochwasserschutzes - Leitfaden. Oberirdische Gewässer - Gewässerökologie, 92, 91 S. LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Anhang A 2

Bestimmung des Ereignissedimenteintrags (MUSLE)

Zielstellung

Zielstellung ist die Ermittlung des Sedimenteintrags von Hochwasserereignissen an den Zulaufpegeln der HRB. Mit der vorgestellten Methodik können sowohl durch Pegelmessungen erfasste Ereignisse als auch modellierte Ereignisse betrachtet werden. Hierzu können z. B. die erzeugten synthetischen Ganglinien definierter Eintrittswahrscheinlichkeit verwendet werden. Die Methodik ermöglicht die Analyse der Auswirkungen von Landnutzung, Bodenbedeckung, Niederschlag und Ereigniszeitpunkt. Mit Hilfe von geogenen Hintergrundwerten und Anreicherungsverhältnissen ist eine Abschätzung des Eintrags von partikulären Nährstoffen oder Schwermetallen (z. B. Cadmium, Blei) möglich.

Voraussetzung und Vorgehensweise

Voraussetzung für die Anwendung der MUSLE als Erweiterung der USLE für die Bestimmung des Sedimenteintrags von Einzelereignissen (Williams 1975a) ist das Vorhandensein von Abflussdaten in stündlicher oder täglicher Auflösung. Die MUSLE ersetzt den Erosivitätsfaktor der USLE durch einen Abflussenergiefaktor, der Direktabflussvolumen und Scheitelabfluss eines Ereignisses berücksichtigt. Die Koeffizienten des Faktors dienen der Kalibrierung bei vorliegenden Schwebstoffmessungen. Im Gegensatz zu einem mittleren Wert ist der Bodenbedeckungsfaktor ereignisbezogen zu berechnen.

Die MUSLE kann Abflussvolumen und Scheitelabfluss verschiedener Herkunft verwenden, sowohl gemessene als auch modellierte Abflüsse. Bei Verwendung von Abflussvolumen und -scheitel am Auslass ist ein Feststoffliefergrad zur Bestimmung des eingetragenen Anteils des erodierten Materials in das Gewässer nicht mehr notwendig. Die USLE- bzw. ABAG-Faktoren gehen in diesem Blockmodell als mittlere Werte in die Gleichung ein. Für die Abflussmodellierung am Auslass bieten sich beispielsweise CREAMS und das Lutz-Verfahren an. Bei größeren Einzugsgebieten wird die Zerlegung in Teileinzugsgebiete und Routing des für die Teileinzugsgebiete berechneten Sediments zum Einzugsgebietsauslass (Williams 1975b) empfohlen (Hrissanthou 1987). Verbreiteter ist jedoch die Betrachtung einer Rasterzelle als hydrologische Grundeinheit und somit die flächendetaillierte Umsetzung in Kombination mit der Modellierung von Abflussvolumen und -scheitel. Für die Abflussmodellierung können hier das SCS-CN-Verfahren mit seinen Modifikationen (EPIC, CREAMS) oder jedes andere räumlich verteilte Modell wie beispielsweise WaSiM-ETH eingesetzt werden.

Hochwasserereignisse besitzen eine große Spannbreite möglicher Sedimenteinträge in Abhängigkeit von den vorangehenden Einzugsgebietsbedingungen, so z. B. Bodenfeuchte und -bedeckung. Die ermittelten Eintragswerte sollten deshalb sowie aufgrund fehlender Validierung und unsicherer Eingangsdaten eher qualitativ als quantitativ betrachtet werden.

Alternative Vorgehensweise

Die Bestimmung des Sedimenteintrags von Einzelereignissen kann durch ereignisbezogene Messung am HRB-Zulauf erfolgen. Hierzu bieten sich Trübungsmessungen in Kombination mit manueller oder automatischer Probenahme an. Diese Proben werden anschließend auf Schweb- und Nährstoffe sowie Schwermetalle untersucht. Diese Daten dienen dann der Kalibrierung und Validierung der ereignisbasierten Erosions- und Sedimenteintragsmodelle. Sind die benötigten Eingangsdaten in ausreichender Quantität und Qualität vorhanden, können physikalisch begründete Modelle sinnvoll angewandt werden. Weltweite Verbreitung haben als ereignisbasierte Modelle beispielsweise EPIC, AGNPS oder KINEROS gefunden, in Deutschland zusätzlich EROSION 3D.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

Hrissanthou, V. (1987): Simulationsmodelle zur Berechnung der täglichen Feststofflieferung eines Einzugsgebietes. Mitt. Inst. f. Hydrol. und Wasserwirtschaft, 31. Dissertation, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe (TH).

Williams, J.R. (1975a): Sediment-yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. - In: Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yields and Sources, ARS-S-40, USDA Agricultural Research Service, pp. 244-252.

Williams, J.R. (1975b): Sediment routing for agricultural watersheds. Water Res. Bull., 11(5), 965-974.

Anhang A 3

Langfristiger mittlerer Sedimentaustrag (ABAG)

Zielstellung

Zielstellung ist die Bestimmung des langfristigen mittleren Bodenabtrags und Sedimentaustrags zur Beschreibung der mittleren Sedimentdynamik in den Einzugsgebieten. Diese dienen unter anderem als Plausibilitäts- und Vergleichskriterium für die ermittelten Ereignissedimenteinträge, da Sediment- bzw. Schwebstoffmessungen nicht vorliegen. Die berechneten mittleren Bodenabträge und Sedimenteinträge können dazu verwandt werden, mit Hilfe von geogenen Hintergrundwerten und Anreicherungsverhältnissen den Abtrag bzw. Eintrag von partikelgebundenen Nährstoffen (z. B. Phosphor) oder Schwermetallen (z. B. Cadmium, Blei) zu bestimmen. Zusätzlich können die langfristigen Auswirkungen von Landnutzungs-, Bewirtschaftungs- oder auch Niederschlagsänderungen betrachtet werden.

Voraussetzung und Vorgehensweise

Voraussetzung für die Anwendung der ABAG als Anpassung der USLE an bayerische Verhältnisse zur Bestimmung des langfristigen mittleren Bodenabtrags ist das Vorhandensein langjähriger (>20 a) Messungen der Niederschlagsintensität (Schwertmann et al. 1987). Da dies selten der Fall ist, wurden empirische Regressionsbeziehungen zwischen der mittleren Regenerosivität und der mittleren Niederschlagssumme (Sauerborn 1994) ermittelt. Für die Berechnung der Bodenerodibilität sind Angaben zur Bodenart in angemessener räumlicher Auflösung erforderlich. Eine hohe räumliche Auflösung sollte ebenfalls das DGM zur Berechnung des Topographiefaktors besitzen. Hier besteht zusätzlich oft das Problem, dass die Hanglänge aufgrund fehlender Schlaggeometrien oder nicht erfasster Hecken, Wegränder oder Straßen in Landnutzungskarten nur vereinfacht berücksichtigt werden kann. Die Bestimmung des Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktors ist aufgrund der großen Vielfalt von Fruchtfolgemöglichkeiten und Bearbeitungsmaßnahmen sowie Berücksichtigung der Regenerosivität sehr komplex. Da die zur Ableitung benötigten Daten (z. B. Fruchtfolgen, Schlaggrenzen, etc.) im Einzugsgebietsmaßstab selten vorhanden sind, wird oft mit mittleren Werten aus der Literatur gearbeitet. Dies gilt auch für die Quantifizierung der Bodenschutzmaßnahmen.

Um vom ermittelten Bodenabtrag zum Feststoffaustrag des Einzugsgebietes zu schließen, ist die Verwendung eines Feststoffliefergrades weit verbreitet. Dies kann beispielsweise stark vereinfacht mit berechnetem Abtrag und Einzugsgebietsgröße (Auerswald 1992) erfolgen. Die komplexeren Ansätze STOFFBILANZ oder MONERIS ermöglichen eine Emissionsabschätzung diffuser Einträge inklusive partikulär gebundener Nährstoffe und Schwermetalle. Die ermittelten Abtrags- und Eintragswerte sollten aufgrund fehlender Validierungsmöglichkeiten und unsicherer Eingangsdaten eher qualitativ als quantitativ betrachtet werden.

Alternative Vorgehensweise

Die Bestimmung des Sedimentaustrags aus dem Einzugsgebiet bzw. dem Eintrag in das Gewässer kann durch kontinuierliche Messung am HRB-Zulauf erfolgen. Hierzu bieten sich Trübungsmessungen in Kombination mit manueller oder automatischer Probenahme an. Diese Proben werden dann auf Schweb- und Nährstoffe sowie Schwermetalle untersucht. Diese Daten dienen der Kalibrierung und Validierung der Erosions- und Sedimentaustragsmodelle. Sind die benötigten Eingangsdaten in ausreichender Quantität und Qualität vorhanden, können physikalisch begründete Erosions- und Sedimenteintragsmodelle sinnvoll angewandt werden. Weltweite Verbreitung haben als kontinuierliche Modelle beispielsweise CREAMS oder WEPP gefunden.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. -In: Larsen, P. [ed.] (1992). Sediment management. Proceed. 5th International Symposium on River Sedimentation, 6.-10. April 1992, Karlsruhe, S. 1031-1036.

Sauerborn, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. Bonner Bodenkd. Abh., 13. 189 S.

Schwertmann, U., Vogl, W. und Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 64 S. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Anhang A 4

Extraktion mit einem $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Hintergrundelektrolyten zur Bestimmung der Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung

Boden

Art: Luftgetrocknet, gesiebt auf 2 mm
Einwaage: 10 g

Extraktionsmittel

Art: $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (Calciumnitratlösung)
Konzentration: Konzentration wird bestimmt nach Matschonat et al. 2003, (Fallbeispiel HRB Horchheim (Erft): 0,003 M)
Volumen: 20 ml

Vorgehen

- 10 g Boden und 20 ml $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$
- 24 h schütteln
- zentrifugieren (2500 g)
- filtrieren
- ansäuern (20 μl HNO_3 (65 %, suprapur))

Besondere Hinweise/Fehlerquellen

Alle benötigten Materialien müssen vorher mindestens 4 h im Säurebad (15 % HNO_3) gespült werden. Die Messung sollte nicht später als 1 Woche nach der Extraktion erfolgen, da es sonst zu Schimmelbildung kommen kann. Falls die Messung nicht zeitnah durchgeführt werden kann, sollten die Lösungen im Gefrierschrank aufbewahrt werden. Als Extraktionsmittel wurde Calciumnitrat anstelle von Calciumchlorid gewählt, da Chloridionen Atomabsorptionsspektrometrie-Messung stören können.

Literatur

Gupta, S.K. und C. Aten (1993): Comparison and Evaluation of Extraction Media and Their Suitability in a Simple Model to Predict the Biological Relevance of Heavy Metal Concentrations in Contaminated Soils. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 51, 25-46.

Ingwersen, J. (2001): The Environmental Fate of Cadmium in the Soils of the Waste Water Irrigation Area of Braunschweig - Measurement, Modelling and Assessment. Naturwissenschaftliche Fakultät, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig. 171 pages

Matschonat, G., Ingwersen, J. und T. Streck (2003): Suitability of the ESS laboratory method to determine the equilibrium soil solution composition of agricultural soils. and suggestions for simplification of the experimental procedure. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166, 742-749.

Anhang A 5

Extraktion mit $(\text{NH})_4\text{-EDTA}$ zur Bestimmung des sorbierbaren und desorbierbaren Schwermetallgehaltes

Boden

Art: Luftgetrocknet, gesiebt auf 2 mm
Einwaage: 10 g

Extraktionsmittel

Art: $(\text{NH})_4\text{-EDTA}$ (Ammonium-Ethylendiamintetraessigsäure)
Konzentration: 0,025 M
Volumen: 40 ml

Vorgehen

- 10 g Boden und 40 ml 0,025 M $(\text{NH})_4\text{-EDTA}$
- 2 h schütteln
- zentrifugieren (2500 g)
- filtrieren
- ansäuern (40 μl HNO_3 (65 %, suprapur))

Besondere Hinweise/Fehlerquellen

Alle benötigten Materialien müssen vorher mindestens 4 h im Säurebad (15 % HNO_3) gespült werden. Die Messung sollte nicht später als 1 Woche nach der Extraktion erfolgen, da es sonst zu Schimmelbildung kommen kann. Falls die Messung nicht zeitnah durchgeführt werden kann, sollten die Lösungen im Gefrierschrank aufbewahrt werden.

Literatur

Ingwersen, J. (2001): The Environmental Fate of Cadmium in the Soils of the Waste Water Irrigation Area of Braunschweig - Measurement, Modelling and Assessment. Naturwissenschaftliche Fakultät, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig. 171 pages

Ingwersen, J. and T. Streck (2006): Modeling the Environmental Fate of Cadmium in a Large Wastewater Irrigation Area. Journal of Environmental Quality 35, 1702-1714.

Zeien, H. and G.W. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilungen Dt. Bodenkundliche Gesellschaft 59, 505-510.

Anhang A 6

Mikrowellenunterstützte Extraktion mit Königswasser zur Bestimmung des Gesamtschwermetallgehaltes

Boden

Art: Luftgetrocknet, gesiebt auf 2 mm, anschließend zermahlen
Einwaage: 0,5 g

Extraktionsmittel

Art: Königswasser
Konzentration: 30 % HCl (suprapur)
65 % HNO₃ (suprapur)
Volumen: 5 ml HCl
3 ml HNO₃

Vorgehen

- 0,5 g Boden in mikrowellenfeste Teflongefäße einwiegen
- Zugabe von 5 ml HCl und 3 ml HNO₃
- Aufschluss in der Mikrowelle, anschließend abkühlen lassen
- mit bidestilliertem Wasser auf 20 ml auffüllen
- filtrieren

Besondere Hinweise/Fehlerquellen

Alle benötigten Materialien müssen vorher mindestens 4 h im Säurebad (15 % HNO₃) gespült werden. Die Teflongefäße werden nach jedem Bodenaufschluss mit Königswasser in der Mikrowelle gereinigt und anschließend mit bidestilliertem Wasser gespült.

Literatur

Gupta, S.K., Vollmer, M.K. und R. Krebs (1996): The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. Science Of The Total Environment 178, 11-20.

Rao, C.R.M., Sahuquillo, A. und J.F.L. Sanchez (2008): A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. Water Air And Soil Pollution 189, 291-333.

Anhang A 7

Pflanzenwachstumsmodell EPIC

Zielstellung

Ziel der Modellierungen ist die Quantifizierung der Ertragsverluste auf landwirtschaftlich genutzten Flächen infolge von Überstauereignissen in Abhängigkeit von der Überstaudauer, dem Überstauzeitpunkt, der Überstauhöhe und der Feldfrucht. Anhand der gewonnenen Daten kann dann ein Bewirtschaftungskonzept für die betroffenen Rückhaltebecken erstellt werden.

Voraussetzungen

Als erforderliche Datengrundlage werden neben Gelände, Landnutzungs- und Klimadaten vor allem Bodendaten benötigt, die horizontweise vorliegen müssen sowie Daten über die Bewirtschaftung. Bei den Klimadaten, die man vom Deutschen Wetterdienst oder zuständigen Behörden anfordern kann, braucht man mindestens die durchschnittliche Monatsmaxima- und Minima der Temperatur, sowie deren Standardabweichung. Daneben sind der monatliche Niederschlag und die Regentage einzugeben. Die kleinste zeitliche Auflösung von EPIC sind Tageswerte, die von einem im Modell integrierten Wettergenerator auch aus den Monatswerten generiert werden können. Zudem besteht aber auch die Möglichkeit Tageswerte und weitere Daten wie Luftfeuchtigkeit, Solarstrahlung und Windgeschwindigkeit einzugeben.

Bei den Daten zum Gelände und der Landnutzung, die man teilweise über topographische Karten oder vor Ort bei den Landwirten bekommen kann, braucht man die Größe des Einzugsgebietes, die Hangneigung und Hanglänge, die Oberflächenrauigkeit, die Bewirtschaftungsdauer und Anbaudaten. Von den zuständigen Landesämtern oder von Universitäten bekommt man die Bodendaten, von denen man mindestens den pH-Wert, den Gehalt an organischen Kohlenstoff und Kalziumkarbonat, die Trockenraumdichte und die Textur für die Eingabe benötigt.

Die beste und sicherste Datengrundlage hat man natürlich vor allem bei den Boden – und Bewirtschaftungsdaten bei eigener Erhebung. Da dies aber für den Anwender in den wenigsten Fällen durchführbar ist, bieten die oben erwähnten Bezugsquellen eine ziemlich gute Alternative, da vor allem Daten, die von staatlichen Institutionen erhoben wurden, eine hohe Qualität aufweisen.

Beschreibung des Modells

Bei dem verwendeten Modell handelt es sich um ein so genanntes Open Source-Modell, das von jedem Anwender kostenlos unter folgender Internetadresse heruntergeladen und installiert werden kann: http://www.public.iastate.edu/~elvis/i_epic_main.html.

Der erster Schritt ist die Eingabe aller relevanten Daten über das Interface Daten in das Modell.

Ist die Datenmenge sehr groß, kann man die Daten auch in Microsoft Access erstellen oder übertragen, auf das EPIC automatisch zugreift und einliest. Voraussetzung ist eine Version von Access neueren Standards ab dem Jahr 2003. Es ist außerdem möglich andere Datenbanken über Access mit EPIC zu verknüpfen. Dies ist aber nur erforderlich, wenn man mit der Kapazität der Access-Datenbank an Grenzen stößt, was für den Normalanwender nicht der Fall sein wird. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde für die Fülle der am Institut für Bodenkunde und Standortslehre vorhandenen Profildaten zusätzlich die DB2 Datenbank von IBM verwendet.

Hat man die Klimadaten, Bodendaten und Geländedaten eingegeben, folgt die Definierung des Bewirtschaftungs- oder Management-Modul.

Hier kann man aus zur Zeit über 120 Feldfrüchten die benötigte auswählen und die verschiedensten Parameter, wie Pflanzdichte, Blattflächenindex, benötigte Nährstoffe, Preis für die Saat und Erlös für die Ernte festsetzen. Des Weiteren werden hier die Termine für die Saat, die Ernte, die Düngung und den benötigten Bearbeitungsmaßnahmen bestimmt. Für die Düngung und die Pestizide steht eine Vielzahl von Produkten mit dazugehörigen Informationen zur Auswahl, die mit entsprechenden Mengenangaben hinzugefügt werden können.

Die wichtigste Eingabe in diesem Untermodell bietet die Wasserzufuhr über die Bewässerung für die Überstausimulation. Es gibt prinzipiell zwei Möglichkeiten, den Wasserüberschuss zu simulieren. Erstens über eine Erhöhung der Niederschläge und zweitens über die Bewässerung. Der entscheidende Vorteil bei der Steuerung über die Bewässerung ist, dass der Oberflächenabfluss auf Null

gesetzt werden kann und somit die Bewässerungsmenge in mm so berechnet werden kann, dass es der zu erwartenden Überstauhöhe entspricht. Der einzige Weg, der für das Wasser jetzt noch bleibt ist durch den Boden. Um dies zu verhindern wird die gesättigte Leitfähigkeit im untersten Horizont so stark reduziert, dass er als Staukörper fungiert und sich fiktiv eine künstliche Wassersäule darüber bildet. Für die verschiedenen Pflanzen kann nun der Zeitpunkt und die Dauer der Überflutung mit Hilfe der Bewässerung variabel im Fenster mit den Rotation Operations eingegeben werden, das sich ebenfalls im Management-Modul befindet und sich mit edit aufrufen lässt. Damit das Modell auch mit diesen Werten rechnet, muss zusätzlich im Management-Modul unter Other Details der voreingestellte Begriff Dryland durch Furrow Irrigation ersetzt werden.

Unter dem Menüpunkt File kann man in der Konfiguration nicht nur die gewünschte Epic-Version, sondern auch die verschiedenen Ausgabefiles auswählen. Es empfiehlt sich immer mit der neuesten Version zu arbeiten, da die ständigen Updates oft nur mit den neueren Versionen laufen.

Als Ergebnis liefert das Programm Erträge in Tonnen Trockenmasse pro Hektar über die eingestellte Simulationsdauer, die in diesem Fall 1 Jahr beträgt.

Mit diesen Werten, den Feldgrößen und den durchschnittlichen Erlös für die jeweilige Feldfrucht können anschließend die Erlöseinbußen berechnet werden.

Will man weitere Informationen über den durchgeführten Simulationslauf erhalten, so kann man diese in den Ausgabedateien ansehen, die Epic nach jedem Lauf im Installationsordner unter der benutzten Version speichert.

Über die Qualität der Modellierungen kann man diskutieren. Fakt ist, dass mit Hilfe dieses Modells näherungsweise Aussagen über die Auswirkungen von Überflutungen auf den nutzbaren Ertrag landwirtschaftlicher Feldfrüchte getroffen werden können und somit als Instrument für weitere Planungen oder Abschätzungen verwendet werden kann.

Alternative Vorgehensweise

Wenn nicht alle Daten zur Verfügung stehen, kann man die fehlenden Daten annähernd über die Literatur oder von Fachleuten in Erfahrung bringen. Eine selbst vorgenommene Schätzung macht dagegen wenig Sinn, da das Modell sehr sensitiv auf einige Eingabeparameter reagiert und die Ergebnisse danach keine weiterführende Aussagen zulassen.

Wenn keine Daten vorliegen bietet sich immer noch das kontaktieren von Experten an, die auf diesem Gebiet schon gearbeitet oder Erfahrungen gesammelt haben. Es bietet sich auch die Möglichkeit an Literaturrecherche zu betreiben, da vor allem auf dem Gebiet der Auswirkungen von Überschwemmungsereignissen in Zukunft einige Veröffentlichungen erwartet werden können.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

Veröffentlichen zum Thema der Überstaumodellierungen sind bis dato nicht bekannt. Jedoch liegen zahlreiche Publikationen zu Ertragsmodellierungen ohne Sauerstoffmangel vor:

Anhang A 8

Topfversuche im Freiland

Zielstellung

Mit den Topfversuchen im Freiland sollten Daten zur Kalibrierung und Validierung des Pflanzenwachstumsmodells zur Verfügung gestellt werden. Der erste Versuch war ein Teilüberstau mit Hafer, dem sich ein Komplettüberstau mit Winterweizen anschloss.

Voraussetzung

Für die Versuche wurden Informationen der ansässigen Landwirte über Anbausorte, Anbautermin, Dünge- und Erntezeitpunkte, sowie Bearbeitungsmaßnahmen eingeholt.

Beschreibung des Versuches

Für den ersten Versuchsaufbau wurden 27 handelsübliche, 25 cm hohe 10 l-Eimer besorgt, deren Innendurchmesser am oberen Rand 29 cm und am unteren Rand 25 cm beträgt. In jeden der Eimer wurde mit Hilfe eines Fräsbohrers ein Loch von 60 mm in den Boden gebohrt. Die Größe des Loches richtete sich nach der Größe der im Institut vorhandenen Gummistopfen. Die Gummistopfen besitzen eine konische Geometrie von 65 mm mal 55 mm. Die Länge beträgt 40 mm.

Diese Löcher wurden dann mit einem wasserdurchlässigen Vlies bedeckt, um zu verhindern, dass das Drainagematerial ausgewaschen wird. Als Drainagematerial diente eine 5 cm dicke Schicht aus Blähton. Über dieser Blähtonschicht wurde wiederum ein Vlies gelegt, das exakt den Durchmesser des Eimers an dieser Stelle entsprach. Aufgabe dieses Vlieses ist es, dass die darüber liegende Bodenschicht nicht ausgewaschen wird und die Drainageschicht verstopft.

Die so vorpräparierten Eimer wurden anschließend in einen Bus verladen und ins Rückhaltebecken Winterbach (Rems) transportiert, wo sie mit dem vorkommenden Auenoden samt darauf wachsenden Hafer befüllt wurden.

Die Eimer wurden dann in die zwei Tage vorher an einem Gelände der Universität gegrabenen Löcher wieder eingesetzt (s. Abb. 4-30).



Abb. A-1: Versuchsfläche mit den Löchern vor dem Einsetzen der Eimer.

Der Durchmesser und die Tiefe der Löcher wurden in etwa an die Abmessungen der Eimer angepasst. Auf dem Boden der Löcher wurde eine 2-3cm starke Drainageschicht aus Kristall-Quarzsand aufgebracht. Nachdem die Eimer in die Löcher eingesetzt wurden, wurden die Hohlräume der Löcher verfüllt und die Ränder ein wenig angehäuft, um die Eimer vollständig zu bedecken. Sinn und Zweck des Eingrabens der Eimer ist die Vermeidung von extremen Temperaturamplituden, die auftreten, wenn man die Eimer in Gewächshäusern stellt. Nach einer Erholungsphase wurden die Pflanzen in den Eimern ausgedünnt, so dass sich in jedem Eimer noch 12 Pflanzen befanden. Das Ausdünnen hat zum Zweck, die Stresssituation der Wurzeln zu minimieren, da sie sich ja unter natürlichen Bedingungen weiter in die Tiefe und Breite ausbreiten können.

Für die Überstauversuche mit Hafer wurden 2 Zeitpunkte mit je 4 Dauern festgelegt und jeweils 3 Wiederholungen plus 3 Referenztöpfe verwendet.

Die erste Überstauphase begann Anfang Juni, wo sich die Pflanzen gerade bei der Ährenbildung befanden. Die 12 zu überstauenden Eimer wurden nach dem Zufallsprinzip ausgewählt, gekennzeichnet und die Löcher am Boden mit den jeweiligen Gummistopfen verschlossen. Dann wurden die Eimer mit der Brause schrittweise aufgesättigt bis sich zwischen oberster Bodenschicht und der Oberkante der Eimer eine beständige Wasserschicht bildete. Je nach Wetterverhältnissen musste anschließend Wasser dazugegeben werden. An heißen Tagen war es aufgrund der starken Verdunstung nötig, die Eimer früh, mittags und abends zu gießen, während es an regnerischen Tagen keiner Wasserzufuhr bedurfte. Die Eimer wurden mit Dauern von 3, 7, 11 und 15 Tagen überstaut. Nach der jeweiligen Überstauzeit wurden die Gummistopfen wieder herausgezogen um eine freie Drainage zu gewährleisten. Die gleiche Vorgehensweise erfolgte mit den restlichen 12 Eimern, die kurz vor der Ernte überstaut wurden.



Abb. A-2: Teilüberstau der Haferpflanzen im Juni 2007.



Abb. A-3: Komplettüberstau von Winterweizen im Juli 2008.

Im zweiten Versuch mit Winterweizen, der im Anschluss daran folgte, wurden 30 Eimer benötigt, weil diesmal 3 Zeitpunkte zu 3 Dauern und 3 Wiederholungen plus 3 Referenztöpfe gebraucht wurden. Der Weizen wurde jetzt direkt in die Töpfe gesät, nachdem sie mit neuem Boden vom Rückhaltebecken befüllt wurden. Im Initialstadium wurden die Pflanzen auf 12 ausgedünnt und regelmäßig von Unkraut befreit. Wie im 1. Versuch entsprachen die Düngemengen den Mengen, die die Landwirte benutzen.

Zu den Überstauzeitpunkten im Winter, Frühjahr und kurz vor der Ernte im Sommer wurden die Töpfe aus den Löchern herausgenommen und in großen Wannen, bzw. beim letzten Überstau in einem Brunnen untergetaucht (s. Abb. 4-32). Die Überstaudauern betragen 1,3 und 7 Tage.

Während beider Versuche wurden die Wassertemperatur, der pH-Wert, die Sauerstoffsättigung und das Redoxpotential gemessen.

Bei der Ernte wurden bei beiden Versuchen alle Pflanzen herausgezogen, die Wurzeln ausgewaschen und abgeschnitten. Danach kamen die Pflanzen in perforierte, beschriftete Plastikfolien und danach in den Trockenschrank, wo sie bei 60 °C für 48 Stunden bis zur Gewichtskonstanz getrocknet wurden. Anschließend wurden die Körner entspelzt, gezählt und wie die Wurzeln und Halme gewogen. Nach der statistischen Auswertung der Daten wurden die Erträge pro Überstaudauer und Zeitpunkt quantifiziert, mit den Referenzen verglichen und auf die Fläche von einem Hektar hochgerechnet.

Alternative Vorgehensweise

Alternativen zu den Topfversuchen wären Versuche direkt auf dem Acker, die aber nur mit sehr großem Aufwand und mit Einverständnis des Eigentümers bewerkstelligt werden können.

Verweis auf fachliche Veröffentlichung

Zu dieser Vorgehensweise gibt es keine Veröffentlichungen

Anhang A 9

Schadenspotenzialanalyse für Wohnhäuser

Zielstellung

Mit dem vorgestellten Verfahren soll eine Analyse des vorhandenen Schadenspotenzials von Wohngebäuden in Hochwassergebieten ermöglicht werden. Die Methode wurde in zwei Überflutungsgebieten unterhalb zweier Rückhaltebecken für ein HQ₁₀₀₀ getestet.

Voraussetzungen

Für die Durchführung sind Kenntnisse über die potenziellen Überflutungsflächen und Überflutungstiefen notwendig. Darüber hinaus werden die entsprechenden DGK- sowie ALK-Daten und Geomarketingdaten benötigt. Des Weiteren werden Informationen zu den Baujahren der Häuser, ggf. über historische topografische Karten benötigt.

Beschreibung der Methode

Zur Identifizierung der betroffenen Gebäude sind unter Verwendung eines GI-Systems die Überflutungsflächen mit den ALK-, den Geomarketingdaten und den DG-Karten zu verschneiden.

Bei einer Begehung werden folgende Kriterien der Gebäude erfasst: Unterkellerung, Art und Ausbaustufe des Kellers, Geschoszahl, Bauweise, Erdgeschosshöhe über Geländehöhe, Wohneinheiten, Gebäudezustand, Gebäudeart.

Mit diesen Informationen können zum einen die Angaben aus den ALK-Daten überprüft und gegebenenfalls aktualisiert werden, zum anderen werden mit Hilfe dieser Daten die Gebäude in verschiedene Kategorien eingeteilt. Ziel ist es, Gebäudeklassen zu erhalten, die möglichst identische Eigenschaften aufweisen. Die Daten werden in einem Datenbanksystem gespeichert und ausgewertet. Für die einzelnen Gebäudeklassen können somit repräsentativ einzelne Gebäude als Stichprobe ausgesucht werden, die dann in einer genauen Untersuchung auf potenzielle Schäden im Hochwasserfall von Experten untersucht werden können.

Die Ergebnisse dieser Einzeluntersuchungen können anschließend zusammengefasst und auf die gesamte Gebäudeklasse angewandt werden. Die Summation der Schadenspotenziale der Gebäudeklassen für das gesamte Untersuchungsgebiet ergibt das Gesamtschadenspotenzial der Wohngebäude.

Einschränkungen/Schwierigkeiten

Je homogener die Bebauung ist, desto einfacher und schneller lässt sich die Methode anwenden. Wohngebiete die in relativ kurzer Zeit, z.B. von einem Bauträger erstellt worden sind (Reihenhaus-siedlungen o. ä.), lassen sich sehr schnell und mit vergleichsweise geringem Aufwand erfassen. Wesentlich komplexer gestaltet sich die Untersuchung bzgl. alter gewachsener Siedlungen z.B. in Ortskernen mit sehr heterogener Bebauung aus dazu noch unterschiedlichen Zeiträumen. Eine weitere Unsicherheit wird durch umfangreiche Sanierungen oder Modernisierungen des Altbaubestandes verursacht. Insbesondere in den Fällen, in denen die Modernisierung nicht äußerlich erkennbar ist, verbergen sich hier zahlreiche Fehlerquellen.

Trotz der aus datenbanktechnischen Gründen notwendigen Abarbeitung fester Kategorien bei der Begehung sind daher grundlegende Kenntnisse in Baustilen und Bauepochen sowie generell über bautechnische Zusammenhänge von Vorteil.

A 10

Bestimmung von Überstaudauern und -höhen in Rückhaltebecken

Zielstellung

Für die Ermittlung von Schäden an landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Überstau im Stauraum ist die Kenntnis der Überstaudauern und -höhen für die Höhenlagen aller Flurstücke erforderlich.

Voraussetzung und Vorgehensweise

Voraussetzung für die Ermittlung von Überstaudauern und -höhen im Stauraum ist das Vorliegen der hydraulischen Randbedingungen (Hochwasserganglinie am Beckenstandort sowie Höhe des Regelabflusses bzw. des Abflusses über die Hochwasserentlastungsanlage) und der Speicherinhaltslinie.

Die Bestimmung der Überstauhöhen und -dauern kann bei Vorliegen der genannten Daten mit Hilfe der Retentionsgleichung erfolgen, welche die zeitliche Änderung des Beckenvolumens über die Zu- und Abflüsse des Rückhaltebeckens bilanziert.

$$\frac{dV_{\text{Retention}}}{dt} = Q_{\text{ZU}}(t) - Q_{\text{AB}}(t) - Q_{\text{HWE}}(t)$$

Mit

$\frac{dV_{\text{Retention}}}{dt}$: zeitliche Änderung des Retentionsvolumens

$Q_{\text{ZU}}(t)$: Beckenzulauf

$Q_{\text{AB}}(t)$: Beckenablauf

$Q_{\text{HWE}}(t)$: Abfluss über Hochwasserentlastungsanlage

Hierfür werden die verwendeten Abflussganglinien (Zulauf und Ablauf) zunächst in Zeitintervalle Δt zerlegt. Nun kann für jedes Intervall die Zu- bzw. Abnahme des Beckenvolumens über die Bilanzierung der Zu- und Abläufe ermittelt werden. Je kleiner die Zeitintervalle gewählt werden, desto genauer fällt das Ergebnis aus. Aus dem resultierenden, zeitabhängigen Verlauf des Beckenvolumens $V(t)$ kann anschließend unter Verwendung der Speicherinhaltslinie $h(V)$ der zeitabhängige Verlauf der Wasserspiegellage $h(t)$ ermittelt werden. Das Auftragen der Wasserspiegellage über die Einstaudauer als Dauerlinie ermöglicht einen einfachen Zugriff auf die Überstaudauern und -höhen jeder beliebigen Geländehöhe im Retentionsraum

Alternative Vorgehensweise

Alternativ kann die Ermittlung von Überstaudauern und -höhen im Stauraum über eine numerischen Modellierung erfolgen, dies ist jedoch mit einem erheblichen Mehraufwand an Ressourcen verbunden. Für die Fragestellung der Überstaudauern und -höhen ist die Ermittlung der gewünschten Größen mit der Retentionsgleichung hinreichend genau.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

Über die Anwendung der Retentionsgleichung informieren u.a. folgende Veröffentlichungen:

Bretschneider, H., Lecher, K., Schmidt, M. (1992): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. 7.Aufl. Paul Parey, Hamburg.

Ludwig, K. (1979): Hydrologische Verfahren und Beispiele für die wasserwirtschaftliche Bemessung von Rückhaltebecken. DVWK Schriftenreihe, Heft 44. Paul Parey, Hamburg.

A 11**Quantifizierung der Schadstoffdeposition in Trockenbecken mit Hilfe numerischer Modellierung****Zielstellung**

Sedimente, welche bei erhöhten Abflüssen vermehrt mobilisiert werden und in strömungsberuhigten Bereichen sedimentieren, können zu einem Konflikt zwischen Hochwasserschutzzielen auf der einen und der Landnutzung im Rückhalteraum auf der anderen Seite führen.

Wegen ihrer großen spezifischen Oberfläche bieten insbesondere die kleinen Sedimentfraktionen ($d < 63 \mu\text{m}$) Anreicherungspotenzial für partikulärgebundene Schadstoffe. Der Transport und die Deposition dieser an suspendierten Sedimenten gebundenen Stoffe während Hochwasserereignissen können Maßnahmen zur Risikoabwendung im Rückhalteraum erforderlich machen, besonders wenn über einen längeren Betrachtungszeitraum von einer Akkumulation der Schadstoffe im Rückhalteraum auszugehen ist. Um dies beurteilen zu können, ist die Ermittlung von Depositionsmengen und –flächen im Rückhalteraum unabdingbar.

Voraussetzung und Vorgehensweise

Voraussetzung für die Quantifizierung der Schadstoffdeposition ist neben der Kenntnis des Strömungsfelds (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe) im Rückhaltebecken eine Vielzahl von sedimentenspezifischen Parametern wie dem Verlauf der Schwebstoffkonzentration bzw. der Abfluss-Konzentrations-Beziehung im Zulauf des Rückhaltebeckens, Korngröße, Korngrößenverteilung, Sinkgeschwindigkeit, kritische Schubspannungen für die Sedimentation bzw. Erosion. Darüber hinaus müssen sowohl die Konzentration als auch die Erscheinungsform (partikulärgebunden, gelöst etc.) vorliegender Schadstoffe sowie die relevanten Sorptions- und u.U. Abbauparameter bekannt sein.

Das Strömungsfeld muss, sofern die Berechnung nicht mit der Transportberechnung und den damit verbundenen Sohlveränderungen gekoppelt ist in einer vorhergehenden Simulation erfolgen. Dies bedarf zunächst der Generierung eines numerischen Modells (für Trockenbecken sind auf Grund des meist sehr flachen Wasserkörpers 2D-Modelle geeignet), basierend auf geometrischen Daten (Laserscan des Rückhalteraumes und der Vorländer oberstrom des Beckenraumes, Gewässerquerprofile oder Sohlpeilungen, Bauwerksdaten etc.) und Landnutzungsdaten. Zur Kalibrierung des Modells sind ereignisbezogene Daten erforderlich (Pegelmessungen, Wasserspiegelfixierungen etc.), für die Modellanwendung bedarf es eines Satzes hydraulischer Randbedingungen. Diese bestehen aus Ganglinien im Zulauf, dem Verlauf des Regelabflusses sowie möglicher Abflüsse über die Hochwasserentlastung.

Für die Transportsimulation müssen zunächst die relevanten Prozesse (Advektion, Dispersion, Sedimentation, Erosion, Sorption, Abbau, Remobilisierung etc.) identifiziert werden, welche im betrachteten System eine Rolle spielen. Hieraus resultieren u.U. Vereinfachungen, welche im Modell vorgenommen werden können (Vernachlässigung von Erosion, Sorption, Abbau etc.). Den nächsten Schritt stellt die Ermittlung der Sedimentparameter dar (Schwebstoffkonzentration, Korngrößenverteilung, Sinkgeschwindigkeiten, kritische Schubspannungen für die Sedimentation bzw. Erosion etc.). Erste Wahl hierbei sind Messungen. Sind solche nicht durchführbar, so kann eventuell auf Messungen aus benachbarten Einzugsgebieten oder Literaturangaben zurückgegriffen werden. Wird von rein partikulärgebundenem Schadstofftransport ausgegangen, so kann das Modell unter Annahme vernachlässigbarer Sorptions- und Abbauprozesse dahingehend vereinfacht werden, dass lediglich eine Transportberechnung der relevanten Korngrößen der Schwebstoffe erfolgt. Die Deposition der Schadstoffe wird anschliessend überschlägig an Hand der Konzentration der partikulärgebundenen Schadstoffe [$\text{kg Schadstoff} / \text{kg Schwebstoff}$] sowie der deponierten Sedimentmasse [kg Sediment] je betrachteter Kornfraktion berechnet. Komplexere Prozesse (Sorptionprozesse etc.) bedürfen einer modellhaften Umsetzung der prozessbeschreibenden Gleichungen.

Sind alle Parameter festgelegt, so erfolgt im Falle vorliegender Naturdaten oder experimenteller Datensätze die Kalibrierung des Modells. Kann keine Kalibrierung durchgeführt werden, so ist durch eine Sensitivitätsanalyse der maßgeblichen Parameter (kritische Schubspannung für die Sedimentation, Sohlrauheit etc.) die Bandbreite der erzielten Ergebnisse zu bestimmen.

Die Modellanwendung erfolgt schließlich mit einer Konzentrationsganglinie, welche entweder aus einer gemessenen Abfluss-Konzentrations-Beziehung, einer ereignisbezogenen Erosionsmodellierung im Einzugsgebiet oder plausiblen Annahmen resultiert.

Um die langfristige Akkumulation der Schadstoffe zu bestimmen, müssen die Transportberechnungen für Hochwasserereignisse unterschiedlicher Jährlichkeit (eventuell mit unterschiedlichen Anlaufzeiten der Hochwasserwelle) durchgeführt werden. Anschliessend wird über die Aufsummierung der Depositionsmengen der Einzelereignisse an Hand der Auftretswahrscheinlichkeit in einem definierten Zeitraum die Gesamtdeposition von Sedimenten bzw. Schadstoffen bestimmt. Akkumulierte Depositionshöhen werden gleichermaßen über die Aufsummierung der Höhen, welche während der Einzelereignisse auftreten bestimmt.

Alternative Vorgehensweise

Sofern es sich um den rein partikulär gebundenen Schadstofftransport handelt, kann die Schadstoffdeposition über die Ermittlung der fraktionsweisen Sedimentdeposition an Hand eines vereinfachten Ansatzes erfolgen. Die Deposition der Schadstoffe wird anschließend über eine Hochrechnung an Hand der Konzentration der partikulärgebundenen Schadstoffe [kg Schadstoff/ kg Sediment] sowie der deponierten Sedimentmasse [kg Sediment] berechnet.

Treten im Kontext der Schadstoffdeposition komplexere Prozesse auf, so ist dieses Verfahren nicht anwendbar.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

Derzeit keine bekannt.

Anhang A 12

Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs von Rückhaltebecken

Zielstellung

Die Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs von Rückhaltebecken hat zum Ziel, Aussagen über die stoffliche Situation im Unterliegerbereich eines Rückhaltebeckens während eines Hochwasserereignisses machen zu können. Des Weiteren gibt sie Auskunft über die Änderung der stofflichen Situation nach dem Bau eines Rückhaltebeckens im Vergleich zur Situation vor Baubeginn.

Voraussetzung und Vorgehensweise

Voraussetzung für die Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs von Rückhaltebecken mit Hilfe 2D-numerischer Transportmodellierung ist das Vorhandensein der nötigen geometrischen, hydraulischen und stofflichen Daten (s. Methodenbeschreibung *Quantifizierung der Schadstoffdeposition in Trockenbecken mit Hilfe numerischer Modellierung*). Diese müssen sowohl für den Bereich des Rückhaltebeckens selbst wie auch einen entsprechenden Bereich unterstrom des Rückhaltebeckens verfügbar sein. Die Länge des unterstromigen Modellbereichs entspricht mindestens dem hydraulischen Wirkungsbereich des Rückhaltebeckens. Dieser kann z.B. aus Hochwassergefahrenkarten entnommen werden, in denen sowohl die Überflutungsfläche für ein bestimmtes Hochwasserereignis für den Fall mit Hochwasserrückhaltemaßnahme sowie das potenzielle Überflutungsgebiet ohne Rückhaltemaßnahme eingezeichnet ist. Die Differenz der beiden Flächen stellt den hydraulischen Wirkungsbereich des Rückhaltebeckens dar.

Der stoffliche Wirkungsbereich wird mit Hilfe von Transportsimulationen ermittelt, wobei die Vorgehensweise analog zur Methode „*Quantifizierung der Schadstoffdeposition in Trockenbecken mit Hilfe numerischer Modellierung*“ erfolgt (Identifikation der relevanten Prozesse, Bestimmung der Korngrößen und Sedimentparameter etc.). Zunächst wird für ein repräsentatives, ausuferndes Hochwasserereignis, z.B. HQ 100, die Sedimentation mit dem Modell berechnet, welches neben dem Beckenbereich zusätzlich den oben genannten unterstromigen Bereich des Rückhaltebeckens abbildet. Für einen zweiten Simulationslauf wird das verwendete Modell dahingehend modifiziert, dass das Absperrbauwerk entfernt wird und die Geländehöhen am Dammfuß interpoliert werden, so dass keine Retention mehr stattfinden kann. Durch diese Maßnahme lässt sich die stoffliche Situation ohne die Wirkung des Rückhaltebeckens ermitteln. Durch Gegenüberstellung der Sedimentationsflächen aus beiden Modellen lässt sich die Differenzfläche der jeweiligen Sedimentationsflächen ermitteln, welche den stofflichen Wirkungsbereich beschreibt.

Alternative Vorgehensweise

Alternative Vorgehensweisen sind nicht bekannt.

Verweis auf fachliche Veröffentlichungen

Fachliche Veröffentlichungen in diesem Kontext liegen derzeit nicht vor

Anhang B

Fallstudie Rems

1	Untersuchungsgebiet	161
2	Untersuchungen	164
2.1	Extremwertstatistik und stochastische Ganglinienerzeugung	165
2.2	Niederschlag-Abfluss-Modellierung	166
2.3	Langfristiger Bodenabtrag und Sedimenteintrag	168
2.4	Ereignissedimenteintrag	171

1 Untersuchungsgebiet

Die Rems entspringt auf 552 m ü. NN bei Essingen am Albuchstufenrand im Osten Baden-Württembergs. Sie entwässert mit einer Lauflänge von ca. 80 km ein Einzugsgebiet von 583 km² und fließt nach ihrem Ursprung zunächst ein kurzes Stück nach Norden, um dann ihren Lauf nach Westen zu ändern. Hier finden sich auf älteren Verwitterungslehmen des Schwarzen und Braunen Jura überwiegend Braunerden, auf Weißjura hingegen meist schwere Rendzinen, Terra fuscae und Braunerde-Pelosole. Von Schwäbisch Gmünd bis Plüderhausen ist das Remstal mit steilen, bewaldeten Hängen tief in die Liasplatten und Keuperschichten eingeschnitten und besitzt eine mäßig breite, leicht gewundene Talsohle. Im Bereich des Schorndorfer Beckens weitet sich das Tal und nimmt die den Welzheimer Wald entwässernde Wieslauf als einzigen bedeutenden Nebenfluss auf. Hier findet man an den Hängen auch vermehrt Weinberge und Obstanlagen. Das nun wieder etwas verengte Tal der mittleren Rems trennt das Berglen im Norden vom Schurwald im Süden. Die teils bewaldeten Hochflächen des Berglen aus Stubensandstein tragen leichte, magere Sandböden, in den Talsohlen schwere Lehm- und Tonböden. Die Rems durchfließt Remshalden und erreicht bei Waiblingen den Ballungsraum Stuttgart. Sie biegt hier nach Nordwesten ab und tritt von der weichen Keuperstufe in den härteren Muschelkalk ein, wodurch sich das Tal weiter verengt. Das untere Remstal stromabwärts von Neustadt zeigt deutliche Mäander, deren steile Prallhänge zumeist bewaldet sind und deren flachere Gleithänge landwirtschaftlich genutzt werden. Die Rems mündet bei dem zur Stadt Remseck gehörenden Ortsteil Neckarremms auf 203 m ü. NN als rechter Nebenfluss in den Neckar.

Das Remstal wird außerhalb der Siedlungen (12,6 %) ackerbaulich (10,4 %) und als Grünland (25,7 %) genutzt (Abb. 1). Waldflächen nehmen 41,0 % des Einzugsgebietes ein, davon sind 9,9 % Nadel- und 11,4 % Laubwald. Die waldfreien Talhänge werden oft zum Obstbau (5,7 %), an Mittlerer und Unterer Rems auch zum Weinanbau genutzt (3,0 %).

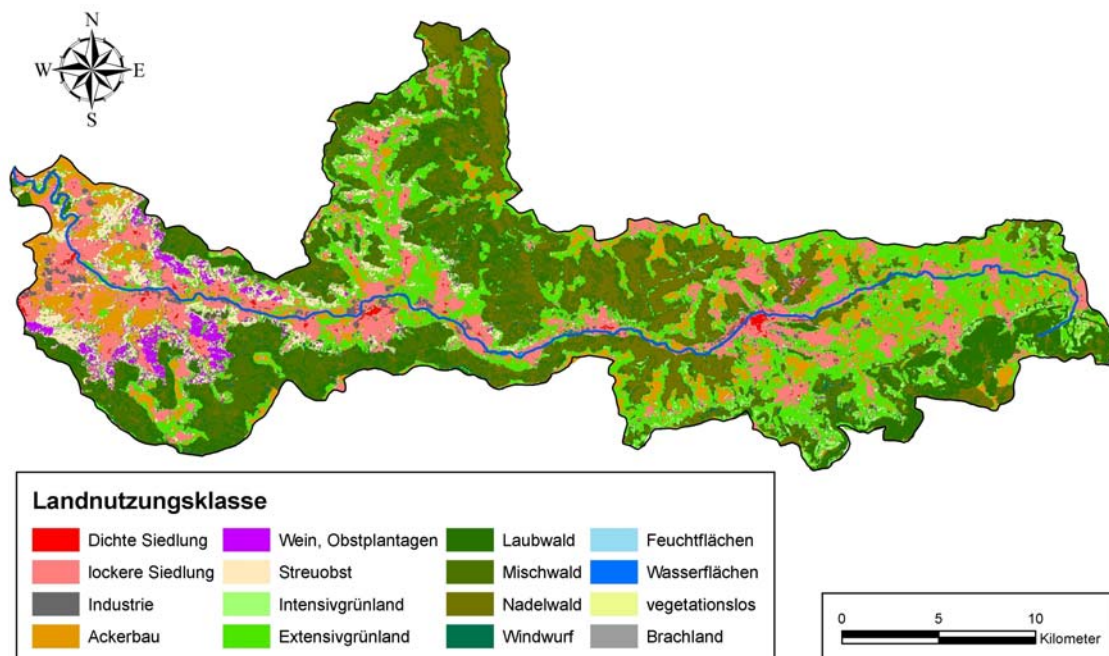


Abb. 1: Landnutzung des Rems-Einzugsgebietes im Jahr 2000 (Daten: LfU BW 2002)

Der stetige Siedlungsdruck des Ballungsraums Stuttgart auf das Remstal und die frühe Nutzung des Flusses als Transportweg haben zu starken Eingriffen geführt (Bösinger 2006). Die Verkürzung des Remsbaus um ca. 14 km (17,5 %) und die Eindeichung vor allem in den Ortslagen führten zur Verschärfung der Hochwasserabflüsse. Das verheerende Hochwasser

im Februar 1990 (HQ₅₀) mit einem versicherten Schaden von 10 Mio. Euro gab Anlass zur Gründung des Wasserverbandes Rems Anfang 1998, der den Hochwasserschutz im Einzugsgebiet koordinieren soll. Ein Verbundsystem von sieben Becken soll dabei einen Schutz vor Ereignissen mit einer Wiederkehrdauer von bis zu 100 Jahren gewährleisten.

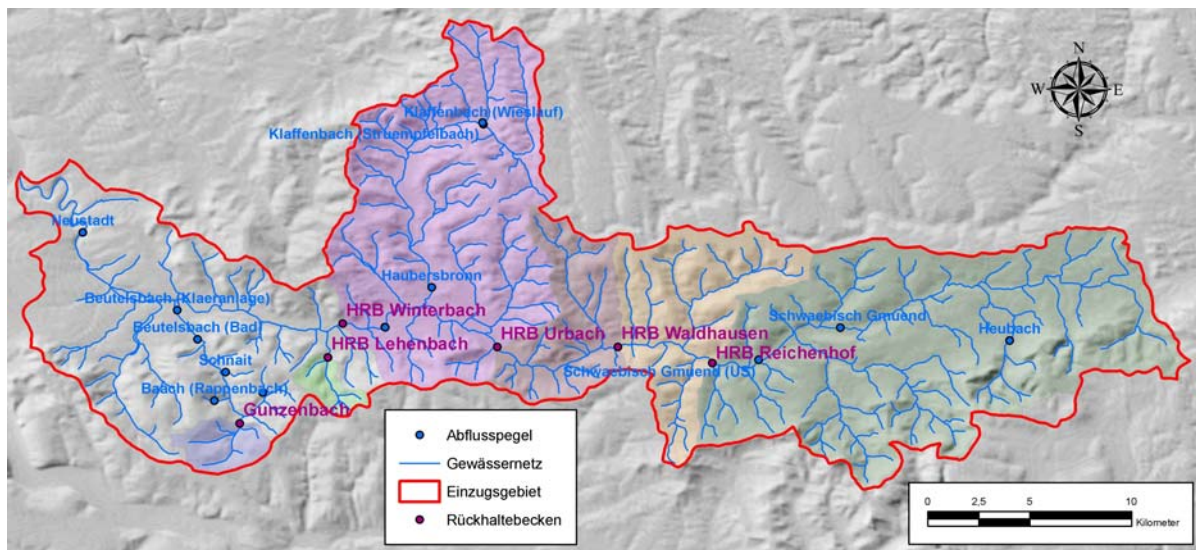


Abb. 2: Standorte der Hochwasserrückhaltebecken und Abflusspegel an der Rems

Mit Abschluss der ersten Ausbaustufe, den Becken Schorndorf-Winterbach (2005), Schwäbisch Gmünd-Reichenhof (2006) und Lorch-Waldhausen (2007) (Abb. 2, Tab. 1), wird der Schutz vor einem 75-jährlichem Ereignis gegeben sein.

Tab. 1: Eigenschaften der HRB der ersten Ausbaustufe im Rems-Einzugsgebiet

Rückhaltebecken	Lage [km]	EZG [km ²]	Inbetriebn.	Stauraum [m ³]	Fläche [ha]	RQ [m ³ /s]
(Gmünd-) Reichenhof	49,5	188	2006	615.000	31,2	137
(Lorch-) Waldhausen	43,7	243	2007	670.000	31,7	160
(Schorndorf-) Winterbach	26,1	424	2005	1.170.000	62,0	196

Das Hochwasserrückhaltebecken Schorndorf-Winterbach wird hier beispielhaft für den Beckenverbund im Remstal betrachtet. Das Einzugsgebiet des Beckens umfasst mit einer Fläche von 428 km² knapp drei Viertel des Einzugsgebietes der Rems. Der Einstau erfolgt ab einer Jährlichkeit von 20 a bei einer Regelabgabe (RQ) von 196 m³/s. Während das mittlere Hochwasser MHQ = 110 m³/s beträgt, werden für höhere Wiederkehrdauern 200 m³/s (HQ₂₀), 250 m³/s (HQ₁₀₀) und 412 m³/s (HQ₁₀₀₀) angegeben. Der Pegel Schorndorf kann als Zulaufpegel für das Becken angesehen werden. In der Untersuchungsperiode 1991-2005 findet sich das Maximum der mittleren monatlichen Hochwasserabflüsse im Dezember (s. Abb. 3), bedingt durch weihnachtliche Warmlufteinbrüche, gefolgt von einem Nebenmaximum im März, verursacht durch Schneeschmelze. Die Werte fallen dann bis zum Minimum im August und September ab. Auffallend ist der Juli, der aufgrund von Starkniederschlägen etwas höhere Abflüsse besitzt.

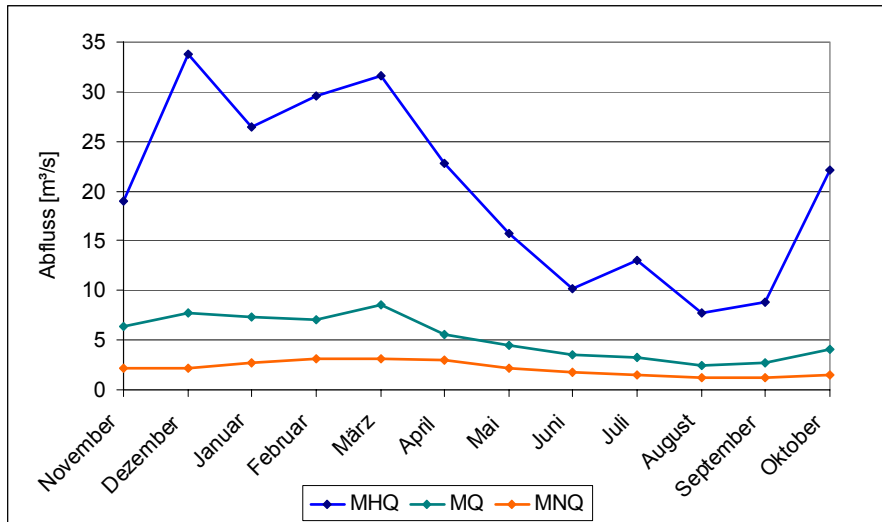


Abb. 3: Mittlerer Abfluss (1991-2005) der Rems am Pegel Schorndorf (Daten: LUBW)

Während in der Periode 1996-2006 am Pegel Schorndorf keine Zunahme der Jahres- und Sommermaxima beobachtet wurde, zeigen die größten Hochwasserabflüsse im Winterhalbjahr einen ansteigenden Trend (Abb. 4).

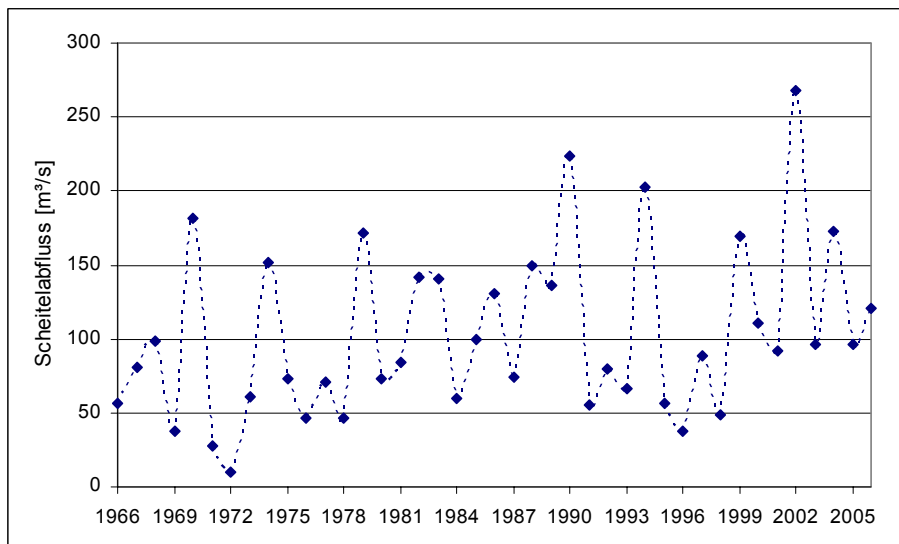


Abb. 4: Winterhöchstabflüsse (1966-2006) am Pegel Schorndorf (Daten: LUBW)

Im Einzugsgebiet beträgt die Jahresmitteltemperatur 9,5 °C und der mittlere Niederschlag 900 mm/a. Hierbei fallen die größten Niederschlagsmengen im Sommer, insbesondere Juni und Juli, was in Abb. 5 nachvollzogen werden kann. Diese zeigt auch den (skalierten) Jahresgang der im Untersuchungszeitraum aufgetretenen erosiven Niederschläge, d.h. Tageswerte mit einer Menge größer 10 mm, der weitestgehend dem Jahresgang der Monatsniederschläge folgt. Bei der Bestimmung der erosiven Niederschläge anhand der Tagessumme wurde die Niederschlagsart nicht berücksichtigt.

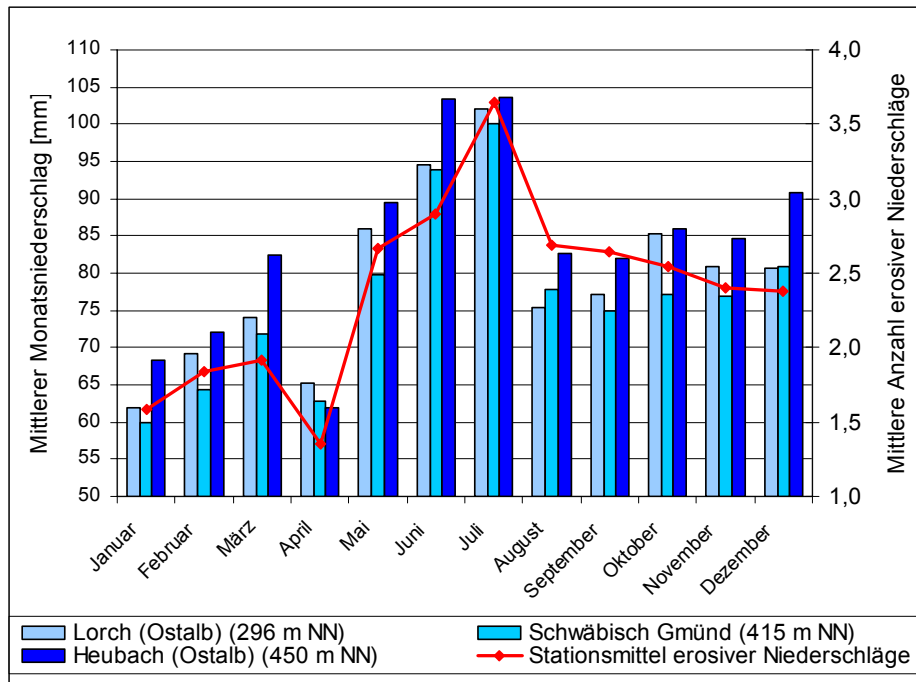


Abb. 5: Mittlere Monats- und erosive Niederschläge (1990-2005) im Rems-Einzugsgebiet (Daten: DWD)

Der Schneeanteil nimmt in den Wintermonaten erwartungsgemäß mit der Höhenlage zu. Für die Station Schwäbisch Gmünd beträgt er für die Monate Dezember bis März 15-30%. Diese Angaben sind jedoch aufgrund von Fehlkenntnissen sehr unsicher. Aufgrund des Schneeanteils ist somit je nach Höhenlage mit einer geringeren Anzahl erosiver Ereignisse zu rechnen.

2 Untersuchungen

Die Abschätzung des Stoffeintrags kann während des Ereignisses mit Schwebstoffmessungen im Vorfluter oder nach dem Ereignis durch Kartierung der Erosionsschäden im Einzugsgebiet und Ablagerungsmessungen im Becken erfolgen. Die Anwendung von Wasserhaushalts- und Erosionsmodellen ermöglicht die zur Beckensteuerung erforderliche Abschätzung vor einem Ereignis, dessen Auftreten nur mit Unsicherheiten vorhergesagt werden kann. In unbeobachteten Gebieten verbleibt oft nur ein Vergleich unterschiedlicher Ansätze und Studien. Dies trifft auch für das Rems-Einzugsgebiet zu, für das zwar kontinuierliche Abfluss-, aber keine Schwebstoffmessungen vorliegen. Der Jahresdatenkatalog Baden-Württemberg (LUBW 2007) liefert nur Stichtagsmessungen (1992-2005) zur Gewässergüte im Monatsrhythmus an Standorten, die nicht mit denen der Pegel übereinstimmen. Diese können also nicht für Kalibrierung und Validierung der Modelle eingesetzt werden.

In den folgenden Kapiteln wird die empirische Abschätzung der Wasser- und Sedimentfrachten ausgewählter Einzelereignisse vorgestellt. Dabei wurde entsprechend den Ablaufschemata in den Kapiteln zu Hydrologie und Stoffaustrag vorgegangen. Es erfolgt zunächst die Darstellung der Ermittlung der Abflussgrößen basierend auf extremwertstatistische Auswertung von Abflusszeitreihen und stochastischer Ganglinienerzeugung sowie durch hydrologische Modellierung. Anschließend werden mittlerer langfristiger Bodenabtrag und Sedimentaustrag betrachtet, um die ermittelten Werte für Einzelereignisse bewerten zu können.

2.1 Extremwertstatistik und stochastische Ganglinienerzeugung

Um Aussagen über Ereignisse mit hoher Wiederkehrzeit treffen zu können, wurden alle für den Pegel Schorndorf zur Verfügung stehenden Abflussstundenwerte (1966-2006) berücksichtigt. Mit dieser 41 Jahre umfassenden Zeitreihe können somit verlässliche Angaben zu Ereignissen mit einer Wiederkehrzeit von ca. 120 Jahren gemacht werden. Anhand des Scheitelabflusses wurden das Jahres-, Sommer- und Wintermaximum eines jeden Jahres bestimmt und zusammen mit den zugehörigen Größen Füllenvolumen, Anstiegszeit und Speicherkonstante extremwertstatistisch ausgewertet. Im Vorfeld der Anpassung einer Modellfunktion wurden Tests auf Trends und Ausreißer durchgeführt. Die Anpassung der Gumbel- (E1) sowie Pearson-III- und Exponentialverteilung erfolgte mit der Momenten- und Maximum-Likelihood-Methode. Während die beiden erstgenannten Verteilungen generell für alle Kennwerte geeignet sind, so wurde dies für die zweiparametrische Exponentialverteilung anhand des Kolmogorov-Smirnov-Tests verworfen. Abb. 6 zeigt die empirische Verteilungsfunktion der Scheitelabflüsse und die daran angepassten Gumbelverteilungen, wobei mit der Momenten-Methode die größte Übereinstimmung mit den LUBW-Angaben erreicht wurde.

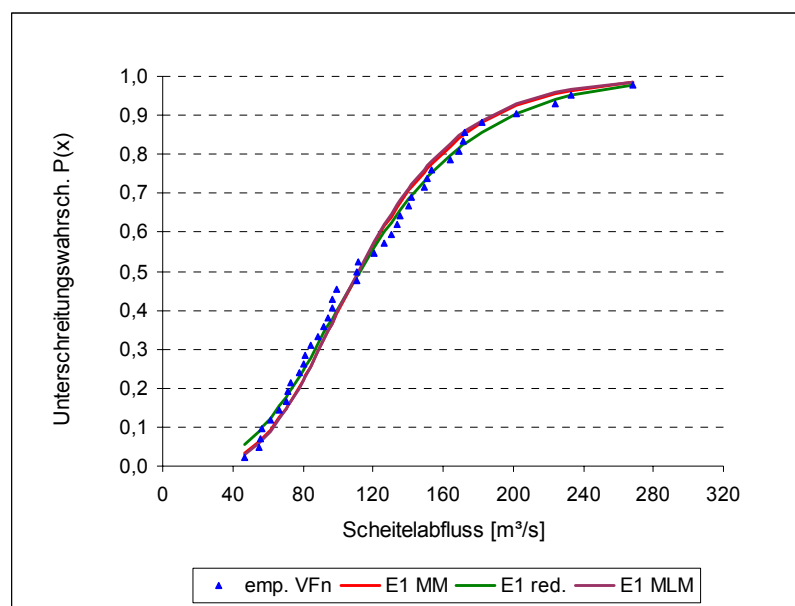


Abb. 6: Empirische und theoretische Verteilungsfunktionen der Scheiteljahresmaxima

Die ermittelten saisonalen Hochwasserkennwerte gingen dann in die stochastische Gangliniensynthese ein. Der ansteigende Ast wird mit der Kozeny-Funktion (Kozeny 1929, Dyck 1980) anhand von Anstiegszeit t_A [h] und Formfaktor m [-] beschrieben. Die Rückgangskurve mit der Speicherkonstante k [h] wurde für den absteigenden Ast verwendet. Durch Variation beider Äste kann ein der Jährlichkeit des Scheitelabflusses $[m^3/s]$ entsprechendes Füllenvolumen $[m^3]$ bestimmt werden.

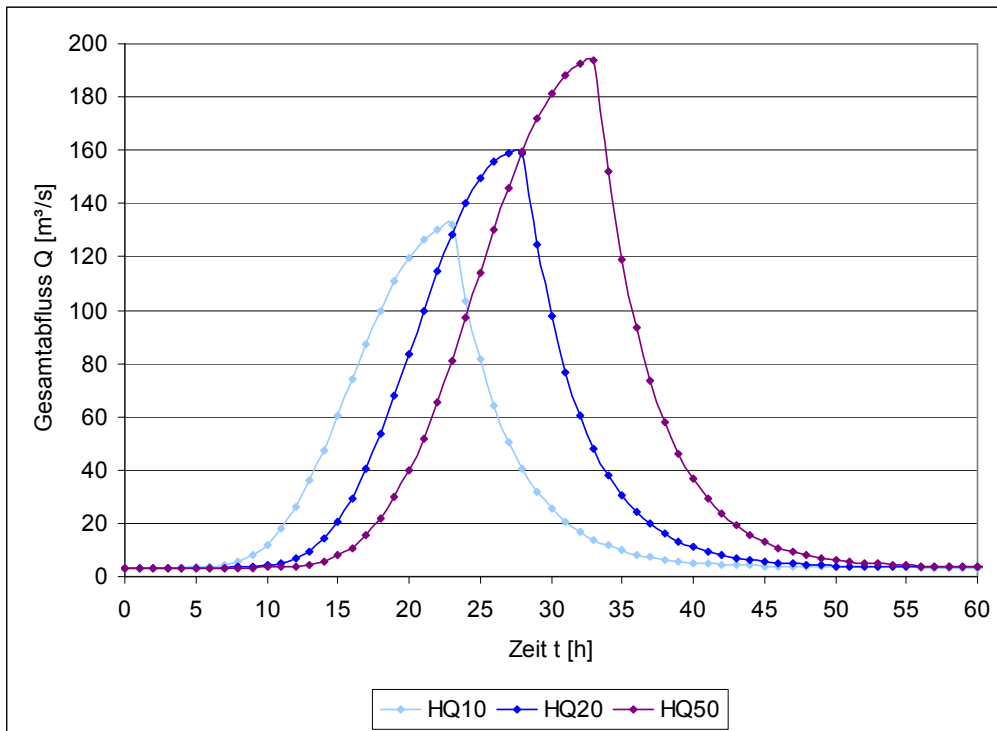


Abb. 7: Synthetische Sommerganglinien definierter Eintrittswahrscheinlichkeit

Das langjährige saisonale Abflussmittel MQ geht als Basisabfluss ein. Somit liegen saisonale synthetische Ganglinien definierter Jährlichkeit vor, so z.B. für Sommerereignisse (Abb. 7).

2.2 Niederschlag-Abfluss-Modellierung

Sind die vorliegenden Abflussmessungen nicht ausreichend für eine extremwertstatistische Auswertung, kann die Ermittlung der Abflussparameter durch hydrologische Modellierung erfolgen. Mit Niederschlagsmesswerten als Eingangsgröße können beobachtete Ereignisse nachgebildet und mit entsprechenden Gütemaßen versehen werden. Liegt das Interesse eher bei Extremereignissen definierter Eintrittswahrscheinlichkeit, gehen Bemessungsniederschläge in die Modellierung ein. Dabei wird angenommen, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit der modellierten Abflüsse gleich der der Bemessungsniederschläge ist.

Eine Abschätzung des Oberflächenabfluss in unbeobachteten Gebieten auf Basis von Tageswerten erlaubt das empirische SCS-CN-Verfahren und dessen Implementierungen in CREAMS oder EPIC. Obwohl ursprünglich als Blockmodell konzipiert, wird es aufgrund der Einfachheit des Verfahrens und guter Ergebnisse verbreitet flächendetailliert angewandt. Anhand der Landnutzungsklassifikationen der Jahre 1993 und 2000 sowie der Bodenart wurden die CN-Werte vergeben. Flächendaten von Ereignisniederschlag und -vorfeuchte wurden aus den Stationsmessungen interpoliert. Die Verfahren wurden sowohl als Blockmodell als auch flächendetailliert mit variierendem Anfangsverlustverhältnis λ angewandt. Dabei wurde die modifizierte Bestimmung der Anfangsbodenfeuchte bei CREAMS und EPIC nicht berücksichtigt, jedoch deren CN-Anpassung. Es erfolgte keine Kalibrierung. Tab. 2 zeigt die Ergebnisse für 26 Ereignisse am Pegel Schorndorf (1990-2005), die auch Starkniederschläge umfassen, die nicht zu Hochwasserereignissen führten. Die mittels manueller Gangliniensparation erhaltenen Direktabflüsse bilden die Grundlage der Modellevaluation. Dabei konnte bestätigt werden, dass das Anfangsverlustverhältnis von $\lambda = 0,20$ zu hoch ist.

Tab. 2: SCS-CN-Ergebnisse für den Oberflächenabfluss [mm] am Pegel Schorndorf

Verfahren	Blockmodell				Flächendetailliert			
	ME [mm]	RMSE [mm]	R	NS E _j	ME [mm]	RMSE [mm]	R	NS E _j
SCS ($\lambda = 0,20$)	5,9	12,2	0,757	0,439	0,3	10,8	0,765	0,554
SCS ($\lambda = 0,05$)	0,6	10,4	0,793	0,593	0,0	10,8	0,765	0,552
SCS ($\lambda = 0,03$)	-0,6	10,3	0,798	0,598	-0,1	10,8	0,765	0,551
CREAMS ($\lambda = 0,20$)	11,1	16,2	0,704	-0,005	5,5	12,0	0,750	0,447
CREAMS ($\lambda = 0,03$)	2,0	10,7	0,783	0,559	5,2	11,9	0,749	0,459
EPIC ($\lambda = 0,20$)	13,5	18,0	0,677	-0,246	1,1	11,1	0,757	0,529
EPIC ($\lambda = 0,03$)	4,5	11,2	0,779	0,515	0,8	11,1	0,757	0,528

Die flächendetaillierte Umsetzung des ursprünglichen SCS-CN-Verfahrens lieferte geringfügig bessere Ergebnisse als das Blockmodell. Dabei sind die Unterschiede zwischen den verschiedenen Anfangsverlustverhältnissen deutlich geringer. Da bei Abänderung des ursprünglichen Verhältnisses eigentlich eine Neuberechnung der CN erfordert, was in der Regel vernachlässigt wird, wurde auch die Anpassung der CN für $\lambda = 0,05$ (Hawkins et al. 2002) getestet. Diese ergab keine Verbesserung der Fehlermaße Mittlerer Fehler (ME), RMSE (Root Mean Square Error), Korrelation (R) und Nash-Sutcliffe Effizienz (NS E_j) (nicht dargestellt). Obwohl eine Anwendung des SCS-CN-Verfahrens als Blockmodell für Einzugsgebiete größer als 250 km² ohne Untergliederung in Teileinzugsgebiete generell nicht empfohlen wird (Johnson 1998), lieferte es akzeptable Ergebnisse. Alle SCS-CN-Varianten zeigen in der flächenhaften Verteilung ein ähnliches, stark von der Landnutzung abhängiges Abflussmuster (nicht dargestellt). Eine Anpassung des SCS-CN-Verfahrens an deutsche Verhältnisse unter Berücksichtigung der Arbeiten von Wittenberg (1974) und Anderl (1975) führte Lutz (1984) durch. Die Anwendung als Blockmodell auf die 26 Einzelereignisse ergab unkalibriert die Fehlermaße R = 0,702 und NS E_j = 0,325, nach erfolgter Kalibrierung des C1-Faktors über alle Ereignisse (nicht jedes Ereignis einzeln) R = 0,833 und NS E_j = 0,657 (s. Abb. 8).

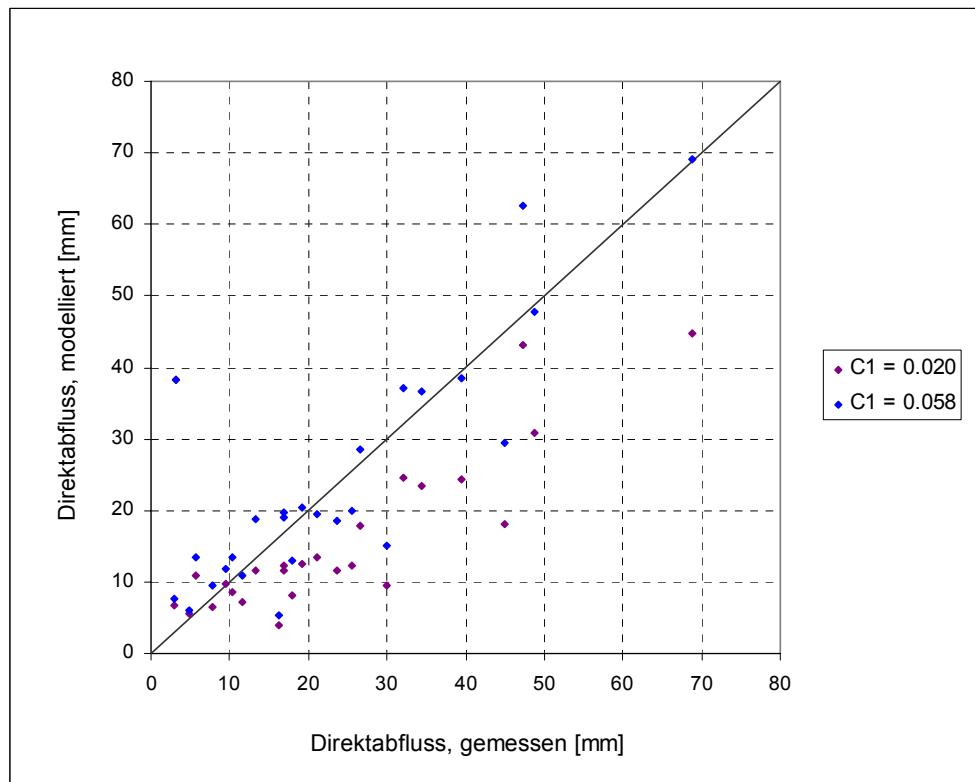


Abb. 8: Mess- und Modellwerte (Lutz-Verfahren) des Direktabflusses am Pegel Schorndorf

Das Lutz-Verfahren beinhaltet auch die Berechnung der resultierenden Abflussganglinie mit der Einheitsganglinie bzw. Speicherkaskade. Hierfür sollte der Niederschlag in stündlicher Auflösung vorliegen bzw. es müssen entsprechende Annahmen über die zeitliche Verteilung getroffen werden. Der Abflussscheitel kann auch mit dem CREAMS-Ansatz als Blockmodell berechnet werden. Die originale CREAMS-Formel lieferte hier geringfügig schlechtere Ergebnisse ($R = 0,748$, $NS E_j = 0,231$) als die AGNPS-Modifikation ($R = 0,744$, $NS E_j = 0,256$), letztere aber erst mit $\lambda = 0,03$ für das Abflussvolumen in akzeptabler Genauigkeit ($R = 0,795$, $NS E_j = 0,561$). Die empirische Formel basiert auf 304 Ereignissen in 56 Einzugsgebieten (0,71-62,2 km²) in den USA. In AGNPS wird deren Modifikation auf eine Rasterzelle angewandt. Die Bestimmung des Scheitelabflusses in EPIC, wie CREAMS für die Feldskala entwickelt, basiert auf der modifizierten Rationalen Methode. Hierzu werden neben dem Abflussvolumen auch die Konzentrationszeit und der Niederschlagsanteil während dieser benötigt. Dies bedingt erhebliche Unsicherheiten in der Parameterbestimmung, was auch für die SCS-Dreiecksmethode (Huggins & Burney 1982) mit der Scheitelanstiegszeit gilt.

2.3 Langfristiger Bodenabtrag und Sedimenteintrag

Die Berechnung der einzelnen Faktoren der ABAG erfolgt mit einer Rasterweite von 25 m, der Auflösung des zugrunde liegenden DGM. Die Darstellung umfasst zunächst das gesamte Rems-Einzugsgebiet. Zur Berechnung des R-Faktors wird die von Rogler & Schwertmann (1981) erstellte Beziehung zur mittleren Summe des Sommerniederschlags verwendet, die Jäger (1995) für Baden-Württemberg empfiehlt. Dazu wurde zunächst die mittlere Sommerniederschlagssumme der Normperiode (1961-1990) auf die Einzugsgebietsfläche interpoliert. Der R-Faktor hat gemäß Auerswald (1987) den geringsten Einfluss. Bodenerosion durch schmelzenden Schnee kann nur sehr einfach durch einen Aufschlag zur Jahreserosivität (Schwertmann et al. 1987) berücksichtigt werden.

Die für das Untersuchungsgebiet vorliegende BÜK200 enthält nur klassierte K-Faktoren. Daher wurden den darin vorkommenden Bodenleitformen Erodibilitätswerte aus der Literatur (z.B. Auerswald & Wagner 1984) zugewiesen. Die Bodenerodibilität K ist hier als sehr unsicher anzusehen, da der Maßstab der BÜK200 nicht für die regionale Betrachtung geeignet ist und notwendige Angaben zur Korngrößenverteilung fehlen. Der K-Faktor kann mit diesen aber auch nur für Böden mit bis zu 70 % Schluff- und Feinstsandgehalt sicher bestimmt werden (Schwertmann et al. 1987).

In einer GIS basierten Anwendung ist der LS-Faktor das größte Problem. Während der S-Faktor einen sehr starken Einfluss hat, spielt der L-Faktor eine eher untergeordnete Rolle (Auerswald 1987). Für die Berechnung des LS-Faktors existiert eine Vielzahl von Algorithmen. Hier wurde nach dem Füllen der Senken der Ansatz von Moore & Burch (1986) mit nur einer Fließrichtung verwendet, da er für komplexe Einzugsgebiete geeignet ist und zum ursprünglichen LS der USLE vergleichbare Ergebnisse zeigt (Moore & Wilson 1992). Die erosionswirksame Hanglänge wird hier mit $\lambda_L = 100$ m angesetzt, da erosive Hänglängen in Baden-Württemberg meist zwischen 50 und 150 m variieren und in Ackerbaugebieten Werte von 50 bis 100 m dominieren (Gündra et al. 1995). Für eine genauere Berücksichtigung der Hanglänge sind verortete Schlaggrenzen und Strukturelemente erforderlich.

Der Landsat-Landnutzungsklassifikation des Jahres 2000 wurden mittlere C-Faktoren aus der Literatur (z.B. Auerswald & Schmidt 1986) zugewiesen. Aus den Ackerfruchtanteilen [%] für 2003 wurde $C = 0,144$ berechnet, was gut mit einem mittleren Wert von $C = 0,150$ für Ackerflächen (Molina 1995) übereinstimmt. Mit konservierender Bearbeitung wurde $C = 0,029$ ermittelt, was die Bedeutung zur Erosionsminderung hervor hebt. Jedoch ist die Wirksamkeit auf Einzugsgebietsebene aufgrund des geringen Ackerlandanteils von 10,4 % (Rems) bzw. 8,9 % (Schorndorf) beschränkt. Problematisch sind Erfassungsmaßstab (1:100.000) und Zuweisungsgenauigkeit der Landnutzungsklassifikation sowie die fehlende Verortung der Ackerflächen. Der C-Faktor der USLE wurde eigentlich nur für Ackerflächen entwickelt, durch die RUSLE um Grünland und Wald erweitert. Zusätzlich finden sich in der

Literatur Werte für andere Landnutzungsklassen. Die angegebenen C-Werte für die jeweilige Landnutzungsart können dabei je nach Autor um Zehnerpotenzen variieren.

Für die Berechnung des P-Faktors benötigt man detaillierte Angaben zu Erosionsschutzmaßnahmen wie Terrassierung, eingesäte Querstreifen oder Konturpflügen in Abhängigkeit von Hangneigung und -länge. Da diese auf Einzugsgebietsebene selten vorliegen, wird oft $P = 1$ gesetzt. Die Berechnung kann auch mit einem vereinfachten Ansatz mit einer kritischen Hanglänge ohne Berücksichtigung der Furchenhöhen erfolgen (Schwertmann et al. 1987), der jedoch auf einer vergleichsweise geringen Versuchsanzahl basiert (Haider 1995).

Tab. 2: Mittlere ABAG-Faktoren der Einzugsgebiete (li. Gesamtfläche, re. Ackerfläche)

Faktor	Rems	Schorndorf	Faktor	Rems	Schorndorf
R	74,2	75,6	R	71,9	74,4
K	0,29	0,28	K	0,41	0,37
LS	2,86	3,01	LS	0,92	0,97
C_{konv}	0,040	0,033	C_{konv}	0,120	0,121
C_{kons}	0,019	0,019	C_{kons}	0,025	0,025
P_{nlk}	0,89	0,91	P_{nlk}	0,75	0,75

Der mit der ABAG berechnete mittlere jährliche Bodenabtrag A [$t/(ha \cdot a)$] ist in Abb. 9 dargestellt. Ein Großteil der Flächen zeigt bei konventioneller Bearbeitung Abträge kleiner gleich $10 t/(ha \cdot a)$, womit sie im Bereich der für Baden-Württemberg tolerierbaren Bodenabträge von $3-9 t/(ha \cdot a)$ (Jäger 1995) liegen. Ausgenommen hiervon sind die an Steillagen gelegenen Weinbauflächen und als Brachflächen klassierte Gebiete. Der mittlere Abtrag beträgt im Gesamteinzugsgebiet $2,08 t/(ha \cdot a)$ mit einer Spanne von 0 bis $162 t/(ha \cdot a)$, auf Ackerland $2,47 t/(ha \cdot a)$ im Bereich von 0 bis $138 t/(ha \cdot a)$. Der Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg mit $4 km^2$ großen Rasterzellen als räumlicher Bezugseinheit gibt einen durchschnittlichen Bodenabtrag typischer Ackerflächen von $5,5 t/(ha \cdot a)$ an (Gündra et al. 1995). Im Vergleich dazu wurden im gezeigten Fallbeispiel geringere C-Faktoren angesetzt. Auerswald (1992) ermittelte für 22 bayerische Einzugsgebiete ($7,7-1587 km^2$) Mittelwerte von $3,0$ bzw. $8,0 t/(ha \cdot a)$ (Ackerland). Der Bodenerosionsatlas für Bayern ($50 m$ Auflösung) gibt als Mittelwert aller land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen $1,6 t/(ha \cdot a)$ an, bei Ackernutzung als Median $2,4 t/(ha \cdot a)$ (Stumpf & Auerswald 2006). Während Grünland Abträge kleiner als $1 t/(ha \cdot a)$ zeigt, ist der Abtrag unter Wald trotz ähnlicher Schutzwirkung etwas höher, da sich dieser zumeist an besonders steilen Lagen findet. Die Abträge unter Wein und Hopfen liegen überwiegend über $10 t/(ha \cdot a)$. Für Deutschland gibt Auerswald (2006) mittlere Abträge von $1-20 t/(ha \cdot a)$ (Ackerland), $<1 t/(ha \cdot a)$ (Weideland, Wald) und $60 t/(ha \cdot a)$ (Hopfen) an. Bei konservierendem Anbau (mit Wein) reduziert sich der Bodenabtrag im Rems-Einzugsgebiet auf $1,21 t/(ha \cdot a)$ bzw. $0,52 t/(ha \cdot a)$ für die Ackerflächen (vgl. Tab. 3).

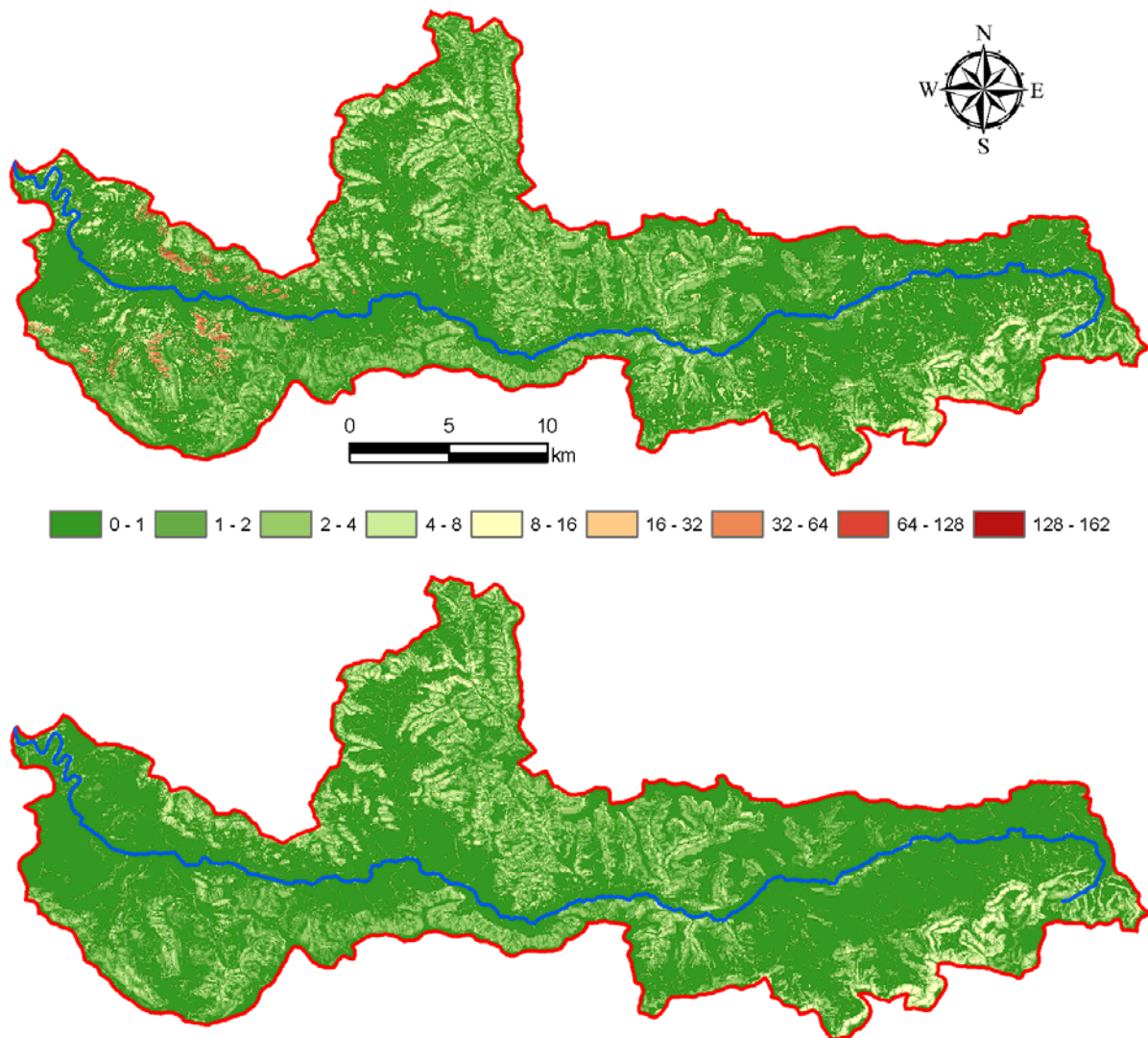


Abb. 9: Mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t/(ha·a)] im Rems-Einzugsgebiet für konventionelle (oben) und konservierende Bearbeitung (unten)

Der in der Studie von Auerswald (1992) angegebene Feststoffliefergrad (SDR) erlaubt eine Abschätzung des Sedimenteintrags Y [t/a] in den Vorfluter anhand des mittleren Bodenabtrags A [t/(ha·a)] und der Einzugsgebietsgröße A_E [km²] ($n = 97$, $R = 0,854$). Dieser SDR beträgt für die Rems bei konventionellem Anbau 6,5 % und bei konservierendem Anbau 8,7 % (vgl. Tab. 3). Im Vergleich dazu wurden für der abtragsunabhängige SDR der USLE 4,6 % (mit A_E) sowie unter Verwendung des Relieffaktors 15,1 % (Maner 1958) bzw. 14,6 % (Roehl 1962) ermittelt. Es können sich also je nach verwendetem SDR unterschiedliche Austräge ergeben. Im südlich von Stuttgart gelegenen Einzugsgebiet der Aich (180 km²) im Keuper-Lias-Land Mittelwürttembergs mit 50 % Wald, 10 % Siedlung und 40 % Landwirtschaft wurden Abträge von 0,20 bis 1,70 t/(ha·a) und je nach Teileinzugsgebiet und SDR Austräge von 0,04 bis 0,52 t/(ha·a) ermittelt (Rausch 1982). Basierend auf Verlandungsdaten von Rückhaltebecken in Baden-Württemberg mit Einzugsgebieten von 2,4 bis 175 km² ergaben sich Sedimentausträge von 0,10 bis 1,00 t/(ha·a). Dabei zeigte sich ein genereller Trend mit höherem Austrag im Keuperbergland und geringerem Austrag in Muschelkalk-Gäulandschaften.

Tab. 3: Mittlerer jährlicher Bodenabtrag A und -austrag Y [t/(ha·a)] der Einzugsgebiete

Faktor	Rems	Schorndorf	Faktor	Rems	Schorndorf
A_{konv}	2,08	1,74	A_{konv}	2,47	2,44
A_{kons}	1,21	1,33	A_{kons}	0,52	0,52
Y_{konv}	0,13	0,13	Y_{konv}	0,15	0,15
Y_{kons}	0,11	0,11	Y_{kons}	0,07	0,08

Die ABAG beinhaltet eine Reihe theoretischer Probleme, so beeinflussen sich die Faktoren gegenseitig oder gehen mehrfach in die Berechnung ein (Gündra et al. 1995). Es wird nur der Abtrag durch Schicht- und Rillenerosion berücksichtigt, nicht aber Gully- und Gerinnee-rosion. Für den Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg werden die Fehler der Einzelfaktoren mit 10-30 % geschätzt, für den Bodenabtrag soll der Fehler 20-40 % betragen. Es sollte somit eher qualitativ von Erosionsgefährdung als quantitativ von Bodenabträgen gesprochen werden. Trotz aller Nachteile sind der wesentlich geringere Aufwand gegenüber physikalisch begründeten Modellen sowie der große Stichprobenumfang als Basis Gründe für die weite Verbreitung. Durch die regional differenzierte Darstellung der Bodenerosionsgefährdung können Gebiete mit besonders hohen potentiellen Bodenerosionsgefährdungen ausgewiesen und entsprechende Schutzmaßnahmen entwickelt werden. Dies trifft insbesondere auf Wein- und Ackerbau in Steillagen zu, bei denen eine im Jahresverlauf möglichst durchgehende Bodenbedeckung anzustreben ist. Dies kann durch Dauerbegrünung im Weinbau bzw. Mulch- und Direktsaat im Ackerbau erreicht werden.

2.4 Ereignissedimenteintrag

Für die Bestimmung des Sedimenteintrags ist sowohl die zeitliche Auflösung als auch die räumliche Umsetzung zu beachten. So ergeben sich beispielsweise deutlich unterschiedliche Abflussscheitel und -volumen in Abhängigkeit davon, ob man Stunden- oder Tageswerte des Abflusses verwendet. Die Bestimmung anhand der Stundenwerte ist dabei natürlich genauer, SCS-CN und MUSLE wurden aber ursprünglich für Ereignisse auf Tageswertbasis entwickelt. Im Tageswertmodus von CREAMS und EPIC wird jeder Tag als ein einzelnes Ereignis betrachtet, was für größere Einzugsgebiete angemessen ist (Hrissanthou 1987). Kleine Einzugsgebiete mit entsprechend geringen Ereignisdauern erfordern hingegen zeitlich höher aufgelöste Eingangsdaten.

Die Bestimmung der Sedimenteinträge für die ausgewählten 26 Starkniederschlagsereignisse und deren Abflussscheitel q_p und -volumen Q wird hier mit der MUSLE als Blockmodell unter der Annahme einheitlich verteilter Sedimentquellen vorgestellt. Die Festlegung der zumeist durch Westwetterlagen bedingten Ereignisse erfolgte anhand von Beginn und Ende des Direktabflusses auf Basis von Tageswerten. Die ermittelten Füllenvolumen zeigen bei Ereignissen kleiner Jährlichkeit ($T_a \leq 5$ a) eine sehr große Streuung. Tab. 4 listet die Eigenschaften von fünf der 26 Ereignisse auf (T Temperatur, P_e Ereignisniederschlag, P_5 Vorfeuchteindex). Die Angaben der Großwetterlagen (GWL) entstammen der Klassifikation des DWD. Während die Ereignisse 4 und 18 als unbeeinflusst von Schneeschmelze angesehen können, so trifft dies für die Ereignisse 5 und 16 nicht zu, was unter anderem durch den hohen Abflussbeiwert ψ verdeutlicht wird. Bei Ereignis 21 ist zu vermuten, dass die Schneeschmelze zumindest eine hohe Vorfeuchte bedingte, da im Vorfeld des Ereignisses keine Niederschläge gemessen wurden ($P_5 = 0$ mm).

Tab. 4: Eigenschaften ausgewählter Hochwasserereignisse am Pegel Schorndorf

No.	Datum	q_p [m ³ /s] (h)	T_a [a]	q_p [m ³ /s] (d)	Q [mm] (d)	T [°C]	GWL	P_e [mm]	P_s [mm]	ψ [-]
4	21.12.1993	160,9	5	97,2	32,0	4,7	NWAAF	74,0	44,5	0,43
5	13.04.1994	202,2	10	170,6	48,7	5,1	XXZZF	97,8	14,3	0,50
16	31.01.2000	92,3	2	45,3	16,4	8,7	NWAAF	27,0	0,2	0,60
18	22.03.2001	92,3	2	50,1	26,6	9,7	NWZZF	65,5	19,2	0,41
21	21.03.2002	268,2	50	146,6	68,8	10,8	NWAAF	139,2	0,0	0,49

Der Ereignisseintrag variiert für die beobachteten 26 Ereignisse zwischen 0,08 und 2,75 t/ha mit einem Mittelwert von 0,94 t/ha. Die hohe Variabilität der berechneten Einträge für Ereignisse kleiner Jährlichkeit ist durch die verschiedenen Füllenvolumen für einen Scheitelwert bedingt. Der Eintrag des größten beobachteten Ereignis (> HQ₅₀) beträgt 2,75 t/ha. Verwendet man die Abflusswerte der Extremwertstatistik auf Basis von Stundenwerten für ein 50-jährliches Ereignis, so erhält man einen Eintrag von 2,60 t/ha; für ein 100-jährliches Ereignis 2,97 t/ha. Im bereits erwähnten Einzugsgebiet der Aich (180 km²) ergaben sich im hydrologischen Jahr 1980 zum Vergleich Schwebstoffaustragsraten von 0,22 - 0,25 t/ha, davon 0,14 - 0,17 t/ha im Winter- und 0,08 - 0,09 t/ha im Sommerhalbjahr (Rausch 1982). Für das Mai-Hochwasser 1978 mit einem Scheitel von 142 m³/s (HQ₁₀₀) am Pegel Oberensingen (Aich) wurde ein Austrag von mindestens 0,90 t/ha geschätzt. Das gleiche Ereignis führte im nahezu vollkommen waldbedeckten Einzugsgebiet des Goldersbach (72km²) im westlichen Schönbuch südlich von Stuttgart zu einem Eintrag von 1,40 t/ha (Schmidt-Witte & Einsele 1986). Für das Kalenderjahr 1980 wurde dort ein Austrag von 0,13 t/(ha·a) bestimmt (Behringer 1981). Der Vergleich zeigt, dass die geschätzten Einträge in der Größenordnung der in benachbarten Einzugsgebieten beobachteten Ereignisse liegen. Verlässliche quantitative Angaben können erst nach einer echten Kalibrierung und Validierung gemacht werden.

Da das betrachtete Einzugsgebiet deutlich größer ist als die zur Ableitung der MUSLE untersuchten Gebiete, können Skaleneffekte auftreten. Deren Beurteilung kann durch Routing der Teileinzugsgebietseinträge zum Pegel (Williams 1975b) oder flächendetaillierte Anwendung erfolgen. Da diese aufgrund der möglichen Berechnungsverfahren und Parameterwerte ebenfalls stark variieren, wird hier auf eine ausführliche Darstellung verzichtet. Ein generelles Problem ist der Schneeschmelzeinfluss auf Abfluss, Abtrag und Austrag, der insbesondere bei Abtrag und Austrag schwierig zu quantifizieren ist. Die MUSLE wurde für solche Ereignisse nicht entwickelt. Auch bedingt ihr Abflussenergiefaktor generell mit steigendem Abfluss anwachsende Einträge, was jedoch aufgrund der sich während eines Ereignisses erschöpfenden Sedimentquellen selten der Fall ist. Die Verwendung von Bemessungsniederschlägen definierter Jährlichkeit und Dauer (z.B. KOSTRA) zur Abschätzung unbeobachteter Ereignisse führt durch die große Spannweite möglicher Abflüsse zu entsprechend variablen Einträgen. Hinzu kommt die Unsicherheit in der Bestimmung des C-Faktors für ein Einzelereignis. Die untersuchten Ansätze basierend auf Relativem Bodenabtrag (Schwertmann et al. 1987), monatlicher Bodenbedeckung (Michael et al. 1996, Shi et al. 2003) und Fernerkundungsdaten (Van der Knijff et al. 1999, 2000) führten zu sehr unterschiedlichen C-Faktoren, so dass für die hier dargestellten Einträge ein mittlerer Wert zugrunde gelegt wurde. Bei entsprechend sicherer Vergabe können dann Effekte von Landnutzung und Ereigniszeitpunkt analysiert werden. Der ermittelte Ereignisseintrag kann mit Hilfe der Abflussganglinien unter Annahme einer exponentiellen Abfluss-Schwebstoff-Beziehung in eine Sedimentkonzentrationsganglinie überführt werden (Haan et al. 1994).

Literatur:

Siehe Gesamtliteraturverzeichnis Leitfadens.

Anhang C

Einzugsgebietsbeschreibung Erft

Einzugsgebietsbeschreibung

Das 1.800 km² große Einzugsgebiet der Erft, ein linkseitiger Rhein-Nebenfluss, ist eine vorwiegend durch Landwirtschaft und Braunkohlenbergbau geprägte Region (ISA & EV 2005). Die Besiedlungsdichte liegt mit 328 Einwohnern pro km² deutlich unter dem Durchschnitt von Nordrhein-Westfalen. Das Einzugsgebiet ist von den Ballungszentren Mönchengladbach-Rheydt, Düsseldorf-Neuss und Köln-Bonn umgeben. Den Charakter eines mäandrierenden und verzweigten Flusses hat die Erft schon im 19. Jahrhundert verloren, heute dominiert das kanalartige Erscheinungsbild (FABER 1989).

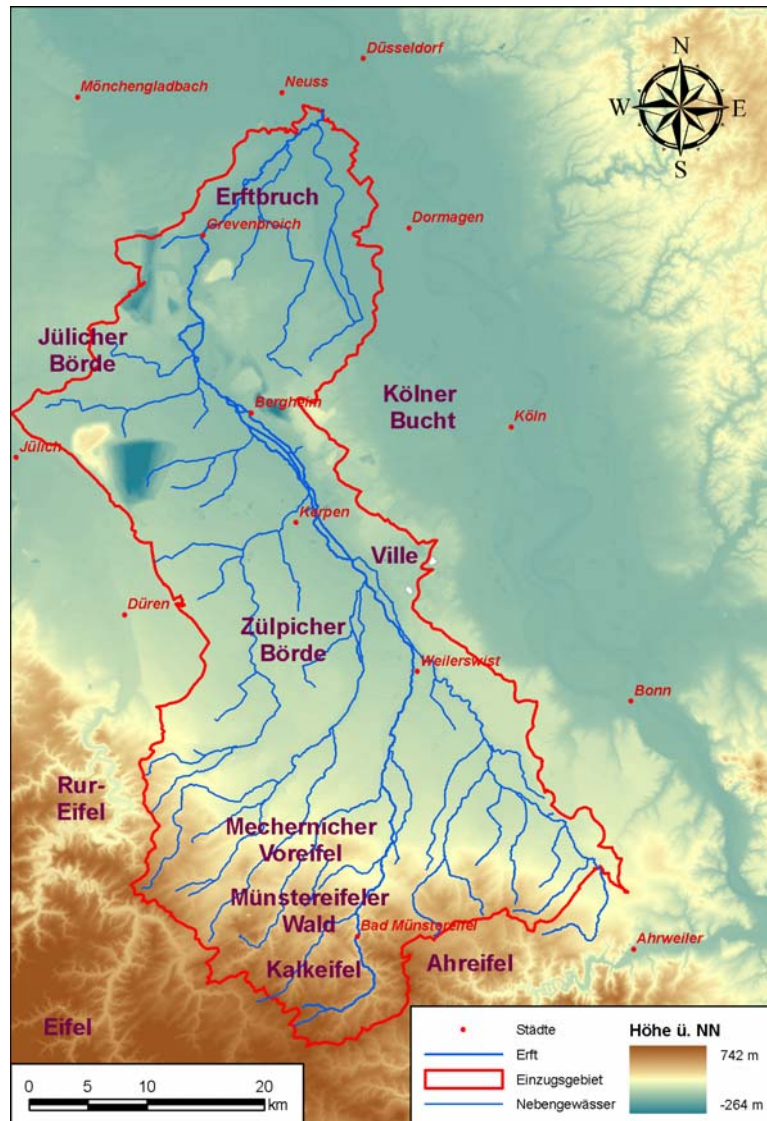


Abb. 1: Naturräumliche Gliederung des Erft-Einzugsgebiets

Die Erft entspringt am Rande der Kalkeifel bei Nettersheim-Frohngau südwestlich der Stadt Bad-Münstereifel auf ca. 510 m ü. NN (PAUL 1999). Durch die Lage des Quellgebiets im Regenschatten der Nordeifel und des Hohen Venns führt die Erft weniger Wasser als beispielsweise Rur und Sieg, die im Hohen Venn bzw. Rothaargebirge entspringen. Die mittleren Jahresniederschlagssummen liegen im Bereich von 650 bis 700 mm, im Raum Euskirchen-Zülpich sinken sie sogar deutlich unter 600 mm. Das ausgeglichene Klima mit

milden Wintern und mäßig warmen Sommern ist atlantisch geprägt. Die Erft durchfließt zunächst Ahreifel, Münstereifeler Wald und Mechernicher Voreifel, um dann nach einer Fließstrecke von rund 20 km in die Niederrheinische Bucht einzutreten. Das Gewässersystem ist im Mittellauf stark verzweigt, abschnittsweise teilt sich die Erft in verschiedene Teilströme (Große und Kleine Erft, Erftflutkanal), die parallel zueinander verlaufen. Der Unterlauf der Erft beginnt bei Bergheim, wo seit den 1950er Jahren große Grundwassermengen zur Trockenhaltung der linksrheinischen Braunkohlentagebaue eingeleitet werden. Nach einer Fließstrecke von 103 km mündet die Erft bei Neuss-Grimlinghausen auf 28 m ü. NN in den Rhein. Die wichtigsten Nebenflüsse der Erft sind die Swist sowie Rot-, Vey-, Neffel- und Gillbach. Bedingt durch die SE-NW verlaufende Längsachse fließen die Erft und ihre Nebenbäche (Eschweiler Bach, Veybach, Bleibach, Rotbach, Neffelbach) zunächst parallel von SW nach NE und biegen dann vor der Ville in eine SE-NW Richtung um (vgl. Abb. 1).

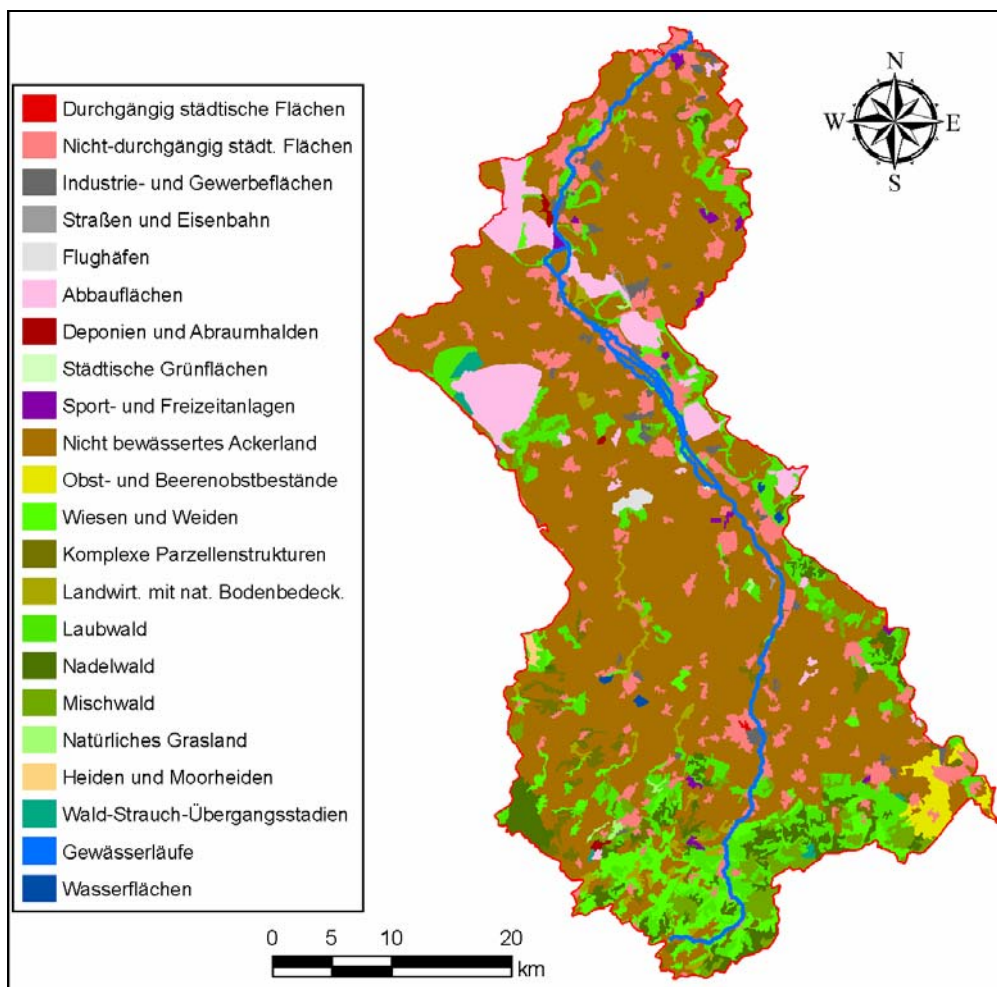


Abb. 2: Landnutzung im Jahre 2000 im Erft-Einzugsgebiet (Daten: CLC2000)

Das Erft-Einzugsgebiet wird mit einem Flächenanteil von 60,1 % überwiegend ackerbaulich genutzt (vgl. Abb. 2); hinzu kommen geringe Anteile von Grünland (5,9 %) sowie Obst- und Beerenobstbestände (1,0 %). Der hohe ackerbauliche Anteil (Getreide, Zuckerrüben) ist durch die weite Verbreitung fruchtbarer Lössböden in der Niederrheinischen Bucht bedingt.

Siedlungs- und Industrieflächen nehmen 10,4 % ein, Abbauflächen des Braunkohletagebaus und Deponien 5,0 %. Der Waldanteil beträgt 15,5 %, wobei Laubwald (9,1 %) gegenüber Nadel- (3,1 %) und Mischwald (3,0 %) dominiert. Grünland und Wald sind nur in der Nordeifel von Bedeutung. Der Bleibergbau im Mechernicher Revier sowie die damit verbundene Aufbereitung und Verhüttung der Erze prägten im 17. bis 19. Jahrhundert Blei-, Rot- und Veybach (PAUL 1999). Dies führte zu einer erheblichen Schwermetallbelastung der Sedimente in diesen Nebenflüssen der Erft sowie der Erft selbst. Hinzu kommt die Einleitung schwermetallbelasteter Sumpfungswässer aus dem Burgfeyer Stollen in den Veybach. Die Erft und ihre Nebenflüsse, insbesondere Neffel-, Finkel- und Rotbach, wurden stark durch die Anlage von Wassermühlen verändert, die vom 9. bis ins 19. Jahrhundert eine große Rolle spielten.

Trotz der im Vergleich zu Rur und Sieg geringen Wasserführung sind Sommerhochwasser entsprechend der saisonalen Niederschlagsverteilung charakteristisch für die Erft (vgl. Abb. 4). Diese sollen im 19. Jahrhundert häufiger als an rechtsrheinischen Mittelgebirgsflüssen (Lahn, Sieg, Wupper) aufgetreten sein (PAUL 1999). Die mittleren Abflüsse (1991-2005) der Erft am Pegel Hausweiler als Zulaufpegel des HRB Horchheim sind in Abb. 3 dargestellt.

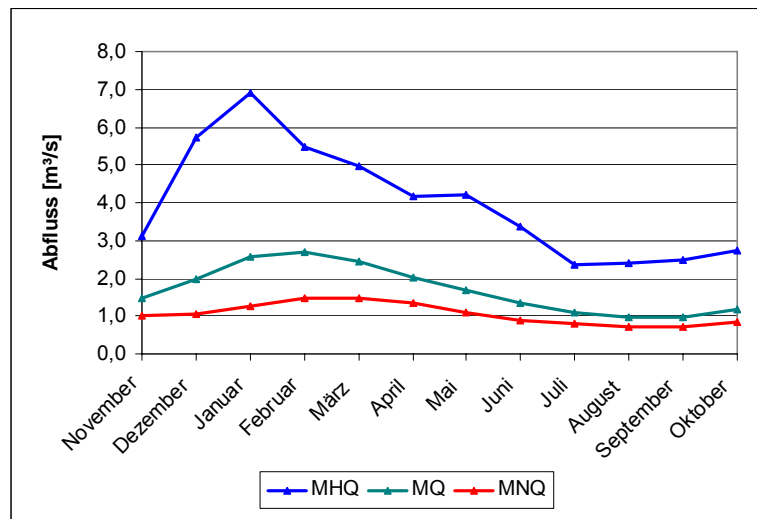


Abb. 3: Mittlere Abflüsse (1991-2005) der Erft am Pegel Hausweiler (Daten: EV)

Der Erftverband mit Sitz in Bergheim betreibt insgesamt 16 Hochwasserrückhaltebecken an der Erft und ihren Nebenläufen. Tab. 1 listet die Kennzahlen der im Einzugsgebiet südlich von Bergheim gelegenen HRB (Abb. 4) auf, die nicht direkt durch die Sumpfung beeinflusst sind. Das HRB Eicherscheid oberhalb von Bad Münstereifel ist als Dauerstau am Oberlauf der Erft gelegen. Wie die Becken Horchheim (Erft) und Niederberg (Rotbach) befindet es sich im Hauptschluss. Das HRB Mödrath hingegen, das den Schutz der Städte Bedburg und Bergheim vor einem 100jährlichem Hochwasserereignis gewährleisten soll, liegt im Nebenschluss und nutzt eine Geländemulde im ehemaligen Tagebau Frechen rund um den Boisdorfer See als Rückhalteraum.

Tab. 1: Kennzahlen der Hochwasserrückhaltebecken im südlichen Einzugsgebiet der Erft

HRB	Gewässer	EZG [km ²]	Inbetriebn.	Stauraum [m ³]	Fläche [ha]	RQ [m ³ /s]
Eicherscheid	Erft	38	1975	863.000	k.A.	7,0
Horchheim	Erft	282	1984	802.900	59	30,0
Mödrath	Erft	944	2007	1.700.000	90	3,0
Niederberg	Rotbach	175	2006	920.000	55	20,0

Mit dem Verbundvorhaben HowisErft strebt der Erftverband die Weiterentwicklung des bestehenden Hochwassermeldesystems zu einem umfassenden Hochwasservorhersage- und Informationssystem an, das auch für die Steuerung des Beckenverbundes genutzt werden soll (KERN ET AL. 2006). Durch den großräumigen Anstieg des Grundwasserspiegels nach Beendigung des Braunkohleabbaus wird ein Anstieg des Hochwasserscheitels des 100jährigen Bemessungsereignisses im Mittel- und Unterlauf der Erft von heute ca. 40 m³/s auf zukünftig ca. 70 m³/s prognostiziert (EV 2005). Eine weitere Verschärfung der Hochwasserhäufigkeiten und -scheitel ist infolge des angenommenen Klimawandels zu erwarten. Während für die Niederrheinische Bucht keine wesentlichen Änderungen der Niederschlagsmengen angenommen werden, ist in den höheren Lagen der Eifel ein Anstieg von Niederschlagsmenge und -intensität zu erwarten (GERSTENGARBE & WERNER 2005).



Abb. 4: HRB- und Pegelstandorte im Erft-Einzugsgebiet südlich von Bergheim

Anhang D

Fallstudie Horchheim

1	Fallstudie Horchheim	180
1.1	Überstaudauern und -tiefen	180
1.2	Stoffliche Rückhalteeffizienz	182
1.2.1	Stoffrückhalt im Ist-Zustand	184
1.2.2	Stoffrückhalt nach modifizierter Beckensteuerung	187
1.2.3	Stoffrückhalt nach modifizierter Beckengeometrie	189
1.3	Stofflicher Wirkungsbereich des Hochwasserrückhaltebeckens	189

1 Fallstudie Horchheim

An Hand der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim wird exemplarisch die Vorgehensweise aufgezeigt, welche im Rahmen der Erarbeitung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts zu den nötigen Informationen bezüglich der hydraulischen wie auch der stofflichen bzw. schadstofflichen Situation im Becken führt. Im Vordergrund steht neben der Beleuchtung des Ist-Zustandes des Beckenbetriebs die Untersuchung potenzieller Strategien zum erhöhten und gezielten Stoffrückhalt im Becken. Ob diese als Maßnahme im Bewirtschaftungskonzept tatsächlich umgesetzt werden, hängt vom Ergebnis einer umfassenden Risikoanalyse und -bewertung ab.

Das Hochwasserrückhaltebecken Horchheim (Abb. 1) ist im Einzugsgebiet der Erft, etwa 8 km nördlich von Euskirchen gelegen. Das Trockenbecken im Hauptschluss ist eines von insgesamt vier an der Erft gelegenen Hochwasserrückhaltemaßnahmen, welche die Ortslagen entlang der Erft gegen 100-jährliche und die Außenbezirke gegen 5-jährliche Hochwasserereignisse schützen sollen. Zwei weitere Hochwasserrückhaltebecken befinden sich an den Erftzuflüssen Rot- und Neffelbach. Der Abb. 1 sind die wesentlichen Kenndaten des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim zu entnehmen. Bis zu einer Höhe von 30 m³/s entspricht der Zulauf planmäßig dem Ablauf. Wird der Ablauf von 30 m³/s überschritten - gemessen am Ablaufpegel Hochwasserrückhaltebecken Horchheim - so beginnt der Einstau durch Schließen der Durchlassöffnungen. Bei Erreichen des höchsten Stauziels wird die Abgabemenge auf die Zulaufmenge eingestellt.

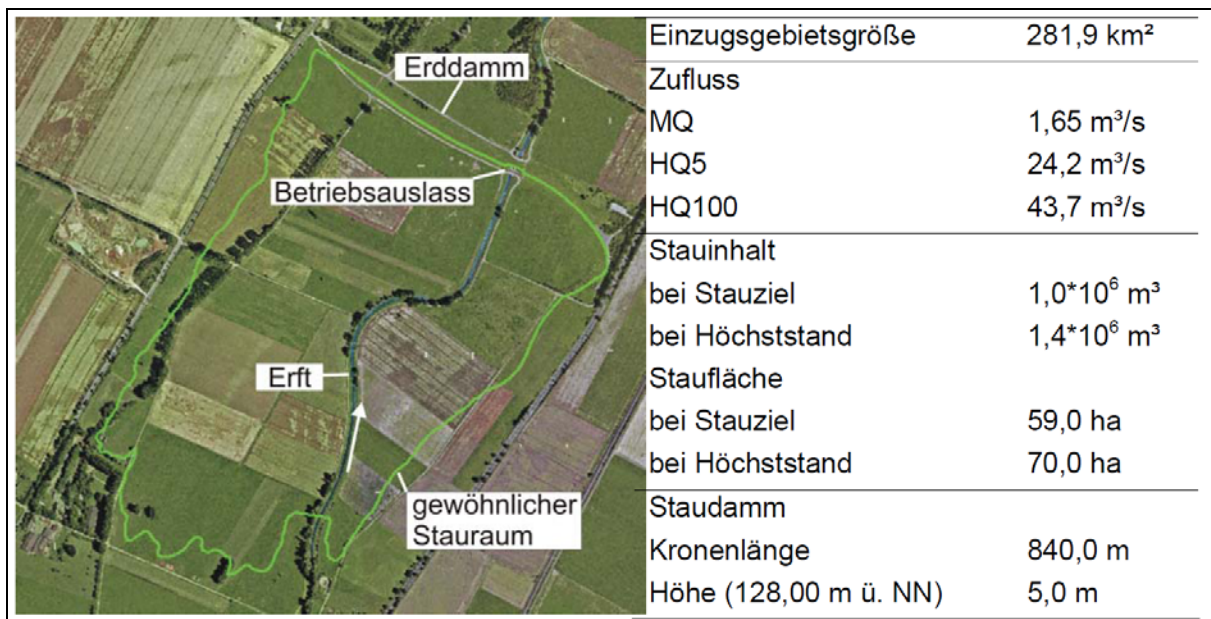


Abb. 1: Hochwasserrückhaltebecken Horchheim mit Kenndaten

1.1 Überstaudauern und -tiefen

Die Ermittlung der hochwasserereignisbezogenen, landwirtschaftlichen Schäden im Beckenraum setzt die Kenntnis der jeweiligen Überstaudauern und -tiefen voraus. Grundlage hierfür bilden statistisch generierte Ganglinien für die Hochwasserabflüsse von HQ₂₀ bis HQ₁₀₀₀ (Abb. 2). Um den Schwankungen der Hochwasserfüllen gerecht zu werden, werden die Anlaufzeiten für jedes Hochwasserereignis einer definierten Jährlichkeit mit dem Ziel einer Bandbreitenbetrachtung mit 5 h bzw. 35 h angenommen.

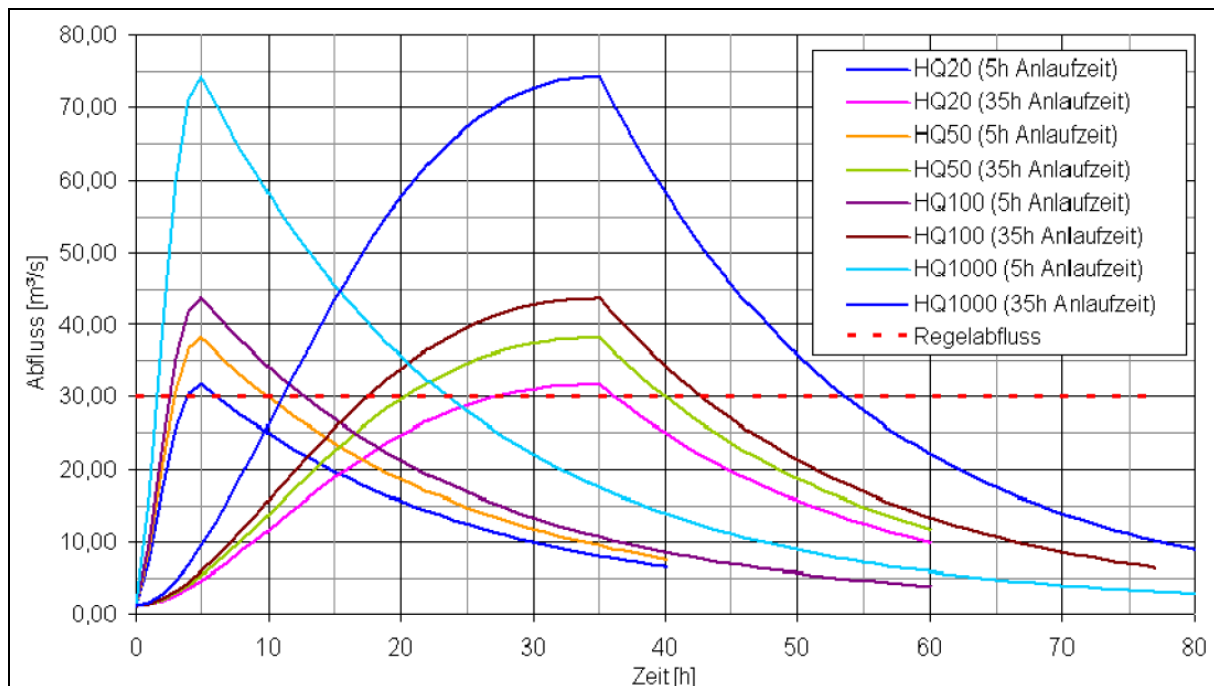


Abb. 2: Statistisch generierte Ganglinien als Grundlage der hydraulischen und stofflichen Untersuchungen

Unter Verwendung eines konstanten Regelabflusses von $30 \text{ m}^3/\text{s}$ werden mit Hilfe der Retentionsgleichung unter Verwendung der Ganglinien sowie der Speicherinhaltslinien die Überstaudauern und -tiefen ermittelt. Im Fall des 1000-jährlichen Ereignisses wird die Hochwasserentlastungsanlage (Breite der Überfallschwelle $B = 14 \text{ m}$, Höhe $H = 5,96 \text{ m}$, Überfallbeiwert $\mu = 0,575$) in die Berechnung integriert, ebenso die Forderung, ab Erreichen des höchsten Stauziels die Abgabemenge auf die Zulaufmenge anzupassen. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt als Dauerlinie, um die Überstaudauern sowie die maximalen Überstauhöhen für jede beliebige Geländehöhe im Rückhalteraum entnehmen zu können (Abb. 3).

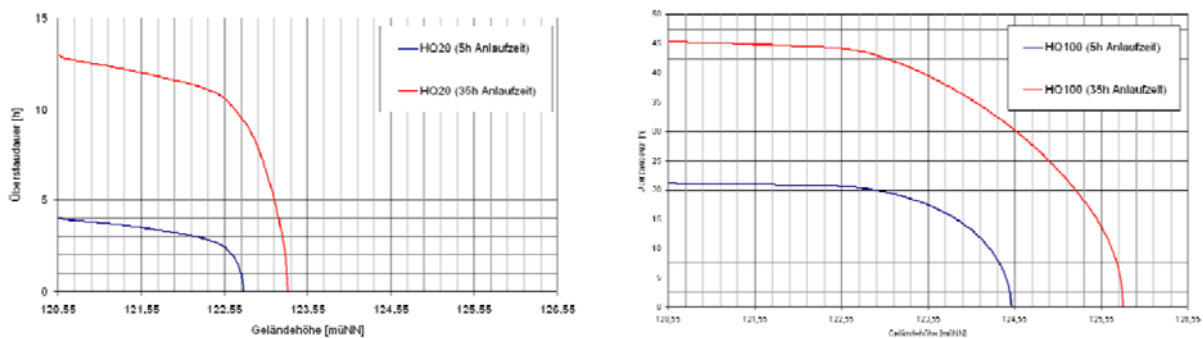


Abb. 3: Geländehöhenabhängige Überstaudauern und -tiefen für HQ₂₀ und HQ₁₀₀ mit Anlaufzeiten der Hochwasserwelle von 5 h und 35 h (Regelabfluss $30 \text{ m}^3/\text{s}$); Beckennullpunkt bei $120,54 \text{ m ü. NN}$.

1.2 Stoffliche Rückhalteeffizienz

Die Abschätzung der Stoffmengen, welche im Hochwasserfall im Rückhaltebecken Horchheim sedimentieren, erfolgt mit Hilfe der 2D-numerischen Verfahren TELEMAC-2D und SUBIEF.

Tab.1: Szenarien im Rahmen der stofflichen Untersuchung im Hochwasserrückhaltebecken Horchheim

Szenario	Regelabfluss	Beckengeometrie	Ziel
"Ist-Zustand"	konstanter Abfluss (30 m ³ /s)	Ist-Zustand	Abschätzung der Mengen deponierten Sediments, welche bei Steuerung des Beckens nach Betriebsvorschrift anfallen
"Modifizierter Regelabfluss"	reduzierter Regelabfluss	Ist-Zustand	Nutzung des gesamten gewöhnlichen Stauraumes mit dem Ziel, die Mengen deponierten Sediments zu maximieren
"Modifizierte Beckengeometrie"	konstanter Abfluss (30 m ³ /s)	Modifizierte Geometrie	räumlich gezielte Sedimentation im Beckenraum

Hierbei werden verschiedene Szenarien betrachtet (Tab. 1), um als Grundlage für eine integrierte Bewirtschaftung Aussagen über anfallende Sediment- und damit auch partikulär gebundene Schadstoffmengen unter verschiedenen Randbedingungen treffen zu können. Die Berechnungen werden für Hochwasserereignisse mit 20-, 50-, 100- und 1000-jährlicher Auftretswahrscheinlichkeit durchgeführt, welche je nach Anlaufzeit der HW-Welle bzw. der Größe des Regelabflusses zu unterschiedlichen Retentionsvolumina und Einstaudauern führen (Tab. 2). Als Randbedingungen am Betriebsauslass wird zum einen ein Regelabfluss von 30 m³/s angesetzt, zum anderen wird der Regelabfluss derart reduziert, dass auch bei kleineren Hochwasserereignissen der gesamte gewöhnliche Stauraum in Anspruch genommen wird. Diese Maßnahme hat die Erhöhung der Sedimentationsmengen durch eine Reduzierung des stofflichen Kurzschlusses sowie verlängerten Einstaudauern zum Ziel. Im Fall des 1000-jährlichen Hochwasserereignisses wird die Kapazität des Beckens überschritten, so dass der Abfluss über die Hochwasserentlastungsanlage auf den Regelabfluss aufgeschlagen wird. Als Randbedingungen am Zulaufpegel dienen die statistisch generierten Hochwasserganglinien aus Abb. 2.

Tab. 2: Hydrologische Größen der untersuchten Szenarien

Szenario	Ereignis	Anstiegszeit HW-Welle [h]	Regelabfluss [m ³ /s]	Retentionsvolumen [m ³]	Anteil des gewöhnlichen Stauraumes [%]	Einstaudauer [h]
"Ist-Zustand" & "Modifizierte Beckengeometrie"	HQ20	5	30	7983	0,7	4
		35	30	38558	3,3	13
	HQ50	5	30	110935	9,6	14
		35	30	366846	31,6	33
	HQ100	5	30	260583	22,5	21
		35	30	768790	66,3	45
	HQ1000	5	30 - 36,9 (inkl. HW-Entlastung)	1,45*10 ⁶	125	50
		35	30 - 74,3 (inkl. HW-Entlastung)	1,45*10 ⁶	125	71
"Modifizierter Regelabfluss"	HQ20	5	8,3	1,16*10 ⁶	100	98
		35	16,4	1,16*10 ⁶	100	74
	HQ50	5	12	1,16*10 ⁶	100	76
		35	21,6	1,16*10 ⁶	100	64
	HQ100	5	15,4	1,16*10 ⁶	100	65
		35	26,1	1,16*10 ⁶	100	58

Numerisches Modell:

Abb. 4 zeigt das verwendete Finite Elemente Gitter, auf welchem die Simulationen durchgeführt werden. Das Modellgebiet wird oberstrom vom Pegel Hausweiler und unterstrom von der Dammkrone begrenzt. Das Gitter besteht aus ca. 23800 Dreieckselementen mit einem minimalen/ maximalen Knotenabstand von 1,25 m/ 23,08 m. Bereiche mit signifikanten Wechsels der Oberflächengradienten wie z.B. Flussschlauch oder Böschungen sind sehr fein diskretisiert, um den über die Simulationszeit akkumulierten Massenfehler zu reduzieren, welcher bei den verwendeten numerischen Verfahren durch teilweise benetzte Elemente auftritt.

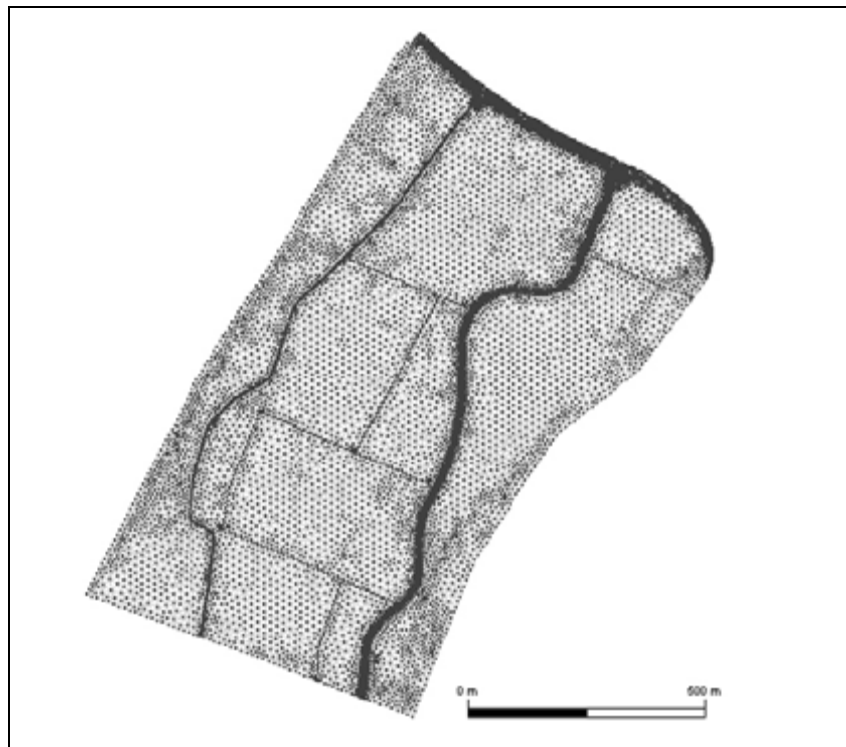


Abb. 4: Finite Elemente Gitter Hochwasserrückhaltebecken Horchheim

Eine auf Naturmessungen basierende Kalibrierung des Flussschlauches ist auf Grund fehlender Datensätze nicht möglich. An Hand von Pegelkurven des Pegels Horchheim und des Ablaufpegels des Beckens Horchheim sowie Wasserspiegellagen, welche im Rahmen des „Hydraulischen Modells Erf“ für HQ₅ sowie HQ₁₀₀ ermittelt und auf Plausibilität untersucht wurden (Hydrotec 2005) erfolgt jedoch eine indirekte Kalibrierung des Flussschlauches, nach welcher für die Rauheitsverteilung im Flussschlauch Stricklerwerte zwischen

$$k_{str} = 20 \text{ m}^{1/3} / \text{s} \text{ und } k_{str} = 30 \text{ m}^{1/3} / \text{s}$$

angesetzt werden. Flächen unterschiedlicher Landnutzung (Landwirtschaftliche Kulturen, Wiese, Bebauung etc.) sind mit Stricklerwerten von 10-20 m^{1/3} /s parametrisiert. Es liegen lediglich Aufzeichnungen des Beckenwasserstandes für unterschiedliche Ereignisse vor, sonstige Messungen (Geschwindigkeitsverteilung etc.) sind nicht dokumentiert. Eine Kalibrierung, welche neben dem Wasserstand die Geschwindigkeitsverteilung während eines Einstauereignisses berücksichtigt, kann demzufolge nicht durchgeführt werden. Die Sensitivitätsanalyse unter Verwendung idealisierter Trockenbecken ergab jedoch einen sehr geringen Einfluss der Rauheitsverteilung auf die Sedimentationsmengen und -muster im Retentionsraum.

Sedimentparameter:

Die Transportberechnungen werden für die Korngrößen 20 µm, 40 µm, 80 µm und 150 µm durchgeführt. In Ermangelung an Messdaten von Schwebstoffkonzentrationen im Hochwasserfall wird als stoffliche Randbedingung vereinfachend eine lineare Beziehung zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration angenommen. Hierbei wird dem Spitzenabfluss eines 100-jährlichen Ereignisses (43,7 m³/s) eine Schwebstoffkonzentration von 1 g/l je zu berechnender Fraktion zugeordnet. Die absolute Größe der Konzentration spielt zunächst eine untergeordnete Rolle, da im Rahmen dieser Fallstudie der Vergleich unterschiedlicher Rahmen- und Betriebsbedingungen auf die Sedimentation im Vordergrund steht. Die Annahme von identischen Konzentrationen für alle Korngrößen lässt zudem einen Vergleich der Ablagerungsmengen bzw. -höhen zwischen den einzelnen Fraktionen zu.

Liegen Informationen zur Schwebstoffkonzentration sowie eine Korngrößenverteilung der Schwebstoffe vor, so können die Korngrößen vereinfachend als repräsentative Korngröße einer Kornfraktion betrachtet werden und ihr die anteilige Konzentration der gesamten Schwebstoffkonzentration zugeordnet werden. Durch den in SUBIEF implementierten Sedimentationsansatz ist die errechnete Ablagerungsmenge direkt proportional zur Schwebstoffkonzentration. Wird beispielsweise die Schwebstoffzugabe am Zulaufpegel um 50 % reduziert, so reduzieren sich die Ablagerungsmenge sowie die ortsabhängigen Ablagerungshöhen ebenfalls um 50 %. Diese theoretische Überlegung konnte in einer entsprechenden Simulation bestätigt werden. In den Simulationen werden lediglich Sedimentationsprozesse berücksichtigt. Auf Grund der sehr kleinen Fließgeschwindigkeiten während des Einstaus im Beckenraum werden Erosionsvorgänge vernachlässigt. Für die Berechnung der Sedimentation werden die Sedimentparameter aus Tab. 3 verwendet.

Tab. 3: Schwebstoffeigenschaften

	10 µm	20 µm	40 µm	80 µm	150 µm
v_s [m/s]	$6,87 \cdot 10^{-5}$	$2,75 \cdot 10^{-4}$	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$4,21 \cdot 10^{-3}$	$1,29 \cdot 10^{-2}$
$u_{*,d}$ [m/s]	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$	$9,95 \cdot 10^{-3}$	$1,63 \cdot 10^{-2}$

1.2.1 Stoffrückhalt im Ist-Zustand

Unterschiedliche Anlaufzeiten der Hochwasserwellen und die hieraus resultierenden unterschiedlichen Beckeneinstaudauern sowie die verschiedenen Spitzenabflüsse der untersuchten Hochwasserereignisse haben zur Folge, dass die Menge der eingetragenen Sedimente stark variiert.

Tab. 4: Schwebstoffeintrag und Ablagerungsmengen im Ist-Zustand

		HQ20		HQ50		HQ100		HQ1000	
Anstiegszeit des Hochwassers		5	35	5	35	5	35	5	35
Schwebstoffeintrag pro Fraktion [t]		283	948	1036	2560	1620	3769	4414	10165
Ablagerung [t]	20 µm	0,5	6	29	115	84	275	1174	1575
	40 µm	1,4	12	44	233	154	996	3533	5432
	80 µm	2,6	20	60	535	314	1917	4321	9487
	150 µm	4	30	78	761	378	2156	4274	9804
Ablagerung [%]	20 µm	0,2	0,6	2,8	4,5	5,2	7,3	26,6	15,5
	40 µm	0,5	1,3	4,2	9,1	9,5	26,4	80,0	53,4
	80 µm	0,9	2,1	5,8	20,9	19,4	50,9	97,9	93,3
	150 µm	1,7	3,2	7,5	29,7	23,3	57,2	96,8	96,4

In Tab. 4 sind die eingetragenen sowie die zurückgehaltenen Sedimentmengen für die vier Korngrößen bei zwei Anlaufzeiten der Hochwasserereignisse zu entnehmen. Es zeigt sich, dass die geringen Einstauvolumina während der kleinen Hochwasserereignisse zu einem sehr geringen relativen Stoffrückhalt führen. Die Ursache hierfür liegt unter anderem in der Kurzschlussströmung, welche bei kleinem Einstauvolumen am ausgeprägtesten ist. Die Massen sedimentierter Schwebstoffe unterschiedlicher Korngröße ähneln sich beim kleinsten untersuchten Hochwasser, wohingegen der Anteil der größten zurückgehaltenen Kornfraktion bei steigendem Einstauvolumen gegenüber der kleinen Kornfraktion überproportional ansteigt. Für die Beurteilung des Rückhalts partikulär gebundener Schadstoffe ist folglich die Kenntnis der fraktionsabhängigen Schadstoffkonzentration unumgänglich. Weiterhin wird der Einfluss deutlich, welchen die Anlaufzeit und direkt damit verbunden die Fülle eines Hochwasserereignisses auf die Höhe des stofflichen Rückhaltes hat.

Neben der ereignisbezogenen Stoffablagerung ist die langfristige Akkumulation der partikulär gebundenen Schadstoffe von Interesse. Hierfür kann vereinfachend eine Aufsummierung der Ablagerungsmengen und -höhen entsprechend der Auftrittswahrscheinlichkeiten der verursachenden Hochwasserereignisse durchgeführt werden. Die Mengen partikulärgebundener Schadstoffe können anschließend über eine überschlägige Berechnung bei bekannter Schadstoffkonzentration am Schwebstoff ermittelt werden.

Beträgt der Betrachtungszeitraum 100 Jahre, so werden die Ablagerungsmengen eines HQ₂₀ fünffach, die eines HQ₅₀ zweifach und die eines HQ₁₀₀ einfach gewertet aufsummiert (Abb. 5).

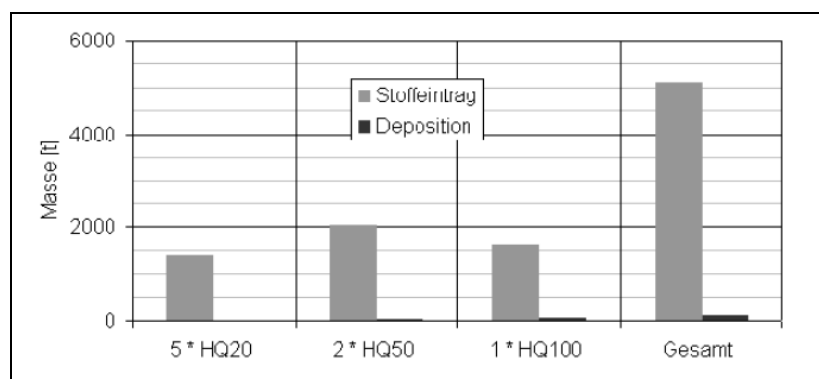


Abb. 5: Akkumulation der Schwebstoffeintrags- und Ablagerungsmengen für die Korngröße 20 µm und Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h im Ist-Zustand.

Die langfristige Beurteilung des Sedimentsituation ermöglicht eine Aussage, welches Hochwasserereignis den größten bzw. kleinsten Beitrag zum gesamten Schwebstoffeintrag bzw. der Ablagerungsmenge liefert, und schafft so die Grundlage für weitere Maßnahmen.

Aus Abb. 5 wird ersichtlich, dass die kleineren Hochwasserereignisse einen großen Anteil am gesamten Schwebstoffeintrag in den Beckenraum haben. Es besteht folglich ein erhebliches stoffliches Rückhaltepotenzial insbesondere bei den kleineren Hochwasserereignissen.

Abb. 6 gibt einen Eindruck der räumlichen Verteilung der Korngrößen 20 µm sowie 150 µm unter der Annahme der stofflichen Akkumulation über einen Zeitraum von 100 Jahren. Die kleine Kornfraktion sedimentiert einerseits in den Regionen mit den geringsten Fließgeschwindigkeiten, d.h. nicht in unmittelbarer Nähe zum Fluss-schlauch. Andererseits hängt es von der Korngröße ab, ob die Schwebstoffpartikel überhaupt durch Mischungsprozesse im Wasserkörper in der gesamten Beckenfläche verteilt werden können.

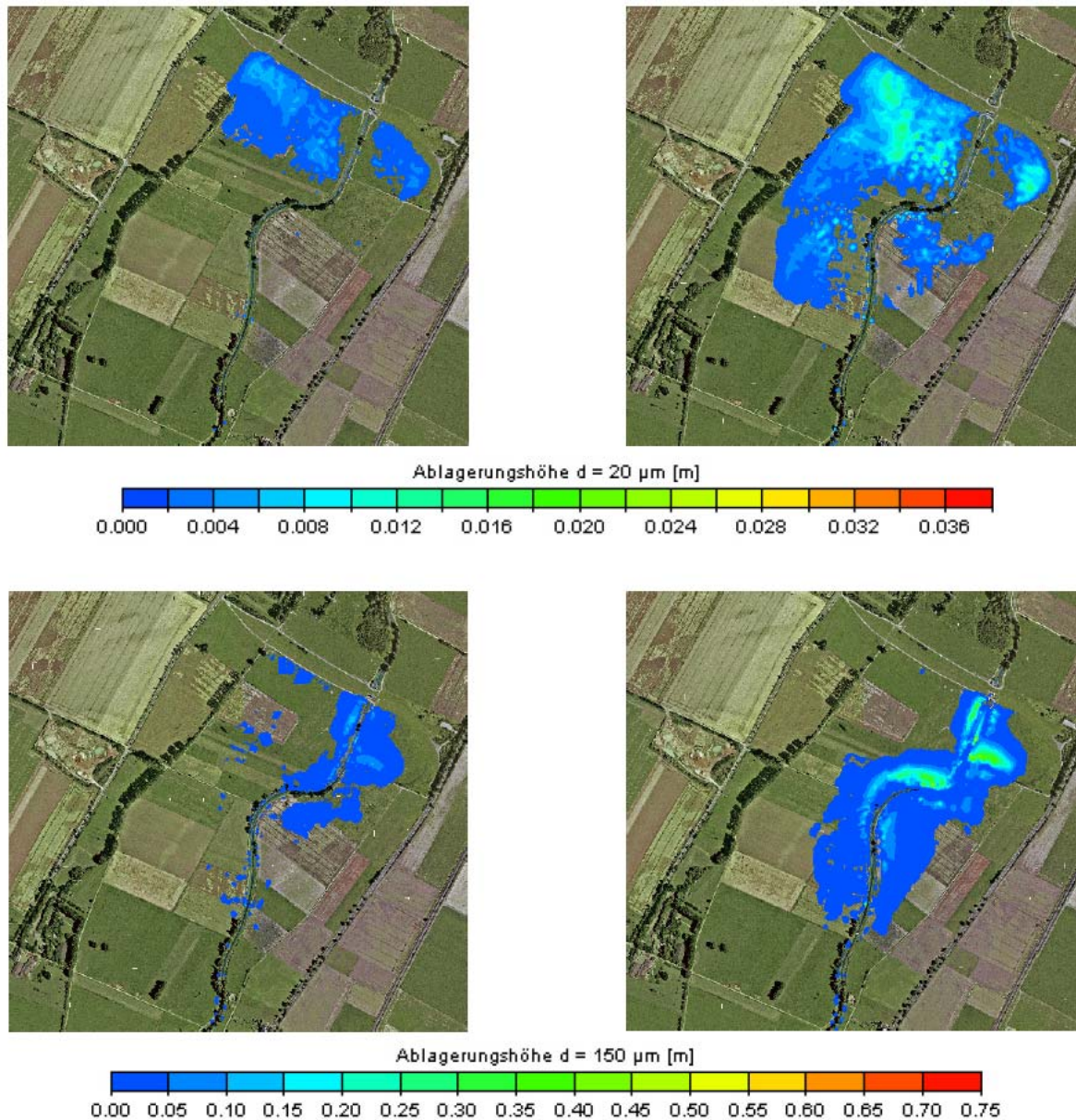


Abb. 6: Ablagerungshöhen der Korngrößen $20 \mu\text{m}$ (oben) und $150 \mu\text{m}$ (unten) im Ist-Zustand bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h (links) und 35 h (rechts), Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen $> 1 \text{ mm}$)

Bei einer Korngröße von $150 \mu\text{m}$ erkennt man in Abb. 6 deutlich die Tendenz zur Sedimentation in Flussnähe. Vergleicht man die maximalen Ablagerungshöhen, so steht einer Höhe von 3,8 cm bei einer Korngröße von $20 \mu\text{m}$ (35 h Anlaufzeit) eine Höhe von 73,1 cm bei einer Korngröße von $150 \mu\text{m}$ gegenüber. Die unterschiedlichen Füllen der Hochwasserereignisse machen sich im Ausmaß der von deponierten Sedimenten betroffenen Flächen bemerkbar, so dass eine genaue Abschätzung, welche Flächen in welchem Maße betroffen sind ohne Kenntnis der Füllen nicht vorgenommen werden kann.

1.2.2 Stoffrückhalt nach modifizierter Beckensteuerung

An dieser Stelle wird das Potential zur Erhöhung des Rückhalts partikulär gebundener Schadstoffe im Trockenbecken Horchheim über eine modifizierte Beckensteuerung untersucht. Hierbei wird der konstante Regelabfluss derart reduziert, dass das gesamte gewöhnliche Rückhaltevolumen auch bei kleineren Hochwasserereignissen in Anspruch genommen wird (S. Tab. 2). Durch diese Maßnahme wird zum einen der hydraulische Kurzschluss durch das Rückhaltebecken reduziert, zum anderen verringert sich die Turbulenz im Beckenraum, welche für den Wiederaustrag von Schwebstoffen aus dem Beckenraum verantwortlich ist, bevor diese sedimentieren können. Durch reduzierte Regelabflüsse beginnt ein früherer Einstau im Vergleich zur Steuerung nach Betriebsvorschrift. In Kombination mit den verlängerten Einstauzeiten resultiert hieraus ein Anstieg des Schwebstoffeintrags in den Rückhalteraum, welcher im Maximum bis zu 450 % bei einem HQ₂₀ mit 5 h Anlaufzeit beträgt (vgl. Tab. 3 und Tab. 4). Wie Tab. 4 zu entnehmen ist, wird der stoffliche Rückhalt durch die modifizierte Beckensteuerung ebenfalls erheblich erhöht. So wird beim kleinsten untersuchten Hochwasserereignis der Rückhalt des eingetragenen Schwebstoffes von 0,2 % im Ist-Zustand auf 52 % bei reduziertem Regelabfluss gesteigert. Dieses Verhältnis macht das stoffbezogene Rückhaltepotenzial deutlich, welches gerade bei kleineren Hochwasserereignissen vorliegt und durch die untersuchte Maßnahme ausgeschöpft werden kann.

Tab. 5: Schwebstoffeintrag und Ablagerungsmengen nach modifizierter Beckensteuerung

		HQ20		HQ50		HQ100	
Anstiegszeit des Hochwassers		5	35	5	35	5	35
Schwebstoffeintrag pro Fraktion [t]		1079	2210	1554	3097	1986	3974
Ablagerung [t]	20 µm	564	731	734	681	815	720
	150 µm	688	1415	1080	1808	1453	2726
Ablagerung [%]	20 µm	52,3	33	47	22	41	18
	150 µm	63,8	64	69,5	58,4	73,2	68,6

Die Akkumulation der Ergebnisse über einen Zeitraum von 100 Jahren zeigt, dass durch den reduzierten Regelabfluss der Anteil der von den kleinen Hochwasserereignissen eingetragenen Schwebstoffe am Gesamteintrag auf 48,7 % (2,8 % im Ist-Zustand) ansteigt (Abb. 7). Hat ein integratives Bewirtschaftungskonzept neben dem Hochwasserschutz die Verbesserung der aquatischen Umwelt im Unterliegerbereich einer Rückhaltemaßnahme durch die Erhöhung des Stoffrückhalts als vorrangiges Ziel, so stellt die Modifikation des Regelabflusses eine hocheffektive Maßnahme dar.

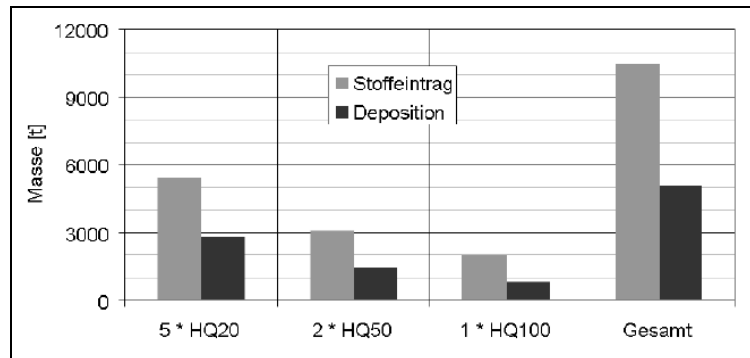


Abb. 7: Akkumulation der Schwebstoffeintrags- und Ablagerungsmengen für die Korngröße 20 µm und Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h nach modifizierter Beckensteuerung.

Abb. 8 zeigt die räumliche Verteilung der Korngröße 20 µm unter der Annahme der stofflichen Akkumulation über einen Zeitraum von 100 Jahren für den Fall der reduzierten Regelabflüsse. Die Inanspruchnahme des gesamten gewöhnlichen Beckenraumes führt konsequenterweise zur Belastung der gesamten gewöhnlichen Rückhaltefläche sowohl im Falle einer 5-stündigen wie auch einer 35-stündigen Anlaufzeit der Hochwasserwelle.

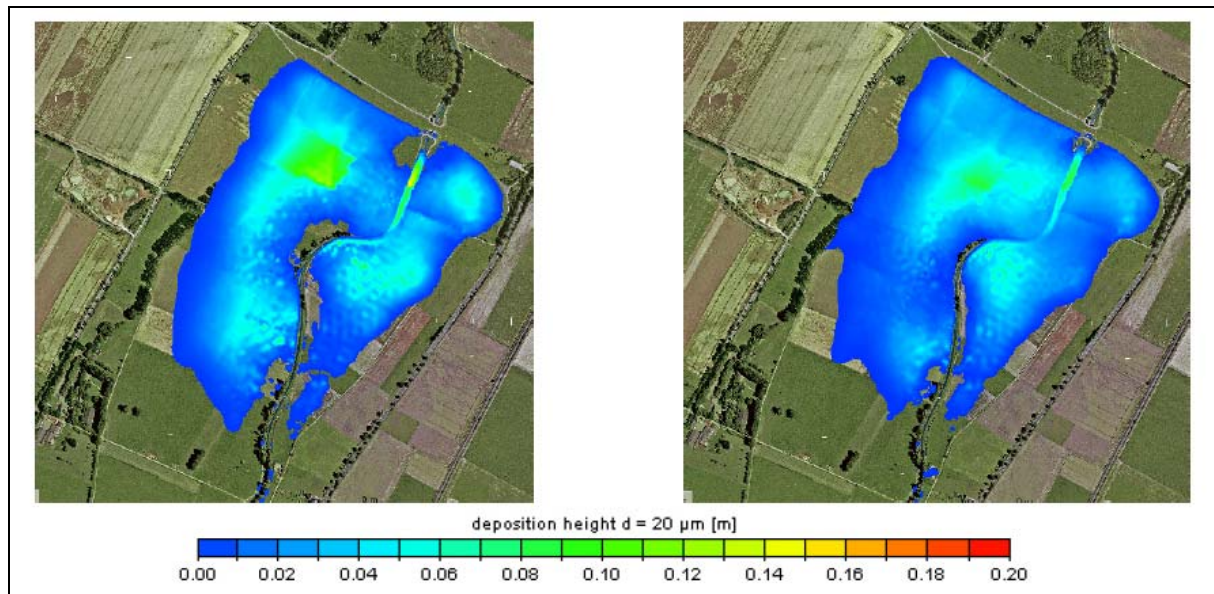


Abb. 8: Ablagerungshöhen der Korngröße 20 µm nach modifizierter Beckensteuerung bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h (links) und 35 h (rechts), Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen > 1 mm).

Anwendung des vereinfachten Ansatzes

Am Fallbeispiel des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim soll die Eignung des vereinfachten Ansatzes zur Abschätzung von Sedimentationsmengen getestet werden. Dazu müssen zunächst die nötigen Parameter $(L/B)_{\max}$ und $(Q_{\text{ab}}/Q_{\text{zu}})_{\min}$ bestimmt werden. Mit $(L/B)_{\max}$ sowie der jeweiligen Sinkgeschwindigkeit können anschließend die Faktoren KS und A bestimmt werden, welche für den vereinfachten Ansatz erforderlich sind. In den Abb. 9 (Ist-Zustand) und Abb. 10 (modifizierte Beckensteuerung) sind die ermittelten Werte denen aus den numerischen Transportmodellierungen gegenüber gestellt. Für die Korngrößen 20 µm und 40 µm kann eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse beider Vorgehensweisen festgestellt werden, ebenso bei den Korngrößen 80 µm und 150 µm für die Ereignisse bis

HQ₅₀. Lediglich bei den beiden größten Korngrößen für den Fall eines HQ₁₀₀ und einer Anlaufzeit von 35 h wird der Sedimentrückhalt durch den vereinfachten Ansatz deutlich unterschätzt.

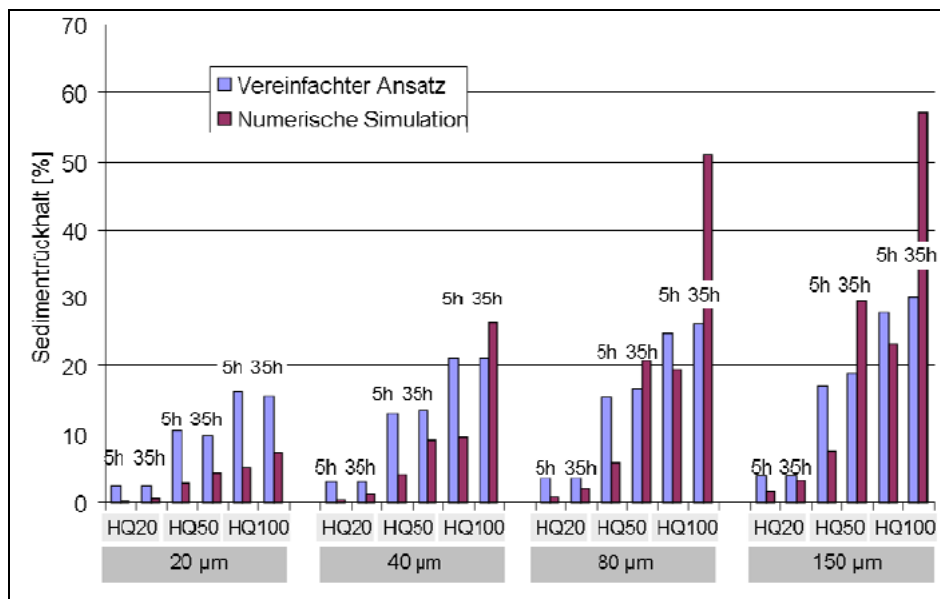


Abb. 9: Gegenüberstellung des aus vereinfachtem Ansatz und numerischen Transportsimulationen ermittelten Sedimentrückhalts [%] für die Korngrößen 20 µm - 150 µm bei Einzelereignissen von HQ₂₀ - HQ₁₀₀ mit Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h bzw. 35 h im Ist-Zustand

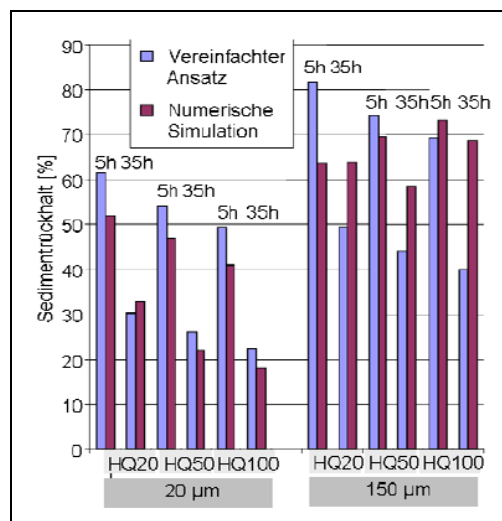


Abb. 10: Gegenüberstellung des aus vereinfachtem Ansatz und numerischen Transportsimulationen ermittelten Sedimentrückhalts [%] für die Korngrößen 20 µm und 150 µm bei Einzelereignissen von HQ₂₀ - HQ₁₀₀ mit Anlaufzeiten von 5 h bzw. 35 h bei modifizierter Beckensteuerung

Bei allen Hochwasserereignissen mit einer Anlaufzeit von 5 h liegt eine geringfügige Überschätzung des mit Hilfe des vereinfachten Ansatzes ermittelten Sedimentrückhalts vor. Bei den Anlaufzeiten von 35 h ist diesbezüglich kein eindeutiger Trend erkennbar.

1.2.3 Stoffrückhalt nach modifizierter Beckengeometrie

Mit dem Hintergrund der räumlich gezielten Stoffablagerung im Rückhalteraum erfolgen die Simulationen unter gleichen Randbedingungen wie bislang, sowie einer Beckensteuerung nach Betriebsvorschrift, allerdings mit einer im Modell modifizierten Beckengeometrie. Dabei wird linksseitig der Erft der Boden über eine Fläche von ca. 5 ha im Schnitt ca. 0,23 m eingetieft, was einem Volumen von ca. 11500 m³ entspricht (s. Polygone in Abb. 11). Durch das Aufbringen des genannten Volumens rechtsseitig der Erft auf einer Fläche von ca. 2,6 ha erhöht sich der Boden dort um durchschnittlich 0,42 m. Durch diese Maßnahme wird die Einstaufläche und somit die Fläche der Belastung durch partikulär gebundene Schadstoffe insbesondere während kleiner Hochwasserereignisse (Einstauvolumen bis ca. zweimal abgetragenes Volumen) durch die abgetragene Fläche vorgegeben. Abb. 11 zeigt die Ablagerung der Korngröße 20 µm, akkumuliert über 100 Jahre für eine Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h für den Ist-Zustand des Beckens (Abb. 11, links) sowie nach Modifikation der Beckengeometrie (Abb. 11, rechts). Im rechten Teil der Abbildung ist die Wirksamkeit der Maßnahme an der reduzierten Ablagerungsfläche im rechtsseitig aufgeschütteten Teil des Beckens deutlich zu erkennen. Eine gleichzeitige Änderung der Beckensteuerung zur Inanspruchnahme eines größeren Volumens zur Erhöhung der Sedimentationsmengen würde die Auswirkung einer modifizierten Beckengeometrie auf die räumlich gezielte Sedimentation allerdings zunichte machen. Generell bietet sich die Anpassung der Beckengeometrie aus stofflicher Sicht aus Gründen der Kostenersparnis bereits in der Bauphase an.

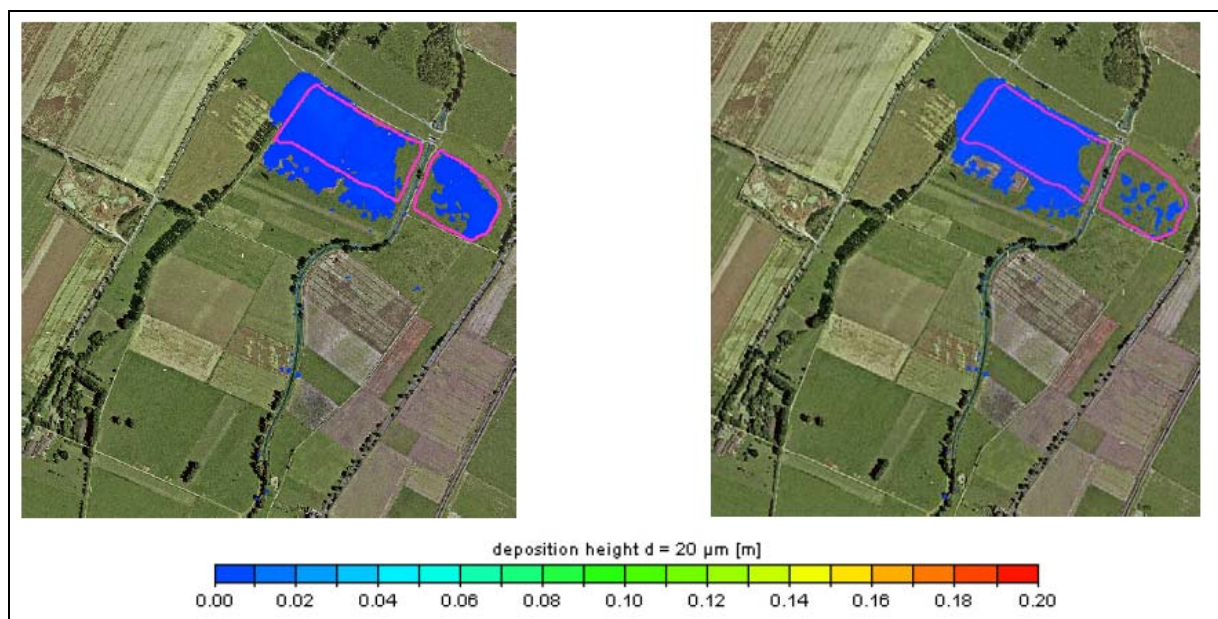


Abb. 11: Ablagerungshöhen der Korngröße 20 µm vor (links) und nach (rechts) Modifikation der Beckengeometrie bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h, Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen > 1 mm)

1.3 Stofflicher Wirkungsbereich des Hochwasserrückhaltebeckens

Die Größe des gewöhnlichen Rückhalterumes eines Trockenbeckens und die Abgabe an das Unterwasser bestimmen die Länge der Gewässerstrecke, für welche eine Hochwasserschutzwirkung sichergestellt ist. Diese Hochwasserschutzwirkung wird in der DIN 19700-2004, Teil 12, auf die wassermengenmäßigen Aspekte eines Hochwassers bezogen. Je geringer der Regelabfluss gewählt wird, desto länger fällt die Gewässerstrecke aus, für die sowohl eine hydraulische als auch stoffliche Hochwasserschutzwirkung gegeben ist. Da ohne Ausuferungen des Fließgewässers keine Sedimentablagerung auf den Vorländern stattfinden kann, ist die räumliche Ausdehnung längs und quer zur Fließrichtung sowohl der wassermengen- als auch stoffbezogenen Schutzwirkungen für Hochwasserereignisse <

BHQ3 (Abb. 12) unter Annahme einer vollständigen Durchmischung in erster Näherung für die kleinsten Kornfraktionen im Ton und Schluffbereich gleich groß. Größere Kornfraktionen werden auf Grund ihrer erhöhten Sedimentationstendenz nicht in gleichem Ausmaß in Längs- und Querrichtung auf die Vorländer transportiert, so dass sich in diesem Fall eine Vergrößerung der Fläche, welche nicht von stofflichen Ablagerungen betroffen ist einstellt. Hinzu kommt, dass sich die Sedimentationslänge im unterstromigen Bereich des Rückhaltebeckens durch die stofflichen Ablagerungen im Becken und der damit verbundenen Konzentrationsabnahme verkürzt. Hierdurch wird der stoffliche Wirkungsbereich eines Rückhaltebeckens im Gegensatz zum hydraulischen Wirkungsbereich zusätzlich vergrößert.

Generell stehen den Ablagerungsflächen, welche erst durch den Bau der Rückhaltemaßnahme entstanden sind, ehemalige Depositionsflächen unterhalb der Schutzmassnahme gegenüber, welche dem Stoffeintrag während Hochwasserereignissen während des Trockenbeckenbetriebs nicht mehr ausgesetzt sind.

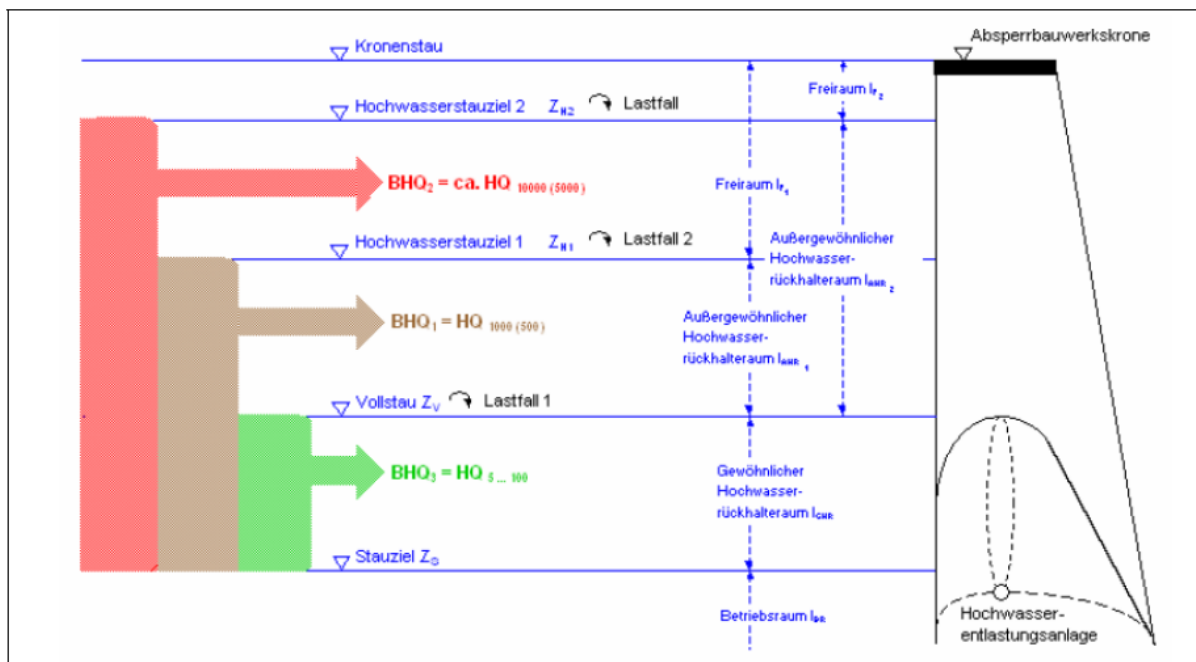


Abb. 12: Die Bemessungsfälle BHQ1 bis 3 gem. der neuen DIN 19700-2004 (Sieber 2005).

Während des Betriebs des Rückhaltebeckens werden aus dem Retentionsraum ausgetragene Schwebstoffe durch den in der Regel unterhalb bordvollen Abfluss im Wirkungsbereich des Beckens so weit stromab transportiert, bis durch laterale Zuflüsse eine erneute Ausuferung des Gewässers und somit ein Transport von Schwebstoffen auf das Vorland erfolgt. Eine pauschale Aussage über die Konzentrationsverhältnisse für die Fälle mit bzw. ohne Hochwasserrückhaltebecken an einem bestimmten Gewässerabschnitt ist jedoch nicht möglich, da die Verfrachtung der Schwebstoffe und damit der stoffliche Wirkungsbereich von den Faktoren Schwebstoffkonzentrationsganglinie, Beckensteuerung, Korngröße, Anzahl bzw. Größe der seitlichen Zuflüsse sowie der Topographie und der Landnutzung abhängt. Der stoffliche Wirkungsbereich eines Trockenbeckens ist ereignisspezifisch und kann mit Hilfe von numerischen Transportsimulationen ermittelt werden.

Bei Hochwasserereignissen, welche BHQ3 überschreiten, nähert sich der Abfluss im Unterlauf des Trockenbeckens dem Beckenzufluss an. Dabei geht sowohl die wassermengenmäßige als auch die stoffliche Hochwasserschutzwirkung zurück und kann bei extremen Hochwässern sogar vollständig verloren gehen.

Für die Untersuchung des stofflichen Wirkungsbereichs des Hochwasserrückhaltebeckens wird beispielhaft die Stoffablagerung der Korngröße 20 μm im Unterliegerbereich des Beckens mit Hilfe eines regionalen Modells vom Zulaufpegel des Beckens (Erft-km 70,45) bis

unterhalb der Swismündung (Erft-km 62,17) für ein 100-jährliches Hochwasserereignis mit 5-stündiger Anlaufzeit der Hochwasserwelle simuliert (Abb. 13). Die Simulationsdauer deckt die Zeit des Beckenbetriebs zuzüglich einer Nachlaufzeit von 7 h ab, um den Ablauf des Hochwassers im Modellgebiet zu gewährleisten. Die Konzentrationen und Sedimentparameter der vorhergehenden Untersuchungen (s. oben) werden beibehalten. Für die Ermittlung des Wirkungsbereiches wird für denselben Modellabschnitt weiterhin eine Simulation mit identischen Randbedingungen durchgeführt, allerdings wird der Absperrdamm des Hochwasserrückhaltebeckens im Modell entfernt, so dass keine Retention möglich ist. Anschließend können die Ablagerungsflächen, welche aus den beiden Modellen resultieren zur Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereiches gegenübergestellt werden.

Aus Abb. 13 ist ersichtlich, dass durch die stoffliche Retentionswirkung des bestehenden Hochwasserrückhaltebeckens die Sedimentationsflächen im Unterliegerbereich des Beckens gegenüber der Situation ohne Hochwasserrückhaltebecken erheblich verringert werden. In der Situation ohne Rückhaltebecken (Abb. 13, rechts) lagern sich 1,3 % der während des Hochwasserereignisses am Zulaufpegel eingetragenen Schwebstoffe von 1586 t verteilt über das gesamte Modellgebiet ab, die maximale Ablagerungshöhe beträgt 4,8 mm. Durch die Retentionswirkung des Rückhaltebeckens erhöht sich dieser Wert auf 5,4 %, wobei die Ablagerungen im Bereich des Rückhaltebeckens allein bereits 5,2 % betragen. Die maximale Ablagerungshöhe unterstrom des Beckens beträgt nun 2,6 mm. Im Falle steigender Korngrößen sowie reduzierter Regelabflüsse ist mit einer deutlicheren Verbesserung der Situation im Unterliegerbereich des Hochwasserrückhaltebeckens, d.h. reduzierten Ablagerungsmengen zu rechnen.

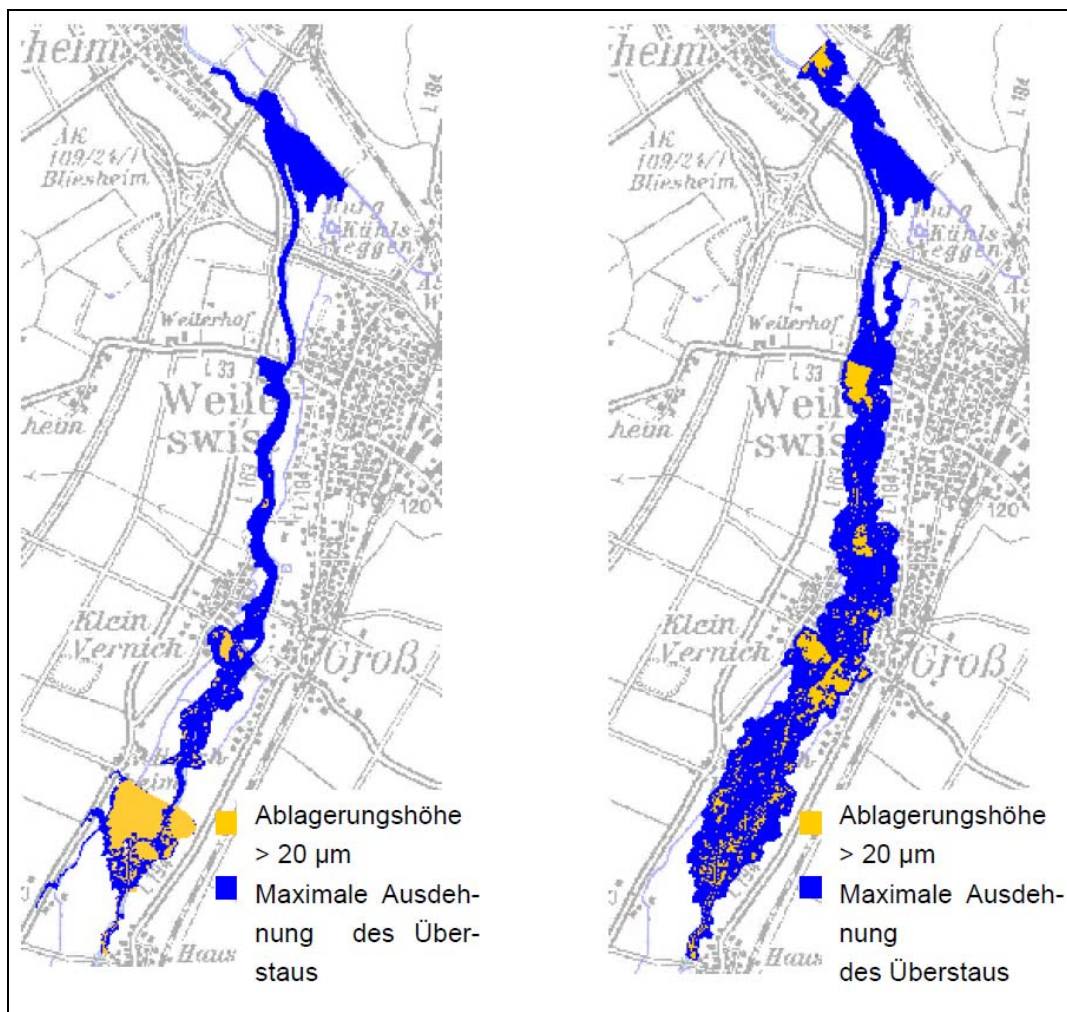


Abb. 13: Maximale Ausdehnung des Überstaus (blau) und Ablagerungshöhen größer als 20 μm (orange) der Korngröße 20 μm mit (links) und ohne (rechts) bestehendem Hochwasserrückhaltebecken für ein HQ₁₀₀ mit einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h