

TEXTE

142/2022

Abschlussbericht

Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren

Neue Ansätze und aktualisierte Ergebnisse von MoRE-DE

von:

Stephan Fuchs, Katharina Brecht
Karlsruher Institut für Technologie (KIT) / Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) /
Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe

Michael Gebel, Stephan Bürger, Mario Uhlig, Stefan Halbfaß
VisDat geodatentechnologie GmbH, Dresden

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 142/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3718 72 211 0

FB000953

Abschlussbericht

Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren

Neue Ansätze und aktualisierte Ergebnisse von MoRE-DE

von

Stephan Fuchs, Katharina Brecht
Karlsruher Institut für Technologie (KIT) / Institut für Wasser
und Gewässerentwicklung (IWG) / Fachbereich
Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe

Michael Gebel, Stephan Bürger, Mario Uhlig, Stefan
Halbfaß
VisDat geodatentechnologie GmbH, Dresden

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung – Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft
und Gütewasserwirtschaft
Gotthard-Franz-Str. 3
76131 Karlsruhe

Abschlussdatum:

September 2022

Redaktion:

Fachgebiet II 2.7 Bodenzustand, Bodenmonitoring
Antje Ullrich

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Dezember 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren

Für Oberflächengewässer kann bei partikulär transportierten Stoffen wie Phosphor die Erosion durch Wasser und der damit verbundene Feststoffeintrag eine der wichtigsten diffusen Eintragspfade sein. Diesen Pfad so genau wie möglich zu beschreiben, auch auf Bundesebene, ist daher für die Umsetzung einer notwendigen Eintragsminderung essenziell.

Vor dem Hintergrund neuer bundesweit verfügbarer räumlich aussagefähigerer Datengrundlagen ist das übergeordnete Ziel des Vorhabens die Modellaussagen für den Eintragspfad Bodenerosion durch Wasser zu verbessern. Hierfür werden neben neuen Datengrundlagen auch weiterentwickelte methodische Ansätze zur Neuberechnung des Bodenabtrags und Sedimenteintrags verwendet.

Die Modellierung wird in einem ersten Schritt rasterbasiert für ein Testgebiet (Kraichbach) durchgeführt. Die Ergebnisse werden validiert und die Übertragbarkeit der Ansätze auf die Bundesebene geprüft. Für die Validierung im erosionsgeprägten Kraichbach werden Daten eines langjährigen Feststoffmonitorings herangezogen. Gemessene Feststofffrachten und modellierte Sedimenteinträge zeigen eine sehr gute Übereinstimmung. Daher erfolgte in einem zweiten Schritt eine Übertragung der rasterbasierten methodischen Ansätze auf das Bundesgebiet. Für die Verarbeitung und Darstellung der Daten und Ergebnisse wurde eine Viewer-Oberfläche entwickelt. Die Ergebnisse wurden in das bundesweit genutzte Modellinstrument MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) integriert. In MoRE wurden neben dem partikulären Eintrag über den Pfad Erosion auch die Eintragspfade Grundwasser und Oberflächenabfluss weiterentwickelt. Hier werden erstmals gelöste Phosphorkomponenten berücksichtigt. Im Ergebnis stehen bundesweite neue regionalisierte Ergebnisse für Phosphoreinträge in Oberflächengewässer zur Verfügung.

Abstract: Modeling phosphorus emissions into waterbodies on a national scale

For surface waters, for particulate transported substances such as phosphorus, erosion by water and the associated solid input can be one of the most important diffuse emission pathways. Describing this pathway as precisely as possible, also at the federal level, is therefore essential for the implementation of a necessary input reduction.

Against the background of new, spatially more reliable data bases available nationwide, the overall objective of the project is to improve the model statements for the input pathway soil erosion by water. For this purpose, new data bases as well as further developed methodological approaches for the new calculation of soil erosion and sediment input will be used.

In a first step, the modeling is carried out grid-based for a test area (Kraichbach). The results are validated and the applicability of the approaches to the federal scale is tested. For the validation in the erosion-dominated Kraichbach, data of a long-term monitoring of solids are used. Measured sediment loads and modeled sediment inputs show a very good agreement. Therefore, in a second step, the grid-based methodological approaches were transferred to the federal territory. A viewer interface was developed for processing and displaying the data and results. The results were integrated into the modeling tool MoRE (Modeling of Regionalized Emissions), which is used nationwide. In MoRE, in addition to particulate emission via the erosion pathway, the groundwater and surface runoff emission pathways were further developed. Here, dissolved phosphorus components are considered for the first time. As a result, new regionalized results for phosphorus emissions to surface waters are available nationwide.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	8
Tabellenverzeichnis.....	10
Gleichungsverzeichnis.....	12
Abkürzungsverzeichnis.....	13
Zusammenfassung.....	17
Summary.....	27
1 Einführung und Zielstellung.....	36
2 Hintergrund und Einordnung.....	40
3 Monitoring und Modellierung im Testgebiet Kraichbach.....	42
3.1 Beschreibung Einzugsgebiet Kraichbach.....	42
3.2 Einzugsgebietsbezogene Beprobung am Kraichbach.....	43
3.2.1 Beprobungskampagne mit großvolumigem Feststoffsammler.....	43
3.2.2 Konzept der Datenauswertung.....	45
3.3 Ergebnisse des Gewässermonitorings am Kraichbach.....	47
3.3.1 Konzentrationen im Gewässer.....	47
3.3.1.1 Grundlast-Konzentration.....	47
3.3.1.2 Konzentrationen während Erosionsereignissen.....	49
3.3.2 Berechnete Gewässerfrachten.....	49
3.3.3 Diskussion.....	51
3.4 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in Gewässer.....	53
3.4.1 Eingangsdaten.....	53
3.4.2 Methoden und Ergebnisse.....	54
3.4.2.1 Bodenabtrag durch Wasser.....	54
3.4.2.2 Sedimenteintrag.....	59
3.5 Überprüfung der Prognosegenauigkeit der Modellierungen im Kraichbachgebiet.....	62
4 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in Gewässer für Deutschland.....	65
4.1 Bodenabtrag durch Wasser.....	65
4.2 Sedimenteintrag.....	71
5 Modellierung von Gesamt-Phosphoreinträgen mit dem Stoffeintragsmodell MoRE für Deutschland.....	77
5.1 Allgemeine Eingangsdaten.....	78
5.2 Partikulärer Eintrag von Phosphor durch Erosion durch Wasser (Sedimenteintrag).....	79

5.2.1	Sedimenteintrag	80
5.2.2	Oberbodengehalte Phosphor	80
5.2.3	Anreicherungsverhältnis (ENR)	84
5.2.4	Phosphoreinträge über den Eintragspfad Erosion.....	90
5.2.5	Fazit.....	92
5.3	Gelöster Eintrag von Phosphor über Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen....	92
5.3.1	Eingangsdaten und Methoden.....	93
5.3.2	Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen.....	96
5.3.3	Phosphoreinträge über den Eintragspfad Oberflächenabfluss	99
5.3.4	Fazit.....	100
5.4	Phosphor-Eintrag über den Pfad Grundwasser	101
5.4.1	Eingangsdaten und Methoden.....	101
5.4.2	Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser	106
5.4.3	Phosphoreinträge über den Eintragspfad Grundwasser	107
5.4.4	Fazit.....	108
5.5	Phosphoreinträge über alle Eintragspfade	109
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	112
7	Quellenverzeichnis	117
A	Anhang Feststoffsammler	130
A.1	Feststoffsammlerdaten	130
A.2	Jährliche Phosphor-Frachten	133
B	Anhang Bodenabtrag und Sedimenteintragsmodellierung: Preprocessing von Eingangsdaten	135
B.1	Landnutzung und Gewässernetz.....	135
B.2	Oberflächenabfluss	136
B.3	Ton-, Schluff und Humusgehalte.....	137
C	Anhang MoRE	140
C.1	Wasserbilanz	140
C.2	Grundwasser: Random-Forest	141
C.2.1	Random-Forest für Deutschland.....	141
C.2.2	Random-Forest für ausgewählte Bundesländer	145
C.2.3	Hydrogeologische Teilräume	147

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Landnutzung im Untersuchungsgebiet oberer Kraichbach	43
Abbildung 2:	Allgemeiner Aufbau des Feststoffsammlers.....	44
Abbildung 3:	Rating Curves am Kraichbach für Feststoffe und Gesamt- Phosphor auf Grundlage großvolumiger Mischproben.....	46
Abbildung 4:	Feststoff-Konzentrationen im Kraichbach (Ausreißer orange).	48
Abbildung 5:	Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Kraichbach (Ausreißer orange)	48
Abbildung 6:	Rasterbezogene Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) im Testgebiet Kraichbach.....	58
Abbildung 7:	Bodenabtrag, Gewässerdistanz, Anbindungswahrscheinlichkeit und Sedimenteintrag (von links oben nach rechts unten) im Testgebiet Kraichbach	62
Abbildung 8:	Vergleich Regenerositätsfaktoren (R-Faktor) nach DIN 19708 (1980-2010) und RADKLIM-Datensatz (2001-2017) für Deutschland (rasterbasiert).....	65
Abbildung 9:	Faktoren für die Bodenerodierbarkeit durch Wasser (K-Faktor) für Deutschland (rasterbasiert)	66
Abbildung 10:	Hanglängen- und Hangneigungsfaktoren (LS-Faktor) für Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg	67
Abbildung 11:	Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktoren (C-Faktor) in Deutschland (rasterbasiert).....	69
Abbildung 12:	Modellierte langjährige mittlere LS-, C-, K- und R-Faktoren je Bundesland für die Ackerflächen.....	70
Abbildung 13:	Bodenabtrag durch Wasser in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg	71
Abbildung 14:	Gewässerdistanz für hydrologisch angebundene Flächen in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg	72
Abbildung 15:	Anbindungswahrscheinlichkeit auf den hydrologisch angebundenen Zellen in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg	73
Abbildung 16:	Nutzungsspezifische langjährige mittlere Sediment Delivery Ratios (SDR) je Bundesland	74
Abbildung 17:	Sedimenteintrag von den hydrologisch angebondenen Zellen in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg	75
Abbildung 18:	Langjährige mittlere Bodenabträge und Sedimenteinträge je Bundesland für die Ackerflächen je Bundesland.....	76
Abbildung 19:	Räumliche Verteilung der Phosphor-Oberbodengehalte der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland	82
Abbildung 20:	Feingehalt der Böden auf Ackerflächen	85

Abbildung 21:	Anreicherungsverhältnis für Ackerflächen, neue Modellierung	90
Abbildung 22:	Flächenspezifische Phosphoreinträge über Erosion.....	91
Abbildung 23:	Beprobungspunkte des LUCAS-Messnetzes mit zugehöriger Landnutzung	94
Abbildung 24:	Gelöste Phosphor-Konzentrationen im präferentiellen Abfluss über Ackerflächen	98
Abbildung 25:	Gelöste Phosphor-Konzentrationen im präferentiellen Abfluss über Grünland	99
Abbildung 26:	Flächenspezifische gelöste Phosphoreinträge über den Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen	100
Abbildung 27:	Ausgewählte Grundwassermessstellen in Deutschland zur Ableitung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen ...	102
Abbildung 28:	Mittlere Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser (mg/l) in Deutschland im Messzeitraum 2009 bis 2018 an den Messstellen des Wasserrahmenrichtlinien- Messnetzes (WRRL)	104
Abbildung 29:	Boxplots der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Zusammenhang mit den hydrogeologischen Einheiten	105
Abbildung 30:	Mediane Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser (mg/l) auf Ebene der hydrogeologischen Teilräume im Messzeitraum 2009 bis 2018	106
Abbildung 31:	Mediane Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser in Deutschland, regionalisiert auf Grundlage hydrogeologischer Teilräume	107
Abbildung 32:	Flächenspezifische Phosphoreinträge über das Grundwasser	108
Abbildung 33:	Flächenspezifische Phosphor-Gesamt-Einträge in Deutschland·	110
Abbildung 34:	Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten für das Jahr 2016 für Gesamtposphor	111
Abbildung 35:	Landnutzungsverteilung in Deutschland auf Basis von ATKIS – DLM	135
Abbildung 36:	Langjähriger mittlerer Oberflächenabfluss für die Periode 2001 bis 2016	136
Abbildung 37:	Tongehalt (Oberboden) in Deutschland	137
Abbildung 38:	Schluffgehalt (Oberboden) in Deutschland	138
Abbildung 39:	Humusgehalt (Oberboden) in Deutschland.....	139
Abbildung 40:	Wichtigkeitsranking skaliert von 0 % - 100 % der wichtigsten Prädiktoren für das Modell Szenario 1 (links), Szenario 2 (Mitte) und Szenario 3 (rechts) basierend auf den Trainingsdaten....	143
Abbildung 41:	Vorhergesagte gegenüber beobachteten Grundwasserkonzentrationen für die Modelle Szenario 1	

	(links), 2 (Mitte) und 3 (rechts), basierend auf Testdaten des WRRL-Datensatzes für Deutschland. Die blaue Linie zeigt die Regressionslinie zwischen den Beobachtungen und den Vorhersagen zusammen mit ihren 95 %-Konfidenzintervallen.144	144
Abbildung 42:	Räumliche Vorhersage (1 km x 1 km) der Grundwasser-Orthophosphat-Phosphor-Konzentration für Deutschland durch die Modell Szenarien 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts) basierend auf dem WRRL-Datensatz.....144	144
Abbildung 43:	Wichtigkeitsranking skaliert von 0 % - 100 % der wichtigsten Prädiktoren für das Modell Szenario 1 (links), Szenario 2 (Mitte) und Szenario 3 (rechts) basierend auf den Trainingsdaten für ausgewählte Bundesländer.145	145
Abbildung 44:	Vorhergesagte gegenüber beobachteten Grundwasserkonzentrationen für die Modelle Szenario 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts), basierend auf Testdaten des WRRL-Datensatzes für ausgewählte Bundesländer. Die blaue Linie zeigt die Regressionslinie zwischen den Beobachtungen und den Vorhersagen zusammen mit ihren 95 %-Konfidenzintervallen.....146	146
Abbildung 45:	Räumliche Vorhersage (1 km x 1 km) der Grundwasser-Orthophosphat-Phosphor-Konzentration für ausgewählte Bundesländer durch die Modell Szenarien 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts) basierend auf dem WRRL-Datensatz147	147
Abbildung 46:	Hydrogeologische Teilräume in Deutschland148	148

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Grundlast-Konzentrationen für Feststoffe und Gesamtphosphor (Pges) im Kraichbach (Messstelle Ubstadt) .49	49
Tabelle 2:	Jährliche berechnete Feststoff-Frachten und die berechnete Grundlast-Fracht am Kraichbach (Messstelle Ubstadt).....50	50
Tabelle 3:	Mittlere, langjährige Feststofffrachten am Kraichbach, separiert nach Grundlast und niederschlagsbedingten Einträgen51	51
Tabelle 4:	Nutzungsspezifische ABAG-Faktoren für das Einzugsgebiet des Kraichbachs.....58	58
Tabelle 5:	Nutzungsspezifischer Bodenabtrag und Sedimenteintrag für das Einzugsgebiet des Kraichbachs62	62
Tabelle 6:	Nutzungsspezifischer Bodenabtrag und Sedimenteintrag für Deutschland.....74	74
Tabelle 7:	Flächenverhältnisse zwischen Corine Landcover (CLC) und Landbedeckungsmodel (LBM-DE)78	78

Tabelle 8:	Datengrundlage der Oberbodengehalte für landwirtschaftliche Flächen	81
Tabelle 9:	Mediane Phosphor(P)-Oberbodengehalte verschiedener Landnutzungen für Deutschland	83
Tabelle 10:	Mediane Phosphor(P)-Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen für das Ausland.....	84
Tabelle 11:	Anreicherungsverhältnisse in Abhängigkeit vom Feingehalt (Ton (T) + Schluff (U)) auf Ackerflächen	87
Tabelle 12:	Anreicherungsverhältnisse nach Auerswald (1989) in Abhängigkeit vom spezifischen Bodenabtrag landwirtschaftlicher Flächen	89
Tabelle 13:	Modellierte Phosphor-Einträge in Oberflächengewässer über Erosion (MoRE) für Deutschland	91
Tabelle 14:	Mittlere P ₂ O ₅ -Oberbodengehalte aus dem LUCAS-Datensatz und aus METRIS-BW	95
Tabelle 15:	Mittlere gelöste Phosphor-Konzentrationen im präferentiellen Abfluss für Deutschland.....	97
Tabelle 16:	Deutschlandweite Phosphor(P)-Einträge über Oberflächenabfluss, Ansatz Konzentration im präferentiellen Abfluss	100
Tabelle 17:	Statistische Kennwerte der Orthophosphat-Phosphor (o-PO ₄)-Konzentrationen (mg/l) der Grundwasser Messstellen in den Bundesländern und Deutschland; EU-Wasserrahmenrichtlinien-Messnetz	103
Tabelle 18:	Modellierte Eintragspfad-spezifische Gesamtphosphoreinträge für Deutschland	109
Tabelle 19:	Zusammenfassung der Analyseergebnisse des Feststoffsammlers	130
Tabelle 20:	Zusammenfassung der Datenanalyse des Feststoffsammlers	131
Tabelle 21:	Jährliche Phosphor-Frachten am Kraichbach und der Anteil der Grundlast	133
Tabelle 22:	Bewertung der Modellleistung für die Modelle Szenario 1 bis 3 für das Teilgebiet basierend auf Testdaten, Trainingsdaten und allen Daten des Datensatzes für Deutschland.....	143
Tabelle 23:	Bewertung der Modellleistung für die Modelle Szenario 1 bis 3 für das Teilgebiet basierend auf Testdaten, Trainingsdaten und allen Daten des Datensatzes	145
Tabelle 24:	Zuordnung der hydrogeologischen Teilräume	149

Gleichungsverzeichnis

Gleichung 1:	Frachtberechnung für einzelne Jahre	46
Gleichung 2:	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)	55
Gleichung 3:	Berechnung des Sedimenteintragsverhältnisses (SDR)	60
Gleichung 4:	Berechnung des Nutzungskoeffizienten	60
Gleichung 5:	Berechnung der Anbindungswahrscheinlichkeit	60
Gleichung 6:	Berücksichtigung der Gewässerdistanz	60
Gleichung 7:	Berücksichtigung des Bodenabtrags	60
Gleichung 8:	Berücksichtigung des Oberflächenabflusses	61
Gleichung 9:	Berechnung des Sedimenteintrags in Oberflächengewässer ...	61
Gleichung 10:	Berechnung des Feingehalts im abgetragenen Bodenmaterial	86
Gleichung 11:	Berechnung des Anreicherungsverhältnisses	86
Gleichung 12:	Berechnung des Anreicherungsverhältnisses, für Sedimenteintragsverhältnis kleiner dem Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial	86
Gleichung 13:	Berechnung des Anreicherungsverhältnisses, für Sedimenteintragsverhältnis größer Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial	87
Gleichung 14:	Anreicherungsverhältnis von Phosphor	88
Gleichung 15:	Anreicherungsverhältnis nach Auerswald (1989)	88
Gleichung 16:	Berechnung von Phosphoreinträgen über Erosion	90
Gleichung 17:	Umrechnung von P-Olsen in P-CAL-Werte nach Schick et al. (2013)	94
Gleichung 18:	Umrechnung von P-CAL in Phosphat (P_2O_5)	95
Gleichung 19:	Berechnung der P-Konzentration im Oberflächenabfluss	96
Gleichung 20:	Berechnung der P-Konzentration im präferentiellen Abfluss ..	96
Gleichung 21:	Berechnung der Grundwassereinträge von Phosphor	107

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung
A	Bodenabtrag
ABAG	Allgemeine Bodenabtragsgleichung (engl. USLE, Universal Soil Loss Equation)
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AGRUM-DE	Projekt „Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland“
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BK	Bodenkarte
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BÜK	Bodenübersichtskarte
BZE	Bodenzustandserhebung
$C_{\text{Boden,P}}$	Phosphorgehalt im abgetragenen Bodenmaterial
$C_{\text{dir,P}}$	Phosphorkonzentration im präferentiellen Abfluss
$C_{\text{dir2,P}}$	Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss
C-Faktor	Bewirtschaftungsfaktor (Allgemeine Bodenabtragsgleichung)
C_{GW}	Phosphor-Konzentration im Grundwasser
CLC	Corine Landcover (Landnutzungsdatensatz)
$C_{\text{SED,P}}$	Phosphorgehalt im eingetragenen Sediment
DGM	Digitales Geländemodell
DIN	Deutsches Institut für Normung
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environment Agency
$E_{\text{Erosion,P}}$	Stoffeinträge über Erosion
E_{GW}	Phosphoreinträge über Grundwasser
ENR	Anreicherungsverhältnis (engl. Enrichment Ratio)
ENR_{Fein}	Anreicherungsverhältnis der feinen Kornfraktion
ESDAC	European Soil Data Centre
FG_{BOD}	Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial

Abkürzung	Beschreibung
FG_{SED}	Feingehalt im eingetragenen Sediment
FM_{BA}	komplette Feinmaterialmenge des Bodens
FM_{SED}	Feinmaterialmenge des Sediments
GWK	Grundwasserkörper
GwV	Grundwasserverordnung
HLNUG	Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HQ2	Zweijährlicher Hochwasserabfluss
IWG-SWW	Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
K-Faktor	Bodenerodierbarkeitsfaktor (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung)
LBM-DE	Landesbedeckungsmodell Deutschland
L-Faktor	Hanglängenfaktor (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung)
I_{flow}	mittlere Gewässerdistanz
LfULG-Sachsen	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Sachsen
LGRB	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau
load_{LVS}	Gewässerfracht
LUCAS	Land Use and Coverage Area Frame Survey
MC_{LVS}	mittlere Konzentration
MEPhos	Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags
METRIS-BW	Nährstoffeintragsmodellierung für die Gewässer Baden- Württembergs
mGROWA	Wasserhaushaltsmodell
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MODIFFUS	Modell zur Abschätzung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer, Schweiz
MoRE	Modeling of Regionalized Emissions
MQ	Langjähriger mittlerer Abfluss (Mittelwasserabfluss)
M_{Sed}	Gesamt trockenmasse
N	Niederschlag
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NSE	Nash-Sutcliffe-Effizienz
NUTS	Nomenclature des unités territoriales statistiques

Abkürzung	Beschreibung
o-PO₄	Orthophosphat
o-PO₄-P	Orthophosphat-Phosphor
P	Phosphor
P₂O₅	Phosphatgehalt im Boden
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
P-CAL	pflanzenverfügbare Phosphorgehalt im Boden ermittelt mit der Calcium-Acetat-Lactat(CAL)-Methode
P-Faktor	Erosionsschutzfaktor (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung)
Pges	Gesamtposphor
P-Olsen	pflanzenverfügbare Phosphorgehalt im Boden ermittelt mit der Olsen-Methode
P_{RO}	Oberflächenabfluss
P_{tot}	Gesamt-Phosphorgehalt in der Feststoffprobe
P_w	Anbindungswahrscheinlichkeit
Q_{GW}	Abfluss über Grundwasser
Q_{max}	Maximaler Abfluss
RADKLIM	Radarklimatologie
RF	Random-Forest
R-Faktor	Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung)
RP	Regierungspräsidium
s	Hangneigung
SAGA	System for Automated Geoscientific Analyses
SDR	Sedimenteintragsverhältnis (engl. Sediment Delivery Ratio)
SE	Sedimenteintrag
S-Faktor	Hangneigungsfaktor (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung)
T	Ton
U	Schluff
UCA	Unit Contributing Area (dt. Liefergebiete)
USLE	Universal Soil Loss Equation (dt. ABAG, Allgemeine Bodenabtragungsgleichung)
V	Volumen
V_{Jahr}	Jährliches Abflussvolumen
V_{Mittel}	mittleres Abflussvolumen

Abkürzung	Beschreibung
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie
X_i	Nutzungskoeffizient

Zusammenfassung

Noch immer belasten Phosphoreinträge die Oberflächengewässer und weder können in Flüssen die gewässertypspezifischen Orientierungswerte für Phosphor (Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV)) im gesamten Bundesgebiet eingehalten werden, noch kann z.B. für die Ostsee das im aktualisierten Ostseeaktionsplan für Deutschland verankerte Ziel eines maximalen jährlichen Phosphoreintrags erreicht werden. Im Hinblick auf diese Problemstellung ist eine Differenzierung der Haupteintragsquellen und -pfade für Phosphor nach wie vor essenziell, um geeignete Gegenmaßnahmen zu identifizieren und umzusetzen. Mit dem Modellsystem MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) kann eine räumlich differenzierte pfadspezifische Modellierung der Einträge in Oberflächengewässer für verschiedene Stoffe, u.a. von Phosphor, durchgeführt werden. Zu den berücksichtigten Eintragspfaden gehören Punktquellen (kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter) sowie diffuse Eintragspfade wie Kanalisationssysteme, Oberflächenabfluss von unversiegelten Flächen, Erosion (Sedimenteintrag in Gewässer), Grundwasser, Dränagen und atmosphärische Deposition auf Gewässeroberflächen.

Für partikulär transportierte Stoffe wie Phosphor gehört die Erosion durch Wasser und der damit verbundene Feststoffeintrag zu einer der größten Eintragsquellen. Ein Ziel des Vorhabens ist die Modellaussagen für den Eintragspfad Bodenerosion durch Wasser zu verbessern, indem in einer hohen räumlichen Auflösung eines 10 x 10 m Rasters eine Neuberechnung des Bodenabtrags und Sedimenteintrags erfolgt. Für die Umsetzung können Algorithmen genutzt werden, die in verschiedensten Forschungsvorhaben bereits erprobt wurden. Die Modellierung wird in einem ersten Schritt für das Testgebiet Kraichbach und nach der Validierung bundesweit durchgeführt.

Im Gegensatz zu den verschiedenen Modellierungen von Bodenerosion durch Wasser liegen in diesem Bereich so gut wie keine Messdaten zur Validierung der Modellergebnisse vor. Vor allem Langzeitstudien sind selten. Auch im Rahmen von Routinebeprobungen der Länder werden Feststoffe oft nicht erfasst, zudem sind die hier verwendeten Einzelproben mit einer mehrwöchigen Frequenz nur eingeschränkt geeignet um die Feststoffkonzentration ausreichend abzubilden. Besser geeignet sind hier Mischproben über einen längeren Zeitraum, mit denen die Fracht im Gewässer realitätsnäher erfasst werden kann. Aus diesem Grund wurden in einem erosionsgeprägten Testgebiet (Kraichbach) großvolumige Sammler installiert (Feststoffsammler), die den Kraichbach kontinuierlich beproben und Langzeitmischproben erzeugen. Aus den gemessenen Konzentrationen in Kombination mit kontinuierlichen Abflussdaten können Gewässerfrachten berechnet. Für das Testgebiet Kraichbach können die gemessenen Gewässerfrachten den modellierten Sedimenteinträgen gegenübergestellt werden, um die Modellierung zu plausibilisieren. Das schafft eine Grundvoraussetzung um die Modellalgorithmen, bei Annahme einer gegebenen Repräsentativität der Ergebnisse im Kraichbachgebiet, bundesweit anwenden zu können.

Neben dem partikulären Eintrag über Erosion wird im Vorhaben auch die Modellierung der gelösten Eintragspfade über Grundwasser und Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen weiterentwickelt. Hierfür stehen für den Oberflächenabfluss neue Erkenntnisse aus dem Projekt METRIS-BW (Kiemle et al. 2019) zur Verfügung. Für den Eintragspfad Grundwasser soll ein deutschlandweiter Datensatz zu Grundwasserkonzentrationen des Wasserrahmenrichtlinien-Messnetzes aufbereitet werden.

Monitoring im Testgebiet Kraichbach

Der Kraichbach liegt im Nord-Westen von Baden-Württemberg und hat eine Fließlänge von ca. 55 km. Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um ein Teileinzugsgebiet im Oberlauf des Kraichbachs, speziell das Einzugsgebiet der Messstelle „Ubstadt“. Die Pegelstation „Ubstadt“ befindet sich an der Übergangszone zwischen Kraichgau und Oberrheinebene. Die vorherrschenden Löss-Böden und die hügelige Topographie tragen dazu bei, dass die Böden im Einzugsgebiet potenziell sehr erosionsgefährdet sind.

Zur Erzeugung von Mischproben wird ein Feststoffsammler am Kraichbach eingesetzt. Dieser besteht aus einem 1.000 Liter Edelstahltank und ist mit dem Pegelsignal der benachbarten Pegelstation „Ubstadt“ verbunden. Eine Pumpe ist so gesteuert, dass sie nach einem definierten Abflussvolumen eine 10 Liter Teilprobe aus dem Fluss entnimmt und in den Tank befördert. Dort werden die Teilproben über zwei bis vier Wochen gesammelt bis der Tank gefüllt ist. Ein Schwimmerschalter verhindert das Überlaufen des Tanks. Nach einer Absetzzeit von drei bis vier Tagen wird das Überstandswasser und die Feststoffprobe gesammelt und analysiert. Mit dem Feststoffsammler wurden in dem Zeitraum von vier Jahren verschiedene Abflusssituationen beprobt. Es handelt sich um eine quasi-kontinuierliche Probenahmestrategie, da die Beprobungen nicht alle Tage eines Jahres abdecken, denn zwischen den Beprobungszeiträumen treten kleinere Lücken aufgrund der Absetzzeit auf.

Die quasi-kontinuierliche Probenahmestrategie basiert darauf, dass bei jedem Beprobungszeitraum ein konstantes Volumen im Fluss beprobt wird. Die Daten von 47 Mischproben können für die Berechnung der mittleren Feststoff-Konzentrationen verwendet werden. Phosphor-Gehalte liegen nur von 45 Proben vor, daher können nur auf Grundlage dieser Proben mittlere Phosphor-Konzentrationen abgeleitet werden. Die mittleren Konzentrationen werden aus der Trockenmasse des Sediments bzw. dem gesamten Phosphor-Gehalt in der abgesetzten Probe und der Konzentration im Überstandswasser berechnet.

Zur Berechnung der jährlichen Frachten im Gewässer wurde eine Bewertungskurve (Rating Curve) erstellt. Diese gibt die mittlere Konzentration der Probenahmezeiträume in Abhängigkeit vom maximalen Abfluss während des Probenahmezeitraums an. Die Konzentrations-Abfluss-Regression wird durch die höchste gemessene Konzentration und den höchsten beprobten Abfluss begrenzt. Um jährliche Gewässerfrachten zu berechnen, werden kontinuierliche, langjährige Abflussdaten benötigt. Diese sind für den Pegel „Ubstadt“ frei verfügbar und liegen als stündliche Werte u.a. für die Jahre 2003-2020 vor. Die Rating Curves wurden auf die langjährigen Abflussdaten (2003-2020) angewandt, um die jährlichen Feststoff- und Phosphorfrachten zu berechnen.

Im vorliegenden Vorhaben wurde die Beziehung von Abfluss- und Konzentrationsdaten ausgewertet und ein Schwellenwert für die Grundlast definiert. Nach dieser Analyse kann bis zu einem Abfluss von $1,65 \text{ m}^3/\text{s}$ (1,5 MQ) davon ausgegangen werden, dass keine maßgeblichen Einflüsse von Einträgen aus Erosion und Mischwasserentlastungen vorhanden sind. Die ermittelten Feststoff-Konzentrationen der Grundlast liegen im Bereich von ca. 25 bis 51 mg/l und die Phosphor-Konzentrationen zwischen 0,16 bis 0,22 mg/l. Die Feststoff-Grundlast liegt im Mittel des Gesamtzeitraumes zwischen knapp 450 (25. Perzentil) und 920 t/a (75. Perzentil) und im Median bei knapp 530 t/a. Die Grundlast für Phosphor liegt zwischen knapp 3 und rund 3,9 t/a und im Mittel bei rund 3,3 t/a. Mit zunehmendem Abfluss nimmt auch die transportierte Feststoffmenge im Gewässer zu, insbesondere für Abflüsse $> 4 \text{ MQ}$. Im Bereich von 4 bis 6 MQ liegen die Feststoff-Konzentrationen im Kraichbach bei ca. 210 mg/l. Bei Abflüssen im Bereich von 6 MQ werden bis zu 820 mg/l erreicht. Diese hohen Feststoff-Konzentrationen sind im Kraichbach auf die Erosion zurückzuführen und bedingen hohe Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (0,5-1,4 mg/l). Es muss jedoch beachtet werden, dass für die

Konzentrationswerte bei Abflüssen > 4 MQ nur eine geringe Anzahl an Messungen vorhanden ist.

Die transportierten Feststoff- und Phosphorfrachten schwanken je nach hydrologischen Bedingungen in den einzelnen Jahren. In Hochwasserjahren wie 2003 und 2013 erreichen Feststoff- und Phosphorfrachten die höchsten Werte mit über 4.500 t/a bzw. über 12,5 t/a. In trockeneren Jahren wie 2017 und 2019 sind die Werte erwartungsgemäß deutlich niedriger bei rund 1.800 t/a für Feststoffe und rund 6 t/a für Phosphor. Die berechnete mittlere Fracht für Feststoffe für den Zeitraum 2003 bis 2020 beträgt rund 2.700 t/a. Die mittlere Phosphorfracht für diesen Zeitraum liegt bei 8,4 t/a.

Im Mittel liegen die niederschlagsbedingten Feststoff-Einträge im Kraichbach zwischen 1.700 und 2.200 t/a. Diese setzen sich zusammen aus Erosions-Ereignissen und Einträgen aus Mischwasserentlastungen. Die Fracht aus Mischwasserentlastungen beträgt ca. 49 t. Die rechnerischen Einträge durch Erosion liegen somit zwischen 1.683 und 2.160 t/a. Diese können mit den modellierten Sedimenteinträgen verglichen und so die Modellergebnisse validiert werden.

Die Verwendung von Feststoffsammlern zur Beprobung von Gewässern ist gut geeignet, um partikulär transportierte Stoffe zu erfassen. Die abflussproportionalen Langzeitbeprobungen bieten die Möglichkeit, das Abflussgeschehen eines Flusses repräsentativ zu erfassen.

Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag im Testgebiet Kraichbach

Ausgangspunkt für den Sedimenteintrag ist der erosive Bodenabtrag, hauptsächlich von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Für das Eintragsgeschehen in die Oberflächengewässer spielt die Erosion durch Wasser eine wichtige Rolle. Ausgehend von den berechneten Bodenabträgen durch Wasser wird der Sedimenteintrag, d.h. der erosive Eintrag in die Gewässer, abgeschätzt. Hintergrund ist, dass der von den Flächen erodierte Boden nie vollständig in ein Gewässer eingetragen wird. Ein bedeutender Teil wird durch Retention auf angrenzenden Flächen abgelagert. Das Verhältnis zwischen dem Abtrag und der tatsächlich ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge wird als das Sedimenteintragsverhältnis (eng: Sediment Delivery Ratio, SDR) bezeichnet.

Für die Berechnung der gegenwärtig zu erwartenden flächenbezogenen langjährigen mittleren Bodenabträge durch Wasser und Sedimenteinträge wurden verschiedene räumliche Eingangsdaten genutzt, u.a. das Digitale Geländemodell DGM 10, der Flächennutzungsdatensatz ATKIS-DLM und Bodenübersichtskarten. Im Rahmen eines Preprocessings wurden alle Flächendaten auf ein deutschlandweites Raster mit einer Kantenlänge von 10 x 10 m bezogen.

Der langjährige mittlere Bodenabtrag durch Wasser ergibt sich aus der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG). Die einzelnen Faktoren der ABAG werden anhand von aktuellen Eingangsdaten und Berechnungsmethoden abgeleitet.

Für den langjährigen mittleren **R-Faktor** kann auf die von Auerswald et al. (2019) sowie Fischer et al. (2019b) für die Periode 2001 bis 2017 bundesweit ermittelten Ergebnisse im 1 km²-Raster auf Basis von zeitlich hochaufgelösten radargestützt ermittelten Niederschlagsdaten zurückgegriffen werden. Die Niederschlagsdaten werden als sogenannter RADKLIM -Datensatz vom DWD vorgehalten und fortgeschrieben. Die von dieser Datengrundlage abgeleiteten R-Faktoren liegen ungefähr 50 % über den sich aus der DIN 19708 ergebenden Werten, was zum einen auf den Einfluss des Klimawandels, zum anderen aber auch auf die stärkere Berücksichtigung bzw. geringere Glättung von Ereignissen zurückzuführen ist.

Der **K-Faktor** wird anhand der DIN 19708 ermittelt, wobei Vereinfachungen aufgrund fehlender Daten in der BUEK200 bzw. BUEK1000 nötig sind. Die entsprechenden Kenngrößen sind in der BUEK200 bzw. BUEK1000 sowie (nur für Sachsen) der BK50 als Profildaten vorhanden.

LS-Faktoren können rechenstechnisch aufgrund der Leistungsfähigkeit und Prozessierungsgeschwindigkeit der Hardware problemlos auf dem 10 m Raster für jede Rasterzelle und das darüber liegende Einzugsgebiet abgeleitet werden. Weiterhin ist es möglich, beim Feststofftransport Barrieren im Gelände zu berücksichtigen, die die jeweiligen Liefergebiete begrenzen. Abweichend von der Modellvorstellung der ABAG werden der L- und S-Faktor deshalb in einem zweidimensionalen Ansatz unter Nutzung eines Multiple Flow-Algorithmus nach Moore & Nieber (1989) und der GIS-Module in SAGA-GIS als LS-Faktor je Rasterzelle berechnet.

Die im Projekt genutzten **C-Faktoren** für die Ackerflächen in Deutschland basieren auf aktuellen Daten zu Fruchtartenanteilen sowie zum Umfang konservierender Bodenbearbeitung auf Basis von Destatis (2017) sowie Angaben statistischer Landesämter. Die Ermittlung der C-Faktoren erfolgte im Rahmen des laufenden UBA-Vorhabens „Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland“ (FKZ 3719 432033) auf Kreisebene. C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen werden gemäß Panagos et al. (2015d) für die jeweiligen Nutzungen disaggregiert.

Der **P-Faktor** wird mit „1“ angesetzt, da keine verwertbaren Informationen zur Querbearbeitung des Hanges vorliegen.

Der langjährige mittlere **Bodenabtrag** im Einzugsgebiet des Kraichbachs liegt bei 39.853 t/a.

Es kann davon ausgegangen werden, dass nur ein kleiner Anteil des erodierten Bodenmaterials in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Zugleich beschränkt sich der Eintrag von Sediment und partikulär gebundenen Stoffen auf diejenigen Flächen mit geringer Gewässerdistanz bzw. hohem Anbindungsgrad an das Oberflächengewässer. Ursache hierfür sind unter anderem die Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

Die **Flächenanbindung** beschreibt die hydrologische Konnektivität einer Fläche mit dem über den Oberflächenabfluss auf dem natürlichen Fließweg erreichbaren Gewässer. Linienhafte (Straßen, befestigte Wege, Bahnkörper) und flächenhafte Landschaftselemente (z.B. Siedlungsflächen) werden als Barrieren eingestuft, die den Fließweg kappen. In einem GIS- und modellgestützten Separationsverfahren werden die hydrologisch angebotenen Flächen bzw. die aufgrund der definierten Barrieren als nicht-eintragsrelevant anzusehenden Flächen ermittelt.

Die mittlere **Gewässerdistanz** ergibt sich aus den im Rahmen der Ermittlung der hydrologischen Anbindung berechneten Fließweglängen, gemessen von der jeweils betrachteten Rasterzelle bis zum Erreichen des Gewässernetzes unter Verwendung des DGM 10.

Im vorliegenden empirischen Modellansatz werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser über das **Sediment Delivery Ratio (SDR)** abstrahiert und abgeschätzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter. Die Ermittlung von SDR erfolgt nach Halbfaß und Grunewald (2008).

Die **Anbindungswahrscheinlichkeit** errechnet sich aus den bedingten Wahrscheinlichkeiten für die Gewässerdistanz, den Bodenabtrag und den Oberflächenabfluss.

Die Gesamtsumme des modellierten langjährigen mittleren **Sedimenteintrages** im Einzugsgebiet des Kraichbachs liegt somit bei 1.640 t/a.

Überprüfung der Prognosegenauigkeit der Modellierungen im Kraichbachgebiet

Für die im langjährigen Mittel aus den Feststoffsammlerdaten zu erwartende Grundlast im Zeitraum 2003 bis 2020 ergibt sich ein Wertebereich von ca. 450 bis 920 t/a. Für den Eintrag über Erosion verbleiben somit 1.700 bis 2.200 t/a, wenn die ebenfalls ereignisgesteuerte Mischwasserentlastung (49 t/a) abgezogen wird.

Die Erhöhung des hier modellierten Sedimenteintrags von 1.640 t/a um den Faktor 1,1 bis 1,3, um die Anteile von Rinnen- und Grabenerosion sowie sonstige nicht berücksichtigte Einträge (z.B. aus dem Siedlungsbereich) abzudecken, ergibt einen Sedimenteintrag von 1.800 bis 2.100 t/a, der sich in den gemessenen Wertebereich der ermittelten Gewässerfachten (1.700 bis 2.200 t/a) sehr gut einordnet

Somit zeigt sich, dass die Modellierungsergebnisse für das Testgebiet Kraichbach anhand des Sedimentmonitorings mit den Feststoffsammlern gut reproduzierbar sind und somit eine wichtige Grundvoraussetzung für die Übernahme des Modellansatzes im Rahmen der bundesweiten Modellierung erfüllt ist.

In einem zweiten Schritt wurde die Prognosegenauigkeit der Modellierung für Phosphor für den aktuellen Zeitraum (2017-2020) überprüft. Mit der hier durchgeführten Modellierung betragen die simulierten erosionsbedingten Phosphoreinträge im Kraichbachgebiet ca. 2,1 t/a. Die urbanen Einträge (Kläranlagen und Kanalisationssysteme) im Einzugsgebiet betragen ca. 5,6 t/a. Hinzu kommen weitere diffuse Einträge über Oberflächenabfluss, Grundwasser, ...), die ca. 0,4 t/a betragen. Alle Einträge zusammen (abgeschätzte Erosion, urbane und weitere diffuse Einträge) resultieren in einer Gesamtfracht von 8,1 t/a. Mit dem Feststoffsammler wird am Kraichbach eine mittlere P-Fracht im aktuellen Zeitraum (2017-2020) von ca. 7,3 t/a berechnet. Für den Zeitraum 2003 bis 2020 werden im Mittel 8,4 t/a gemessen. Da hierbei auch sehr abflussstarke Jahre einbezogen sind, sollte der Einfluss von Rinnen- und Grabenerosion hier berücksichtigt werden. Der erosionsbedingte Phosphoreintrag könnte sich somit auf 2,3 bis 2,7 t/a erhöhen. Mit der hier neu durchgeführten Modellierung des Sedimenteintrags liegen die modellierten Gesamteinträge deutlich näher an den gemessenen Phosphorfrachten als im Projekt METRIS-BW (Baden-Württemberg).

Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag für Deutschland

Die Summe der modellierten mittleren Bodenabträge in Deutschland, bezogen auf die Landnutzungen, für die Bodenerosion berechnet wurde, liegt bei 25,3 Mill. Tonnen pro Jahr. Demgemäß werden ca. 21,8 Mill. Tonnen Boden von Ackerflächen erodiert, gefolgt von knapp 1,4 Mill. Tonnen von Weinbauflächen. Die anderen Nutzungstypen haben nur geringe bis marginale Anteile am Bodenabtrag.

Die Summe der modellierten Sedimenteinträge in Deutschland, bezogen auf die Landnutzungen, für die Bodenerosion bzw. Sedimenteintrag berechnet wurde, liegt bei 1,6 Mill. Tonnen pro Jahr. Es werden ca. 1,4 Mill. Tonnen Sediment von Ackerflächen in die Gewässer eingetragen, gefolgt von knapp 62.000 Tonnen von Weinbauflächen. Die anderen Nutzungstypen haben hier ebenfalls geringe Anteile am Sedimenteintrag.

Modellierung von Phosphoreinträgen mit MoRE für Deutschland

Mit dem Modellinstrument MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) werden regionalisiert und pfadspezifisch Stoffeinträge in die Oberflächengewässer modelliert. Kleinste Bezugseinheiten sind die sogenannten Analysegebiete. In diesem Vorhaben liegt der

Schwerpunkt auf der Weiterentwicklung der methodischen Ansätze und Modelleingangsdaten für vorwiegend partikelgebunden transportierte Stoffe am Beispiel des Nährstoffs Phosphor.

Der Haupteintragspfad des partikulär transportierten Phosphors ist die Erosion, gelöster Phosphor wird über Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen und Grundwasser eingetragen. Vor dem beschriebenen Hintergrund liegt der Fokus nicht nur auf der Erosion, sondern auch auf den Eintragspfaden Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen und Grundwasser. Insbesondere für den Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen und den Grundwasserzufluss war zu prüfen, ob neue Modelleingangsdaten verfügbar sind, um die Eintragsform des Phosphors mit Wirkungsbezug berücksichtigen zu können.

Im Rahmen dieser Weiterentwicklung wird nun für Deutschland der Datensatz „Landbedeckungsmodell Deutschland“ (LBM-DE) sowie das Digitale Geländemodell DGM 10 genutzt. Aktuell wird in MoRE ein vereinfachter Ansatz zur Ableitung der Wasserbilanz und zur Separation der einzelnen Abflusskomponenten angewendet. Bei der Berechnung des Oberflächenabflusses über nicht befestigte Flächen werden in diesem Vorhaben Korrekturen für die alpinen Gebiete vorgenommen.

Die neu berechneten rasterbasierten Sedimenteinträge werden für die MoRE-Modellierung zur Berechnung der erosiven Einträge über die Landnutzungen Ackerland, Grünland, Weinbau, Obstbau und natürliche Flächen genutzt. Für die alpinen Gebirgs- und Gletscherflächen wurden die für das Inn-Einzugsgebiet nach Fuchs et al. (2019b) abgeleiteten Sedimenteinträge verwendet.

Zur Berechnung der stofflichen Einträge durch **Erosion** ins Gewässer werden weitere Informationen benötigt, wie die Oberbodengehalte des transportierten Stoffes. Für die Landnutzungen Acker und Grünland wurde für Deutschland ein Raster-Datensatz (Wendland et al. 2022) verwendet, aus dem mittlere Phosphor-Oberbodengehalte pro Analysegebiet abgeleitet wurden. Für zwei Bundesländer (Baden-Württemberg und Thüringen) konnten höher aufgelöste Daten verwendet werden. Der mittlere Phosphor-Oberbodengehalt landwirtschaftlicher Flächen für Deutschland beträgt ca. 685 mg/kg. Für die Landnutzungen Weinbau und Obstbau wurden Median-Werte aus dem Projekt METRIS-BW verwendet. Für Gletscherflächen (alpine offene Flächen) wurde ein Median-Wert aus dem Inn-Einzugsgebiet verwendet. Für die Landnutzung Wald lag ein Datensatz der Bodenzustandserhebung (BZE) Wald II vor.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass durch den bevorzugten Transport feiner Partikel auf dem Weg zum Gewässer im Vergleich zum erodierten Oberboden eine Erhöhung der Stoffgehalte stattfindet, die eine hohe Affinität zu Partikeln aufweisen. Diese Anreicherung wird durch das sogenannte Enrichment Ratio (ENR) ausgedrückt. Für dieses Vorhaben wurde der Ansatz aus METRIS-BW getestet, der den Feingehalt im Oberboden berücksichtigt.

Als „feine Kornfraktionen“ werden Schluff und Ton angenommen. Beim Transport von abgetragenem Bodenmaterial in Richtung Gewässer bleiben bevorzugt die groben Kornfraktionen liegen, die feinen Kornfraktionen erreichen das Gewässer. Schluff- und Tonpartikel werden als gleich gut transportierbar angesehen, d.h. das Verhältnis der beiden Korngrößen im Sediment ist gleich dem Verhältnis im abgetragenen Boden. Der gesamte Phosphor im Boden ist an die feinen Kornfraktionen (Schluff- und Tonpartikel) gebunden. Der Phosphor-Gehalt im Sand wird vernachlässigt.

Die Ton- und Schluffgehalte verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungen (Acker, Grünland, Obstbau und Weinbau) können aus der BUEK200 für Deutschland abgeleitet werden. Die Anreicherungsverhältnisse für Phosphor, basierend auf dem Ansatz von METRIS-BW, liegen

deutlich niedriger als die bisher im Modell verwendeten Anreicherungsverhältnisse. Das mittlere ENR in Deutschland für Ackerflächen beträgt ca. 3,5 (Median bei 2,1), das maximale ENR beträgt hier 13,3 und kommt hauptsächlich im Norden Deutschlands bei sandigen Böden vor. Da in diesen Gebieten der Sedimenteintrag ins Gewässer sehr gering ist, hat dies keine signifikanten Auswirkungen auf die Modellierung. Für ton- und schluffgeprägte Böden liefert der neue Ansatz plausible Werte und spiegelt den Transport von Phosphor über die feine Bodenfraktion wider.

Da die Anreicherung nicht nur vom Feingehalt (Ton, Schluff) im Oberboden abhängig ist, sondern auch von der Intensität des Bodenabtrags, wird im zweiten Schritt ein in Deutschland weit verbreiteter Ansatz zur Berechnung der Anreicherung von Auerswald (1989) getestet. Das mittlere Anreicherungsverhältnis in Deutschland für Phosphor liegt nach dem Ansatz von Auerswald (1989) für die Ackerflächen bei 2,5 und somit in einer ähnlichen Größenordnung wie beim Feingehalt-Ansatz. Auch die räumliche Verteilung ist ähnlich.

Idealerweise sollte ein Modell zur Ableitung der Anreicherungs-faktoren beide Einflussgrößen enthalten. In der Fläche fehlen hierzu allerdings die empirischen Grundlagen. Die Ergebnisse von Vergleichsrechnungen auf Grundlage des Auerswald- bzw. METRIS-BW-Ansatz zeigen, dass beide Ansätze ähnliche mittlere Anreicherungen für Deutschland ergeben. Beide Ansätze liefern auch für das lössgeprägte Testgebiet Kraichbach durch Messdaten belegbare, plausible Anreicherungsverhältnisse. Für die weitere Modellierung wird, solange ein kombinierter Ansatz zur Anwendung in Gesamtdeutschland nicht verfügbar ist, auf den Feingehalt-Ansatz zurückgegriffen, da dieser über die Bodeneigenschaften von landwirtschaftlichen Flächen eine Einflussgröße berücksichtigt, die nicht kurzfristigen Änderungen unterliegt. Ebenso wie der Bodenabtrag und der Sedimenteintrag soll das Anreicherungsverhältnis langjährige mittlere Bedingungen widerspiegeln.

Über alle Nutzungen werden bundesweit ca. 1.640 Tonnen Phosphor über Erosion in die Oberflächengewässer eingetragen. Der Haupteintrag erfolgt mit ca. 1.350 Tonnen von Ackerflächen. Insgesamt sind die mittels der neuen Daten und Ansätze modellierten Phosphoreinträge über Erosion ca. 43 % niedriger als die bisher mit MoRE modellierten. Grund für diese Abweichung ist vor allem die neue hochaufgelöste und landnutzungsdifferenzierte Modellierung des Bodenab- und Sedimenteintrags. Hinzu kommen Änderungen, die durch den Wechsel auf den neuen Landnutzungsdatensatz LBM-DE bedingt sein dürften. Auch die neuen Oberbodengehalte tragen zu den veränderten Einträgen bei.

Neue Erkenntnisse zum gelösten Stofftransport und somit zu Einträgen über den **Oberflächenabfluss** von nicht befestigten Flächen, konnten im Projekt METRIS-BW durch Beregnungsversuche gewonnen werden. Bei diesem Ansatz wurden aus landesweit vorliegenden pflanzenverfügbaren Phosphatgehalten für Ackerland, Grünland, Weinbau- und Obstbauflächen Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und präferentiellen Abfluss abgeleitet. In der bundesweiten MoRE-Modellierung ist die separate Ausweisung der beiden Abflusskomponenten aktuell noch nicht möglich. Deutschlandweit liegen zudem keine einheitlichen und harmonisierten Daten zu P-Oberbodengehalten (z.B. P-CAL) vor. Daten gibt es häufig nur auf Länderebene. Deshalb wurde auf den europäischen LUCAS-Datensatz (Land Use and Cover Area frame statistical Survey) des European Soil Data Centre (ESDAC) zurückgegriffen. In einem ersten Schritt wurden die Beprobungspunkte mit den MoRE-Analysegebieten verschnitten, um mittlere Oberbodengehalte pro Analysegebiet und Landnutzung berechnen zu können. Für die Landnutzungsklassen Obst- und Weinbau standen nicht ausreichend Messwerte zur Verfügung, deshalb wurde für diese zwei Klassen der berechnete mittlere Wert für Deutschland herangezogen. Damit der Berechnungsansatz aus METRIS-BW auf die LUCAS-Daten angewendet werden kann, müssen die verfügbaren P-Olsen-

Werte im ersten Schritt auf P-CAL-Werte umgerechnet werden. Danach kann die Konzentration im Oberflächenabfluss aus dem P_2O_5 -Oberbodengehalt berechnet werden, die Konzentration im präferentiellen Abfluss wird in Abhängigkeit von der Konzentration im Oberflächenabfluss abgeleitet. Für nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen (Wald, offene Flächen, Gletscher) werden die bereits im Modell hinterlegten Konzentrations-Konstanten weiterhin verwendet (Fuchs et al. 2010).

Die Konzentrationen im Oberflächenabfluss liegen ca. 30% höher als die Konzentrationen im präferentiellen Abfluss. Da sich in MoRE der Oberflächenabfluss sowohl aus der schnellen Komponente („echter“ Oberflächenabfluss) als auch aus der langsameren Komponente („präferentieller Abfluss“) zusammensetzt, aber nicht differenziert werden kann, kann nur ein Ansatz zur Konzentrationsberechnung in MoRE implementiert werden. Für die bundesweite Modellierung wird die Konzentration im „präferentiellen Abfluss“ verwendet und auf die Wassermenge des Oberflächenabflusses bezogen. Die Landnutzungen Wein- und Obstbau haben jeweils die höchste P-Konzentration mit 0,24 mg/l. Im Vergleich zur bisherigen Modellierung sind die Konzentrationen bis auf das Ackerland höher. Die P-Einträge über vegetationsbedeckte Flächen sind im Vergleich der bisherigen Modellierung und den Ergebnissen bei Verwendung der Konzentration im präferentiellen Abfluss ca. 3 % niedriger.

Der Ansatz aus METRIS-BW zur Ermittlung von Konzentrationen im präferentiellen Abfluss liefert auch für Deutschland und die angrenzenden Gebiete plausible Werte. Dies ist eine deutliche Verbesserung zu den bisher verwendeten bundes- und länderspezifischen Werten. Für zukünftige Modellierungen wird empfohlen, zwischen Oberflächenabfluss und präferentiellem Abfluss zu differenzieren. Allerdings müssten die für BW getroffenen Annahmen hinsichtlich der Abflusskomponenten für die deutschlandweite Modellierung überprüft werden. Danach könnten die hier verwendeten Grundlagendaten und Annahmen übertragen und die Modellierung weiter verbessert werden.

Für die Abschätzung der Konzentrationen im **Grundwasser** werden die Grundwassermessstellen des Wasserrahmenrichtlinien-Messnetzes (WRRL-Messnetz) verwendet. Ziel ist es, aus diesen Messdaten regionalisierte Grundwasserkonzentrationen für Phosphor für die deutschlandweite Modellierung abzuleiten. Hierfür sollte das von Knoll et al. (2020) für die Ableitung regionalisierter Nitratkonzentrationen verwendete Random-Forest-Verfahren genutzt werden. An insgesamt 5.788 der Messstellen wurden im Zeitraum von 2009 bis 2018 Orthophosphat-Konzentrationen gemessen. Für die Regionalisierung werden verschiedene Prädiktoren verwendet, die bundesweit verfügbar sind (u.a. Landnutzung, Hydrogeologie und Hydrologie sowie Bodeneigenschaften) und in drei Szenarien getestet. Allerdings ist die Modellgüte aller drei Szenarien nicht gut genug, um die vorhergesagten Grundwasserkonzentrationen als Basis nachfolgender Nährstoffeintragsmodellierungen zu nutzen. Eine Korrelationsanalyse der $o-PO_4-P$ -Konzentrationen mit den verwendeten Prädiktoren (Landnutzung, Bodeneigenschaften, ...) bestätigt, dass das RF-Modell nicht für eine Ableitung regionalisierter Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser geeignet ist. Lediglich bei den hydrogeologischen Einheiten können deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Kategorien erkannt werden. Die Grundwasser-Messstellen wurden deshalb anhand ihrer Lage den Teilräumen zugeordnet und für jeden Teilraum ein Median-Wert bestimmt und flächengewichtet auf die Analysegebiete übertragen. Die Konzentrationen liegen zwischen $\leq 0,015$ mg/l und $> 0,09$ mg/l. Im deutschlandweiten Mittel liegen die Orthophosphat-Phosphor Konzentrationen im Grundwasser bei 0,02 mg/l. Die neuen Konzentrationen liegen deutlich unter den bisher verwendeten Konzentrationen, weshalb die berechneten Einträge stark abnehmen. Die modellierten Grundwassereinträge in die deutschen Oberflächengewässer betragen ca. 1.250 t/a für das Jahr 2016. Durch die Regionalisierung verfügbarer Messwerte aus

dem WRRL-Messnetz auf Grundlage von hydrogeologischen Randbedingungen konnten mit einem vereinfachten Extrapolationsverfahren Eingangsdaten abgeleitet werden, die zu einer deutlichen Verbesserung der bisherigen bundesweiten MoRE-Modellierung führen.

Über alle relevanten Eintragspfade betragen die modellierten P-Einträge in die deutschen Oberflächengewässer insgesamt ca. 15.400 t/a. Die größten Anteile an den **Gesamteinträgen** haben die urbanen Eintragspfade kommunale Kläranlagen und Kanalisationssysteme mit zusammen über 60 %, gefolgt von der Erosion (11 %). Durch die neuen Eingangsdaten und methodischen Ansätze werden im Vergleich zur vorangegangenen Modellierung 26 % niedrigere P-Gesamteinträge für Deutschland modelliert. Zur Plausibilisierung der Modellergebnisse werden aus den modellierten Stoffeinträgen Gewässerfrachten ermittelt und diese beobachteten Gewässerfrachten an ausgewählten Gütemessstellen aus dem betrachteten Bezugsjahr gegenübergestellt. Die Plausibilisierung anhand der Gewässerfrachten zeigt eine weitgehend gute Übereinstimmung von beobachteten und modellierten Gewässerfrachten.

Die hier eingesetzte Modellkette zur Abbildung von Bodenerosion, Sedimenteintrag und Phosphoreintrag wird auch in Baden-Württemberg (Modell METRIS-BW) genutzt (Kiemle et al. 2019), wobei die Bodenabträge aus bereits vorliegenden Ergebnissen des LGRB übernommen worden sind (RP Freiburg und LGRB 2015). In der im hier vorliegenden Projekt vorgenommenen Modellierung mit dem modifizierten MoRE-Ansatz liegen die Bodenabträge und Sedimenteinträge etwas höher, was aber u.a. durch die höhere Regenerosivität (R-Faktor von Auerswald et al. (2019)) sehr gut begründet werden kann.

Auch für das Gebiet Sachsens liegen Modellierungen von Bodenabtrag und Sedimenteintrag bis hin zum Phosphoreintrag u.a. für den Zeitschnitt 2012 (Mittelwerte der Jahre 2007 bis 2012) sowie 2015 bis 2018 vor, die im Wesentlichen nach der im vorliegenden Bericht verfolgten Methodik durchgeführt worden sind (Modell STOFFBILANZ). Dementsprechend sind seitens der Ergebnisse gute Übereinstimmungen mit dem hier genutzten modifizierten MoRE-Ansatz festzustellen.

Die bundesweit modellierten Bodenabträge von Wurbs und Steininger (2011) für Ackerflächen liegen ungefähr in der Größenordnung der in der vorliegenden Studie modellierten Werte mit dem modifizierten Modellansatz MoRE.

Die von unterschiedlichen Modelliererteams unter Nutzung diverser Modellansätze erzeugten Ergebnisse fallen im Vergleich zu den in der vorliegenden Studie erarbeiteten teilweise recht unterschiedlich aus und verdeutlichen die dringende Notwendigkeit die Ergebnisse ABAG-basierter Modellierungen sowie der sich daraus ableitenden Sedimenteinträge und partikelgebundenen P-Einträge zu validieren. Dieser Weg wurde im vorliegenden Vorhaben konsequent beschritten, indem die Frachten aus dem kontinuierlichen Feststoffmonitoring im Testgebiet Kraichbach als Grundlage der Modellergebnisüberprüfung herangezogen wurden.

Im Rahmen der hier vorgestellten Arbeiten kann gezeigt werden, dass die genutzten Instrumente zur Modellierung des langjährigen mittleren Sedimenteintrages im Vergleich mit den über kontinuierlich beprobende Feststoffsammler erfassten Feststofffrachten und unter Berücksichtigung der Grundlast plausible Ergebnisse liefern. Eine Verwendung des Ansatzes für eine bundesweite Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag erscheint unter Berücksichtigung dieser positiven Validierung gerechtfertigt.

Auch für die Eintragspfade von gelöstem Phosphor konnte im Vorhaben die bundesweite Modellierung durch die Nutzung von Monitoringdaten verbessert werden. Bei der bisherigen Modellierung wurden die Konzentrations-Werte auf grober Ebene (z.B. Bundesländer oder Bodentypen) regionalisiert. Mit den neuen Daten liegen räumlich höher aufgelöste Daten vor, die

anhand weiterer Faktoren (z.B. Landnutzung, Hydrogeologie) auf die Fläche extrapoliert werden konnten.

Die Ergebnisse und Validierung der Eintragsmodellierung mit MoRE zeigen, dass die Modellierung plausible Werte liefert. Die Eingangsdaten und Ansätze der Eintragspfade Erosion, Grundwasser und Oberflächenabfluss wurden aktualisiert und erlauben eine gute Prognosegenauigkeit. Die in diesem Projekt am Beispiel von Phosphor gewonnenen Erkenntnisse werden für zukünftige Modellierungen übernommen.

Die projektspezifischen Ergebnisse einschließlich der Eingangsdaten werden in einem webbasierten Viewer mit interaktiven Analyse-, Regionalisierungs- und Downloadtools vorgehalten. Der webbasierte Viewer ist zukünftig, allerdings ohne die Funktionalität des Datendownloads, auch öffentlich zugänglich (<https://stoffeintraege-more.de/>). Das System kann somit zur Entscheidungsunterstützung z.B. im Hinblick auf die Lokalisierung von Maßnahmen direkt genutzt werden. Zugleich soll durch die webbasierte Plattform eine möglichst große Transparenz im Hinblick auf den Ergebnisvergleich mit anderen Modellen/Ansätzen erreicht werden.

Summary

Phosphorus inputs still pollute surface waters and neither can the water body type-specific background and orientation values for phosphorus (Annex 7 of the Surface Water Ordinance (OGewV)) be met in rivers throughout Germany, nor can the target of a maximum annual phosphorus input anchored in the updated Baltic Sea Action Plan for Germany be achieved, e.g. for the Baltic Sea. In view of this problem, a differentiation of the main emission sources and pathways for phosphorus is still essential in order to plan and implement appropriate countermeasures. The modeling system MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) allows a spatially differentiated pathway-specific modeling of inputs to surface waters for various substances, including phosphorus. The considered input pathways include point sources (municipal wastewater treatment plants, industrial direct dischargers) as well as diffuse input pathways such as sewer systems, surface runoff from unsealed surfaces, erosion (sediment input into water bodies), groundwater, drainage systems and atmospheric deposition on water surfaces.

For particulate transported substances such as phosphorus, erosion by water and the associated input of solids is one of the largest sources of input. Therefore, one goal of the project is to improve the model predictions for the input pathway soil erosion by water by recalculating the soil loss and sediment input in a high spatial resolution of a 10 x 10 m grid. For the implementation, algorithms can be used that have already been tested in various research projects. The resolution is suitable for the test area as well as for Germany-wide modeling. The model data as well as results can be displayed in a web-based viewer, analyzed and downloaded by user groups. The modeling will be carried out in a first step for the test area Kraichbach and after validation nationwide.

In contrast to the various modelings of soil erosion by water, there are almost no measured data available in this area to validate the model results. Long-term studies in particular are rare. Solids are also often not recorded as part of routine sampling by the federal states. In addition, the single samples used here with a frequency of several weeks are of limited suitability to adequately represent the concentration of solids. Composite samples taken over a longer period of time are more suitable, as they allow a more realistic assessment of the load in the water body. For this reason, large-volume samplers were installed in an erosion-dominated test area (Kraichbach), which continuously sample the Kraichbach and generate long-term composite samples. River loads can be calculated from the measured concentrations in combination with continuous discharge data. For the test area Kraichbach, the measured river loads can be compared to the modeled sediment inputs and thus the modeling can be validated and thus create a basic precondition to be able to apply the model algorithms nationwide, assuming a given representativeness of the results in the Kraichbach area.

In addition to particulate input via erosion, the project will also further develop the modeling of dissolved input pathways such as groundwater and surface runoff from unpaved surfaces. For this purpose, new findings from the METRIS-BW project (Kiemle et al. 2019) are available for surface runoff. For the groundwater input pathway, a Germany-wide dataset on groundwater concentrations from the Water Framework Directive monitoring network is to be processed.

Monitoring in the Kraichbach test area

The Kraichbach is located in the north-west of Baden-Württemberg and has a flow length of about 55 km. The study area is a subcatchment in the upper reaches of the Kraichbach, in particular the catchment area of the gauging station "Ubstadt". The gauging station "Ubstadt" is located at the transition zone between the Kraichgau and the Upper Rhine Plain. The

predominant loess soils and the hilly topography contribute to the fact that the soils in the catchment area are potentially very prone to erosion.

A large-volume sampler is used on the Kraichbach to generate composite samples. The sampler consists of a 1,000 liter stainless steel tank and is connected to the level signal of the neighboring gauging station "Ubstadt". A pump is controlled in such a way that it takes a 10 liter subsample from the river after a defined discharge volume and transports it into the tank. There the subsamples are collected over two to four weeks until the tank is filled. A float switch prevents the tank from overflowing. After a settling period of three to four days, the supernatant water and solids sample are collected and analyzed. The large-volume sampler has been used to sample various runoff situations over a four-year period. This is a quasi-continuous sampling strategy because the sampling does not cover all days of a year, as smaller gaps occur between sampling periods due to settling time.

The quasi-continuous sampling strategy is based on sampling a constant volume in the river at each sampling period. Data from 47 composite samples can be used to calculate mean solids concentrations. Phosphorus contents are only available from 45 samples, so mean phosphorus concentrations can only be derived based on these samples. The mean concentrations are calculated from the dry mass of the sediment or the total P content in the settled sample and the concentration in the supernatant water.

A rating curve was plotted to calculate the annual loads in the water body. The rating curve gives the mean concentration of the sampling periods as a function of the maximum discharge during the sampling period. The concentration-discharge regression is bounded by the highest measured concentration and the highest sampled discharge. Continuous, long-term discharge data are needed to calculate annual river loads. These are freely available for the gauge "Ubstadt" and are available as hourly values for the years 2003-2020, among others. The rating curves were applied to the long-term discharge data (2003-2020) to calculate the annual solid and phosphorus loads.

In this project, the relationship of discharge and concentration data was evaluated and a threshold value for the base load was defined. According to this analysis, up to a discharge of 1.65 m³/s (1.5 MQ), it can be assumed that there are no significant influences from inputs from erosion and combined sewer overflows. The determined solids concentrations of the base load are in the range of about 25 to 51 mg/l and the phosphorus concentrations are between 0.16 to 0.22 mg/l. The solids base load averages between just under 450 (25th percentile) and 920 t/a (75th percentile) over the entire period, and the median is just under 530 t/a. The base load for phosphorus ranges from just under 3 to about 3.9 t/a and averages about 3.3 t/a. With increasing discharge, the amount of transported solids in the water body also increases, especially for discharges > 4 MQ. In the range of 4 to 6 MQ, the solids concentrations in the Kraichbach are about 210 mg/l. For discharges in the range of 6 MQ, up to 820 mg/l are reached. These high solids concentrations are due to erosion in the Kraichbach and condition high total phosphorus concentrations (0.5-1.4 mg/l). However, it must be noted that only a small number of measurements are available for the concentration values at discharges > 4 MQ.

The transported solid and phosphorus loads fluctuate depending on hydrological conditions in the individual years. In flood years such as 2003 and 2013, solids and phosphorus loads reach the highest values of over 4,500 t/a and over 12.5 t/a, respectively. In drier years such as 2017 and 2019, values are much lower at about 1,800 t/a for solids and about 6 t/a for phosphorus. The calculated mean load for solids for the period 2003 to 2020 is about 2,700 t/a. The mean phosphorus load for this period is 8.4 t/a.

On average, precipitation-induced related inputs in the Kraichbach range between 1,700 and 2,200 t/a. These consist of erosion events and inputs from combined sewer overflows. The load from combined sewer overflows is about 49 t. Thus, the calculated inputs from erosion range from 1,683 to 2,160 t/a. These can be compared to the modeled sediment inputs to validate the model results.

The use of solid samplers to sample waterbodies is well suited to capture particulate transported materials. Long-term, discharge-proportional sampling provides the opportunity to representatively capture the discharge behavior of a river.

Modeling of soil loss by water and sediment input in the Kraichbach test area

The initial point for sediment input is erosive soil loss, mainly from agriculturally used land. Erosion by water plays an important role for the input into surface waters. Based on the calculated soil loss by water, the sediment input, i.e. the erosive input into the water bodies, is estimated. The background of this is that the soil eroded from the land is never completely carried into a water body. A significant portion is deposited by retention on neighboring areas. The ratio between the erosion and the actual amount of sediment entering the water body is called the sediment delivery ratio (SDR).

For the calculation of the currently expected area-related long-term mean soil loss by water and sediment inputs, various spatial input data were used, including the digital terrain model DTM 10, the land use dataset ATKIS-DLM and soil survey maps. In a pre-processing step, all land use data were referenced to a Germany-wide grid with a side length of 10 x 10 m.

The long-term mean soil erosion by water is derived from the Universal Soil Loss Equation (USLE). The individual factors of the USLE are derived from current input data and calculation methods.

For the long-term mean **R-factor**, results determined nationwide by Auerswald et al. (2019) and Fischer et al. (2019b) for the period 2001 to 2017 on a 1-km² grid based on temporally high-resolution radar-based precipitation data can be used. The precipitation data are kept and updated by the DWD as a so-called RADKLIM data set. The R-factors derived from this data base are about 50 % higher than the values resulting from DIN 19708, which is due to the influence of climate change on the one hand, but also to the stronger consideration or lower smoothing of events on the other hand.

The **K-factor** is determined on the basis of DIN 19708, whereby simplifications are necessary due to missing data in the BUEK200 or BUEK1000. The corresponding parameters are available in the BUEK200 and BUEK1000 as well as (only for Saxony) the BK50 as profile data.

LS-factors can be computationally derived easily on the 10 m grid for each grid cell and the overlying catchment due to the power and processing speed of the hardware. Furthermore, it is possible to consider barriers in the landscape that limit the respective delivery areas during solids transport. Deviating from the ABAG model conception, the L- and S-factor are therefore calculated in a two-dimensional approach using a multiple flow algorithm according to Moore & Nieber (1989) and the GIS modules in SAGA-GIS as LS-factor per raster cell.

The **C-factors** used in the project for arable land in Germany are based on current data on crop type proportions and the extent of conservation tillage based on Destatis (2017) and information from statistical state offices. The C-factors were determined at the district level as part of the ongoing UBA project "Effects of the cultivation of renewable raw materials and the use of fermentation residues on surface and groundwater quality in Germany" (FKZ 3719 432033). C-factors for non-crop land are disaggregated for the respective uses according to Panagos et al. (2015d).

The **P-factor** is set to "1", since no usable information is available on the cross-cutting of the slope.

The long-term average **soil loss** in the catchment area of the Kraichbach is 39,853 t/a.

It can be assumed that only a small portion of the eroded soil material is entering surface waters. At the same time, the input of sediment and particulate matter is limited to those areas with a short distance to the watercourse or a high degree of connection to the surface water. This is caused, among other things, by the transport power of surface water runoff as well as deposition and accumulation of the eroded soil in the terrain.

Area connection to the watercourse system describes the hydrological connectivity of an area with the water body accessible via surface runoff on the natural flow path. Linear (roads, paved paths, railroads) and areal landscape elements (e.g. settlement areas) are classified as barriers that cut off the flow path. In a GIS- and model-based separation process, the hydrologically connected areas or the areas to be considered as non-relevant for discharge due to the defined barriers are determined.

The mean **watercourse distance** results from the flow path lengths calculated in the context of determining the hydrological connection, measured from the respective grid cell under consideration to the point where the watercourse network is reached using the DTM 10.

In the present empirical modeling approach, sediment inputs to waterbodies due to soil loss by water are abstracted and estimated using the **sediment delivery ratio** (SDR). The SDR describes the ratio between soil loss (gross erosion) from the surface and sediment input to surface waters. Thus, it is a measure of the efficiency of sediment transport from the eroding surface to the watercourse receiving it. SDR is determined according to Halbfuß and Grunewald (2008).

The **connectivity probability** is calculated from the conditional probabilities for the watercourse distance, soil erosion and surface runoff.

The total sum of the modeled long-term mean **sediment input** in the Kraichbach catchment is thus 1,638 t/a.

Verification of the forecast accuracy of the modeling in the Kraichbach area

For the long-term average base load to be expected from the large-volume sampler data in the period 2003 to 2020, a value range of approx. 450 to 920 t/a results. For the input via erosion, 1,700 to 2,200 t/a thus remain, if the event-driven combined sewer discharge (49 t/a) is also deducted.

Increasing the sediment input of 1,638 t/a modeled here by a factor of 1.1 to 1.3 to cover the contributions of channel and gully erosion and other inputs not considered (e.g., from residential areas) results in a sediment input of 1,800 to 2,100 t/a, which fits very well into the measured value range of the determined river loads (1,700 to 2,200 t/a)

Thus, it is shown that the modeling results for the Kraichbach test area are well reproducible based on sediment monitoring and thus an important basic requirement for the transfer of the model approach in the context of the nationwide modeling is fulfilled.

In a second step, the forecast accuracy of the modeling for phosphorus was checked for the current period (2017-2020). With the modeling performed here, the modelled erosion-related phosphorus inputs in the Kraichbach area amount to approx. 2.1 t/a. Urban inputs (wastewater treatment plants and sewer systems) in the catchment amount to about 5.6 t/a. In addition, there are further diffuse inputs via surface runoff, groundwater, ...), which amount to about

0.4 t/a. All inputs together (estimated erosion, urban and further diffuse inputs) result in a total load of 8.1 t/a. With the large volume sampler, a mean P load of approximately 7.3 t/a is calculated at Kraichbach river in the current period (2017-2020). For the period 2003 to 2020, an average of 8.4 t/a is measured. Since this also includes very high runoff years, the influence of channel and gully erosion should be considered here. The erosion-related phosphorus input could thus increase to 2.3 to 2.7 t/a. With the new modeling of the sediment input performed here, the modeled total inputs are significantly closer to the measured phosphorus loads than in the METRIS-BW project (Baden-Wuerttemberg).

Modeling of soil loss by water and sediment input for Germany

The sum of the modeled average soil loss in Germany, related to the land uses for which soil loss was calculated, is 25.3 mill. tons per year. Accordingly, about 21.8 mill. tons of soil are eroded from arable land, followed by just under 1.4 mill. tons from vineyards. The other land use types have only small to marginal contributions to soil loss.

The sum of the modeled sediment inputs in Germany, related to the land uses for which soil loss or sediment input was calculated, is 1.6 mill. tons per year. About 1.4 mill. tons of sediment from arable land are discharged into water bodies, followed by almost 62,000 tons from vineyards. The other land use types also have small shares in the sediment input.

Modeling phosphorus emissions with MoRE for Germany

The modeling tool MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) is used to model regionalized and pathway-specific substance emissions to surface waters. The smallest reference units are the so-called analytical units. In this project, the focus lies on the further development of the methodological approaches and model input data for predominantly particle-bound transported substances on the example of the nutrient phosphorus.

The main emission pathway of particulate transported phosphorus is erosion, dissolved phosphorus is entered via surface runoff from unpaved areas and groundwater. Therefore, the focus is not only on erosion, but also on the emission pathways surface runoff from unpaved surfaces and groundwater. In particular, for surface runoff from unpaved surfaces and groundwater inflow, it was necessary to examine whether new model input data were available to consider the input pathway of phosphorus with an effectiveness relationship.

Within the framework of this further development, the data set National Land Cover Model Germany (LBM-DE) as well as the Digital Terrain Model DGM 10 are now used for Germany. Currently, a simplified approach is used in MoRE to derive the water balance and to separate the individual runoff components. In the calculation of surface runoff over unpaved surfaces, corrections for alpine areas are applied in this project.

The newly derived Germany-wide sediment inputs on a grid basis are used for modeling in MoRE to calculate the erosive inputs over the land uses of arable land, grassland, viticulture, orchards and natural areas. For the alpine mountain and glacier areas, the sediment inputs derived for the Inn catchment according to Fuchs et al. (2019b) were used.

For the calculation of the substance inputs by **erosion** into the water bodies, further information is required, such as the topsoil contents of the transported substance. For the land uses arable land and grassland, a raster data set (Wendland et al. 2022) was used for Germany, from which mean phosphorus topsoil contents per analytical unit were derived. For two German states (Baden-Württemberg and Thuringia), higher resolution data could be used. The mean phosphorus topsoil content of agricultural land for Germany is approximately 685 mg/kg. For the land uses viticulture and fruit growing, median values from the METRIS-BW project were

used. For glacier areas (alpine open areas), a median value from the Inn catchment was used. For the land use forest, a data set from the Soil Condition Survey (BZE II) was available.

In addition, it must be considered that the preferential transport of fine particles on their way to the water body increases the particle-affinity substance contents compared to the eroded topsoil. This enrichment is expressed by the so-called enrichment ratio (ENR). For this project, the approach from METRIS-BW was tested, which considers the fine fraction in the topsoil.

Silt and clay are assumed to be "fine fractions". When the removed soil material is transported towards the water body, the coarse-grained fractions are preferentially left behind, while the fine-grained fractions reach the water body. Silt and clay particles are transported equally well, i.e., the ratio of the two grain sizes in the sediment is equal to the ratio in the removed soil. All the phosphorus in the soil is bound to the fine grain fractions (silt and clay particles). The P-content in the sand is neglected.

The clay and silt contents of different agricultural uses (arable land, grassland, orchards and viticulture) can be derived from BUEK200 for Germany. The enrichment ratios for phosphorus based on the METRIS-BW approach are significantly lower than the enrichment ratios previously used in the model. The mean ENR in Germany for arable land is about 3.1 (Median of 2.1), the maximum ENR is 13.3 and occurs mainly in the north of Germany in sandy soils. Since in these areas the sediment input to the water body is very low, this has no significant impact on the modeling. For clay and silt dominated soils, the new approach provides plausible values and reflects the transport of phosphorus via the fine soil fraction.

Since the enrichment depends not only on the fine content (Clay + Silt) in the topsoil, but also on the intensity of soil loss, an approach for calculating enrichment by Auerswald (1989), which is widely used in Germany, is tested in the second step. The mean enrichment ratio in Germany for phosphorus according to the approach of Auerswald (1989) is 2.5 on arable land and thus hardly differs from the fine fraction approach. The spatial distribution is also similar.

Ideally, a model for deriving the enrichment factors should contain both influencing variables. However, the empirical basis for this is lacking in the area. The results of comparative calculations based on the Auerswald and METRIS-BW approaches show that both approaches result in similar mean enrichments for Germany. Both approaches also provide plausible enrichment ratios for the loess-dominated test area Kraichbach, which can be substantiated by measured data. For further modeling, as long as a combined approach for application in Germany as a whole is not available, the fine fraction approach is used, since it considers the soil properties of agricultural land as an influencing variable that is not subject to short-term changes. Like soil loss and sediment input, the enrichment ratio is intended to reflect long-term average conditions.

Across all land uses, approximately 1,640 tons of phosphorus are entered into surface waters via erosion nationwide. The main input of about 1,350 tons is from arable land. Overall, the phosphorus inputs via erosion modeled using the new data and approaches are about 43% lower than previously modeled using MoRE. The main reason for this deviation is the new high-resolution and land-use-differentiated modeling of soil losses and sediment inputs. In addition, there are changes that are likely due to the switch to the new LBM-DE land use dataset. The new topsoil contents also contribute to the changed inputs.

New findings on dissolved substance transport and thus on inputs from **surface runoff** from unpaved areas were obtained in the METRIS-BW project by irrigation experiments. In this approach, phosphorus concentrations in surface runoff and preferential runoff were derived from available plant-available phosphate contents for cropland, grassland, vineyards and fruit

growing areas in Baden-Wuerttemberg. In the nationwide MoRE modeling, the separation of the two runoff components is currently not yet possible. Furthermore, no uniform and harmonized data on P topsoil contents (e.g. P-CAL) are available nationwide. Data are often only available at the federal state level. Therefore, the European LUCAS data set (Land Use and Cover Area frame statistical Survey) of the European Soil Data Centre (ESDAC) was used. In a first step, sampling points were intersected with MoRE analytical areas to calculate mean topsoil contents per analytical area and land use. For the land use classes fruit growing and vineyards not enough measured values were available, therefore the calculated mean value for Germany was used for these two classes. In order to apply the calculation approach from METRIS-BW to the LUCAS data, the available P-Olsen values have to be converted to P-CAL values in a first step. Then, the concentration in surface runoff can be calculated from the P₂O₅ topsoil content, and the concentration in preferential runoff is derived as a function of the concentration in surface runoff. For non-agricultural areas (forest, open areas, glaciers), the concentration constants already stored in the model are still used (Fuchs et al. 2010).

The concentrations in surface runoff are about 30 % higher than the concentrations in preferential runoff. Since in MoRE the surface runoff is composed of both the fast component ("real" surface runoff) and the slower component ("preferential runoff"), but cannot be differentiated, only one approach for concentration calculation can be implemented in MoRE. For nationwide modeling, the concentration in "preferential runoff" is used and related to the amount of water in surface runoff. The land uses vineyard and fruit growing each have the highest P concentration at 0.24 mg/l. Compared to the previous modeling, the concentrations are higher except for the cropland. P inputs over vegetation-covered areas are about 3 % lower compared to previous modeling and results using concentration in preferential runoff.

The approach from METRIS-BW to determine concentrations in preferential runoff also provides plausible values for Germany and neighboring areas. This is a significant improvement over the previously used federal and state-specific values. For future modeling, it is recommended to differentiate between surface runoff and preferential runoff. However, the assumptions made for BW regarding runoff components would need to be reviewed for Germany-wide modeling. Afterwards, the basic data and assumptions used here could be transferred and the modeling further improved.

For the estimation of concentrations in **groundwater**, the groundwater monitoring sites of the Water Framework Directive monitoring network (WFD monitoring network) are used. The aim is to derive regionalized groundwater concentrations for phosphorus for Germany-wide modeling from these measurement data. For this purpose, the random forest method used by Knoll et al. (2020) for deriving regionalized nitrate concentrations should be used.

Orthophosphate concentrations were measured at a total of 5,788 of the monitoring sites from 2009 to 2018. Various predictors available nationwide (including land use, hydrogeology and hydrology, and soil properties) are used for regionalization and tested in three scenarios. However, the model performance of all three scenarios is not good enough to use the predicted groundwater concentrations as the basis of subsequent nutrient input modeling. A correlation analysis of o-PO₄-P concentrations with the predictors used (land use, soil properties, ...) confirms that the RF model is not suitable for deriving regionalized orthophosphate-phosphorus concentrations in groundwater. Only for the hydrogeological units, significant differences between the individual categories can be identified. Therefore, the groundwater monitoring stations were assigned to hydrogeological subareas based on their location, and a median value was determined for each hydrogeological subarea and transferred to the analysis areas on an area-weighted basis. The concentrations range between <= 0.015 mg/l and > 0.09 mg/l. The Germany-wide mean orthophosphate-phosphorus concentrations in groundwater are 0.02 mg/l.

The new concentrations are significantly lower than the previously used concentrations, which is why the calculated inputs decrease significantly. The modeled groundwater inputs to German surface waters amount to 1,250 t/a for the year 2016. By regionalizing available measured values from the WFD monitoring network based on hydrogeological boundary conditions, it was possible to derive input data using a simplified extrapolation procedure, which lead to a significant improvement of the previous nationwide MoRE modeling.

Across all relevant input pathways, the modeled P inputs to German surface waters amount to a total of approx. 15,400 t/a. The largest shares of the total inputs are accounted for by the urban input pathways of municipal wastewater treatment plants and sewage systems, together accounting for more than 60 %, followed by erosion (11 %). Due to the new input data and methodological approaches, 26 % lower total P inputs are modeled for Germany in comparison to the previous modeling. To check the plausibility of the model results, river loads are determined from the modeled substance inputs and these are compared with observed river loads at selected water quality measuring points from the reference year under consideration. The plausibility check based on the river loads shows a largely good agreement between observed and modeled river loads.

The model chain used here to represent soil loss, sediment input, and P input is also used in Baden-Wuerttemberg (Model METRIS-BW, Kiemle et al. 2019), where the soil losses were taken from existing results of the LGRB (RP Freiburg and LGRB 2015). In the modeling carried out in the present project with the modified MoRE approach, the soil losses and sediment inputs are somewhat higher, but this can be very well justified, among other things, by the higher rain erosivity (R factor of Auerswald et al. (2019)).

For the area of Saxony, too, modeling of soil erosion and sediment input up to phosphorus input is available, among others, for the time slice 2012 (mean values of the years 2007 to 2012) as well as 2015 to 2018, which were essentially carried out according to the methodology followed in the present report (model STOFFBILANZ). Accordingly, there is good agreement on the part of the results with the modified MoRE approach used here.

The nationwide modeled soil losses of Wurbs and Steininger (2011) for arable land are approximately in the order of magnitude of the values modeled in the present study using the modified MoRE model approach.

The results produced by different modeling teams using various model approaches are partly quite different compared to those produced in the present study and illustrate the urgent need to validate the results of USLE-based modeling as well as the sediment inputs and particle-bound P inputs derived from them. This path was consistently followed in the present project by using the river loads from continuous large-volume sampler in the Kraichbach test area as the basis for checking the model results.

Also, for the input pathways of dissolved phosphorus, the nationwide modeling could be improved in the project by using monitoring data. In the previous modeling, the concentration values were regionalized at a coarse level (e.g., federal states or soil types). With the new data, higher spatial resolution data are available, which could be extrapolated to the area based on further factors (e.g. land use, hydrogeology).

The results and validation of the emission modeling with MoRE show that the modeling provides plausible values. The input data and approaches of the input pathways erosion, groundwater and surface runoff were updated and allow a good prediction accuracy. The knowledge gained in this project using phosphorus as an example will be adopted for future modeling.

The project-specific results including the input data will be available in a web-based viewer with interactive analysis, regionalization and download tools. The web-based viewer will also be publicly accessible in the future, but without the data download functionality (<https://stoffeintraege-more.de/>). The system can thus be used directly for decision support, e.g. with regard to the localization of measures. At the same time, the web-based platform is intended to achieve the greatest possible transparency with regard to the comparison of results with other models/approaches.

1 Einführung und Zielstellung

Trotz erheblicher Anstrengungen zur Minderung der Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer, ist in Flüssen und Seen die Belastung mit Phosphor (P) noch deutlich zu hoch. Die gewässertypspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerte¹ sowohl für Gesamtposphor (P_{ges}) als auch für Orthophosphat (o-PO₄) sind in Anlage 7 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) gesetzlich verankert. Diese Zielwerte werden bisher nicht im gesamten Bundesgebiet eingehalten, auch wenn der Anteil der Messstellen mit sehr hoher bis erhöhter Belastung seit Anfang der 1990er Jahre erheblich abgenommen hat (OGewV 2016; BMEL und BMU 2020).

Auch für die Meere sind mit Blick auf die Eutrophierung die Nährstoffeinträge noch zu hoch. So hat Deutschland das im aktualisierten Ostseeaktionsplan (HELCOM 2021) verankerte Ziel eines maximalen Phosphoreintrags von 510 Tonnen Gesamtposphor jährlich bisher nicht erreicht und die Einträge stagnieren auf hohem Niveau.

Für das Grundwasser gilt mit der letzten Novellierung der Grundwasserverordnung (GwV 2017) ebenfalls ein Schwellenwert² für Orthophosphat (0,5 mg/l) zur Bewertung des chemischen Zustands von Grundwasserkörpern (GWK). Die Datenerhebung für den dritten Bewirtschaftungsplan zeigt aber, dass der Schwellenwert nur in rund 3 % der Grundwasserkörper nicht eingehalten wird (UBA 2022).

Es wird deutlich, dass insbesondere der Phosphor-Eintrag in die Oberflächengewässer weiter zu reduzieren ist.

Grundsätzliche Voraussetzung für eine weitere Reduzierung stofflicher Einträge ist eine verlässliche Beschreibung und Abbildung der wichtigsten Quellen und Eintragspfade sowie ihrer Bedeutung (Priorität) bezogen auf das gesamte Eintragsgeschehen. Diese Notwendigkeit pfad- bzw. quellenspezifisch die Stoffeinträge in die Oberflächengewässer zu erfassen und darauf aufbauend Minderungsstrategien zu identifizieren, hat zur Entwicklung diverser Modellsysteme geführt. Grundsätzlich kann festgestellt werden, dass mit größer werdendem Maßstab in der Betrachtung auch der Anspruch an die für die Modellierung verwendeten Eingangsdaten (zeitliche und räumliche Auflösung) steigt. Für kleinmaßstäbige z. B. deutschlandweite Betrachtungen mit Blick auf Datenbedarf versus Datenverfügbarkeit kommen daher überwiegend empirische bzw. stochastische und weniger oder nur in Teilen prozessbezogene Ansätze zum Einsatz. Für die Anwendung auf der Meso- und Makroskala seien hier einige Beispiele genannt: SWAT (Soil and Water Assessment Tool), MONERIS (MOdelling of Nutrient Emissions in RVer Systems), AGNPS (AGricultural Non-Point Source Pollution Model), MoRE (MOdelling of Regionalized Emissions), STOFFBILANZ, FID-Geo und AGRUM (Abdelwahab et al. 2013; Arnold et al. 2012; Behrendt et al. 1999; Bigner und Theurer 2016; Binger und Theurer 2016; Fuchs et al. 2017a; Gebel et al. 2014; Gebel et al. 2017; Schmidt 1996; Schmidt et al. 2022; Ta et al. 2020; Tetzlaff und Wendland 2012; Venohr et al. 2011).

¹ Orientierungswerte der OGewV sind keine Grenzwerte oder Sanierungsziele. „Unter einem Orientierungswert wird der Wert für einen physikalisch-chemischen Parameter verstanden, bei dessen Verletzung dieser Parameter eine Größenordnung annimmt, die in aller Regel keinen guten ökologischen Zustand des Gewässers mehr erlaubt, auch wenn der Orientierungswert keines anderen Parameters verletzt wird.“ (LAWA-AO 2021, Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Seite 6; https://www.lawa.de/documents/lawa_rakon_teil-b_ii_hw_u_ow_acp_210806_final-1_1640173828.pdf)

² Schwellenwerte der Grundwasserverordnung beschreiben „... die Konzentration eines Schadstoffes, einer Schadstoffgruppe oder der Wert eines Verschmutzungsindikators im Grundwasser, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt festgelegt werden...“ (§1, Absatz 1 GwV)

Obwohl Phosphor pfadspezifisch in seinen verschiedenen Fraktionen in die Oberflächengewässer eingetragen wird, weisen insbesondere empirische Stoffeintragsmodelle auf der Meso- und Makroskala in der Regel nur Gesamtphosphor, als Summe der organischen und anorganischen Phosphorverbindungen, aus. Dies ist einerseits der ursprünglichen Zielstellung bei der Entwicklung der Modellansätze und andererseits der Tatsache geschuldet, dass sowohl im terrestrischen als auch im aquatischen System eine Reihe von Fixierungs- und Freisetzungsprozessen stattfinden, die von temporärer oder auch dauerhafter Natur sind, die durch empirische Modellansätze nicht abgebildet werden können. Hieraus resultieren Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Plausibilisierung der stofflichen Eingangsdaten und der zunehmend an Bedeutung gewinnenden Fragestellung hinsichtlich der Beurteilung der ökologischen Relevanz der Einträge. Insbesondere bezogen auf das Eutrophierungsrisiko eines Gewässers ist die Pflanzenverfügbarkeit der Phosphorverbindungen entscheidend. Auch im Stoffeintragsmodell MoRE, das in diesem Vorhaben verwendet wird, ist eine Differenzierung der verschiedenen Phosphorfraktionen aus den genannten Gründen nicht möglich. Es kann lediglich die Aussage getroffen werden, ob Phosphor hauptsächlich in gelöster oder partikulärer Form über den jeweiligen Eintragspfad eingetragen wird.

Eine Validierung der Ergebnisse von Stoffeintragsmodellen erfolgt in der Regel über den Vergleich der modellierten Einträge aus der Fläche mit der an den Einzugsgebietsauslässen im Gewässer beobachteten Stofffrachten. Dies erfolgt über Abfluss- und Konzentrationsmessungen, die für den Fließquerschnitt als repräsentativ angenommen werden (Hilden 2003). Die Basis hierfür sind meist stichprobenhafte Konzentrationsmessungen in Verbindung mit Durchflusswerten an größeren Pegeln im Rahmen von Routinebeprobungen. Ereignisbezogene Beprobungen erfolgen bisher in den Routineprogrammen zumindest nicht systematisch. Im Ergebnis unterscheiden sich insbesondere bei partikelgebunden transportierten Stoffen die auf Grundlage von in Routineprogrammen berechneten Frachten teilweise erheblich von denen auf Basis einer kontinuierlichen Probenahme, die aber sehr aufwändig und teuer sind und somit kaum zur Verfügung stehen (Hilden 2003; Horowitz 2013; Schreiber und Krauss-Kalweit 1999).

Modellergebnisse für Deutschland zeigen, dass, bezogen auf Gesamtphosphor, nach wie vor bedeutende Massenflüsse sowohl aus urbanen Gebieten (Siedlungsräumen) als auch von landwirtschaftlich genutzten Flächen realisiert werden. Schnittstellen zu den Gewässern in den Siedlungsräumen sind Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen. Von landwirtschaftlich genutzten Flächen ist der Bodenab- und Sedimenteintrag durch Wasser und der damit verbundene partikelgebundene Phosphoreintrag ein wesentlicher Prozess (Fuchs et al. 2017b; Fuchs et al. 2018; Gebel et al. 2021; Allion et al. 2021). Daneben erfolgt ein Eintrag gelöster P-Fraktionen über den Grundwasserzustrom zu den Oberflächengewässern.

Das übergeordnete Ziel dieses vom Umweltbundesamt finanzierten Vorhabens ist es, den für die deutschlandweite Stoffeintragsmodellierung mit dem Modellansatz MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) erreichten Entwicklungsstand, und damit die Aussagefähigkeit der Ergebnisse, zu verbessern. Vorangegangene Diskussionen haben gezeigt, dass in der bisherigen bundesweiten Betrachtung insbesondere die partikelgebundenen erosiven Phosphoreinträge in die Gewässer möglicherweise überschätzt werden – zumindest in bestimmten Regionen. Dahingehend besteht Prüf- und Anpassungsbedarf für den verwendeten Modellansatz und die verwendeten Modelleingangsdaten. Der Fokus im Vorhaben liegt daher auf der Weiterentwicklung und Verbesserung der methodischen Ansätze zur Bilanzierung der Phosphoreinträge über den Eintragspfad Erosion, der den Bodenabtrag und daraus resultierenden Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer umfasst. Es werden sowohl neue, räumlich höher aufgelöste, Modelleingangsdaten, als auch neue methodische Ansätze

verwendet. Die modellseitige Abbildung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag erfolgt mit Blick auf die Bundesebene in der höchstmöglichen räumlichen Auflösung. Ein wichtiger Baustein hierfür und damit Fokus im Projekt ist die Weiterentwicklung der Ansätze zur vor Ort-Erfassung von Sedimenttransporten im Gewässer für die Prüfung und Validierung der Modellergebnisse.

Die Arbeiten erfolgen zunächst in einem Test- und Validierungsgebiet „Kraichbach“ in Baden-Württemberg, wo entsprechende Feststoffsammler am Einzugsgebietsauslass installiert sind. Im Rahmen der Fragestellung ist die vorgesehene kontinuierliche Entnahme und Analyse von Mischproben für die Feststoffphase ein richtungsweisender Weg. Die Probenahme aus dem erosionsgeprägten Einzugsgebiet Kraichbach erfolgt mit Hilfe von großvolumigen Sammlern über einen mehrjährigen Zeitraum. Nur so ist eine solidere Grundlage zum Verständnis der für die Verlagerung von Feststoffen relevanten Prozesse zu generieren und diese für die Validierung von Simulationsmodellen zu nutzen. Die Ergebnisse liefern die Grundlage zur Plausibilisierung der modellierten Sediment- und Phosphoreinträge und schaffen eine Grundvoraussetzung um die Modellalgorithmen, bei Annahme einer gegebenen Repräsentativität der Ergebnisse im Kraichbachgebiet, bundesweit anwenden zu können. Mit Blick auf die bundesweite Übertragbarkeit validierter Modellansätze werden sowohl deutschlandweit harmonisiert vorliegende Datengrundlagen als auch deutschlandweit einsetzbare empirische bzw. stochastische Verfahren genutzt (Fuchs et al. 2017a, b; Kiemle et al. 2019; Gebel et al. 2016, 2017; Allion et al. 2021).

Auch für andere Eintragspfade werden in MoRE bisher großräumig konstante Werte oder statistische, grob aufgelöste Daten genutzt (Fuchs et al. 2017b). Das betrifft die Eintragspfade Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen und Grundwasser, über die vorwiegend die gelösten P-Fraktionen transportiert werden. Für den Eintragspfad Oberflächenabfluss wird bisher die Phosphor-Akkumulation auf landwirtschaftlichen Nutzflächen nur auf Bundesland-Ebene für die Konzentrationsberechnung sowie vereinfachte Faktoren verwendet, die die Sättigung und Wasserlöslichkeit von Phosphor beschreiben. Die P-Grundwasserkonzentrationen wurden anhand eines empirischen Ansatzes berechnet.

Daher erfolgt parallel eine erneute Recherche zu Phosphorkonzentrationen für diese Pfade um die bestehenden Unsicherheiten in der Modellierung weiter zu minimieren.

Aus den beschriebenen Zielen ergeben sich die folgenden Arbeitsaufgaben:

1. Monitoring von Feststoff- und Phosphor-Konzentrationen zur Plausibilisierung von Modellergebnissen im Testgebiet Kraichbach

Mit Hilfe von großvolumigen Sammlern werden Mischproben im erosionsgeprägten Kraichbach-Einzugsgebiet (Testgebiet) entnommen und analysiert. Anhand der gemessenen Konzentrationen und verfügbaren Abflussdaten werden Feststoff- und Phosphorfrachten berechnet, auf deren Basis die Plausibilisierung der modellierten Sediment- und Phosphoreinträge erfolgt.

2. Neuberechnung des Bodenabtrags und des Sedimenteintrags zur Modellierung der P-Einträge über Erosion
 - a. im Testgebiet Kraichbach
 - b. bundesweit

Basierend auf den neuesten verfügbaren Daten und Ansätzen werden der langjährige mittlere Bodenabtrag und der Sedimenteintrag für das Gebiet des Kraichbachs berechnet. Die räumliche Auflösung der Berechnung soll deutlich verbessert erfolgen in einer räumlichen Auflösung die sowohl für ein kleines Einzugsgebiet, wie das Testgebiet Kraichbach, als auch für die bundesweite Modellierung geeignet ist.

Nach der Plausibilisierung der methodischen Ansätze im Testgebiet werden diese auf das Bundesgebiet übertragen.

3. Integration der neu berechneten Sedimenteinträge in das Modell MoRE
4. Aktualisierung der P-Oberbodengehalte
5. Methodische Weiterentwicklung der Ableitung der Anreicherungsverhältnisse (ER)
6. Berechnung der P-Einträge in Gewässer über den Eintragspfad Erosion (Pges)
7. Aktualisierung der P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und Grundwasser (gelöst)
8. Neuberechnung der P-Einträge über alle relevanten Eintragspfade zur Ausweisung der regionalisierten Gesamteinträge in Oberflächengewässer.

Die Veröffentlichung der Modelleingangsdaten und -ergebnisse soll aufbauend auf einer vorliegenden Softwarearchitektur in einem webbasierten Viewer erfolgen. Dies erscheint im Sinne der Transparenz der Modellergebnisse dringend erforderlich, auch um den Vergleich mit anderen Modellen bzw. Modellergebnissen auf der Bundes- bzw. Landesebene leicht herstellen zu können. Die Ergebnisse können auf dieser Plattform analytisch ausgewertet werden und stehen für andere Nutzergruppen zum Download zur Verfügung.

2 Hintergrund und Einordnung

Ausgangspunkt für den Sedimenteintrag ist der erosive Bodenabtrag, hauptsächlich von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Für das Eintragungsgeschehen in die Oberflächengewässer spielt die Erosion durch Wasser eine wichtige Rolle. Ausgehend von den berechneten Bodenabträgen durch Wasser wird der Sedimenteintrag, d.h. der erosive Eintrag in die Gewässer, abgeschätzt. Hintergrund ist, dass der von den Flächen erodierte Boden nie vollständig in ein Gewässer eingetragen wird. Ein bedeutender Teil wird durch Retention auf angrenzenden Flächen abgelagert. Das Verhältnis zwischen dem Abtrag und der tatsächlich ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge wird als das Sedimenteintragsverhältnis (eng: Sediment Delivery Ratio, SDR) bezeichnet. Der Eintrag von Bodenmaterial in das Gewässer kann zu Problemen führen, da Nähr- und Schadstoffe an dem Bodenmaterial anhaften und ebenfalls in das Gewässer eingetragen werden. Vor allem für partikulär transportierte Stoffe wie Phosphor (P) oder Schwermetalle ist die Erosion ein wichtiger Eintragungspfad in die Oberflächengewässer (Fuchs et al. 2017; Fuchs et al. 2018). Mithilfe von räumlich und landnutzungsdifferenzierten Stoffgehalten im Oberboden können in Kombination mit dem Sedimenteintrag die erosionsbedingten Stoffeinträge in die Gewässer berechnet werden. Die Erosion ist ein räumlich und zeitlich hochdynamisches Phänomen, was sowohl die messtechnische Erfassung als auch die Modellierung erheblich erschwert.

Für die Betrachtung in kleinen Gebieten ist für die Berechnung des Bodenabtrags die Anwendung prozessorientierter Modelle möglich. Für die Quantifizierung der Bodenabträge auf Flussgebietsebene oder auch die bundesweite Betrachtung sind dagegen nicht zuletzt mit Blick auf die Verfügbarkeit von Modelleingangsdaten eher empirische Ansätze anwendbar. Hier findet i. d. R. der empirische Ansatz der Universal Soil Loss Equation (USLE; Wischmeier und Smith 1978) Anwendung. Durch Anpassungen an die Bedingungen in Europa wurde von Schwertmann et al. (1990) die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) entwickelt, mit welcher zunächst der langjährige mittlere Bodenabtrag durch Wasser als Grundlage für die Berechnung des Sedimenteintrags in Gewässer berechnet werden kann.

Für Deutschland liegen u.a. Modellierungen zur Bodenerosion durch Wasser auf Basis der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) von Wurbs und Steininger (2011) sowie zur potenziellen Erosion von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (BGR 2014) vor. Einzelne Faktoren der ABAG wurden von Plambeck (2020), Auerswald et al. (2019) sowie Auerswald et al. (2021) in jüngster Zeit angepasst und ebenfalls bundesweit gerechnet.

Eine bundesweite Stoffeintragsmodellierung, bei der auch der partikelgebundene Eintragungspfad über die Bodenerosion durch Wasser nach ABAG und der Sedimenteintrag betrachtet werden, erfolgte im Rahmen des Projektes AGRUM-DE (Schmidt et al. 2022). Für unterschiedliche Bundesländer in Deutschland liegen zudem Modellierungen von Bodenabtrag und Sedimenteintrag in unterschiedlich hohen Auflösungen vor (z.B. Tetzlaff et al. 2012; Ta et al. 2020; Gebel et al. 2016, 2022; Kiemle et al. 2019). Die Ansätze unterscheiden sich methodisch vor allem in ihrer Vorgehensweise zur Ausweisung von Sedimentlieferflächen, also solchen Flächen auf denen ein modellierter Bodenabtrag vollständig oder anteilig zu einem Sedimenteintrag in das Oberflächengewässer beiträgt.

Europaweit liegen Modellergebnisse zum Bodenabtrag durch Wasser auf Grundlage der USLE von Panagos et al. (2015c) und zum Sedimenteintrag von Borrelli et al. (2018) vor, die mit den neusten für diese Skalenebene verfügbaren Daten erarbeitet wurden. Panagos et al. (2015c) betonen die Möglichkeit, dass auf der Grundlage dieser Daten Minderungsmaßnahmen und Szenarien abgeleitet werden können.

Langzeitstudien zum Monitoring von Bodenerosion (on-site) gibt es beispielsweise für die Schweiz, ansonsten sind aktuelle Studien unter Beachtung der derzeit üblichen fachlichen Bewirtschaftungspraxis selten (Prasuhn 2020). Poesen (2018) weist zudem darauf hin, dass die Erfassung von Bodenabträgen meist sehr kleinskalig erfolgt, da hierfür ereignisbezogene Feldbegehungen bzw. Kartierungen oder zeitlich und räumlich hochaufgelöste Luftbildauswertungen nötig sind. Auch die Erfassung von Sedimentfrachten ist so gut wie nicht möglich und wird deshalb zur Validierung von Stoffeintragsmodellen im Hinblick auf deren Ergebnisse der Sedimenteintragsberechnung nicht genutzt.

Insofern besteht hier eine systematische Lücke, indem ein in der Fläche modellierter Bodenabtrag z.B. über eine am Einzugsgebietsauslass berechnete Phosphorfracht validiert wird. Die dazwischen liegende stoffliche, zeitliche und räumliche Dynamik bleibt dabei außen vor, genauso wie Überlagerungen durch weitere P-Quellen und -Pfade sowie Umsatzprozesse während der Transportphase bis hin zum Gewässer sowie im Gewässer selbst. Die sich dabei ergebenden Unsicherheiten sind enorm hoch, weswegen Validierungen in großen Einzugsgebieten über längere Betrachtungszeiträume aufgrund der systematischen Glättung von Über- bzw. Unterschätzungen meist bessere Ergebnisse (z.B. bei der Nash-Sutcliffe-Effizienz) erzielen als in kleinen Einzugsgebieten oder bei hoher zeitlicher Auflösung.

3 Monitoring und Modellierung im Testgebiet Kraichbach

Im vorliegenden Vorhaben soll ebenfalls der Ansatz der ABAG für die Berechnung des Bodenabtrags durch Wasser verwendet werden. Zur Bilanzierung des Sedimenteintrages wird für die hydrologisch angebundenen Flächen das Konzept der Anbindungswahrscheinlichkeit unter Einbeziehung der mittleren Gewässerdistanz, des Bodenabtrages sowie des Oberflächenabflusses genutzt (Halbfaß 2005; Halbfaß und Grunewald 2006, 2008).

Sowohl Bodenabtrag als auch Sedimenteintrag sollen in möglichst hoher räumlicher Auflösung auf einem 10 x 10 m Raster abgeleitet werden. Diese Auflösung ist sowohl für die Arbeiten im Kraichbachgebiet geeignet als auch nach derzeitigem Kenntnisstand für die bundesweite Modellierung sowohl im Hinblick auf die rechentechnische Realisierung als auch die Visualisierung in einer Webanwendung. Für die Modellierung werden Algorithmen genutzt, die im Rahmen diverser Forschungsvorhaben und in unterschiedlichen Regionen (Deutschland, China, Südafrika) bereits erprobt und umgesetzt wurden (Gebel et al. 2014; Gebel et al. 2016; Gebel et al. 2017; Kiemle et al. 2019).

Die für das vorliegende Vorhaben vorgesehene kontinuierliche Entnahme und Analyse von Mischproben für die Feststoffphase mit Hilfe von großvolumigen Sammlern aus dem erosionsgeprägten Einzugsgebiet Kraichbach über einen mehrjährigen Zeitraum ist ein richtungsweisender Weg, um eine solidere Grundlage zum Verständnis der für die Verlagerung von Feststoffen relevanten Prozesse zu generieren und diese für die Validierung von Simulationsmodellen zu nutzen. Mit dem im Testgebiet Kraichbach erhobenen Daten können die modellierten langjährigen mittleren Sedimenteinträge aus der Bodenerosion durch Wasser und die modellierten Phosphoreinträge anhand von Monitoringergebnissen (gemessenen Feststofffrachten im Gewässer) exemplarisch geprüft werden. Zudem erlauben die Monitoringergebnisse eine Differenzierung von partikelgebundenem und gelöstem Eintrag, was eine quellenbezogene Auswertung (Landwirtschaft, urbane Systeme) erleichtert und die Qualität der Validierung verbessert. Die so verifizierten Modellansätze und -parameter können anschließend genutzt werden, um die Sedimenteinträge in Deutschland abzubilden, bei Annahme einer gegebenen Repräsentativität der Ergebnisse im Kraichbachgebiet. Um skalenbedingte Verzerrungen zu vermeiden, soll die Modellierung sowohl im Kraichbachgebiet als auch bundesweit auf einem 10 m Raster und mit gleichen Datengrundlagen erfolgen.

Das Monitoring-Konzept mit Feststoffsammlern wurde in Fuchs et al. (2014) und Kemper et al. (2015) beschrieben und kam schon in mehreren Studien zur Untersuchung von Mischwasserüberläufen zum Einsatz (Nickel und Fuchs 2019; Nickel und Fuchs 2021; Toshovski et al. 2020). Die unterschiedlichen Möglichkeiten der Probenahme mit Feststoffsammlern werden ausführlich in Nickel und Fuchs (2021) beschrieben. Feststoffsammler werden zur Beobachtung der Wasserqualität und zur Plausibilisierung von Modellergebnissen zu Stoffeinträgen in Oberflächengewässern eingesetzt (Fuchs et al. 2012; Fuchs et al. 2018; Fuchs et al. 2019b).

3.1 Beschreibung Einzugsgebiet Kraichbach

Der Kraichbach liegt im Nord-Westen von Baden-Württemberg und hat eine Fließlänge von ca. 55 km. Der Kraichbach entspringt im Kraichgau, einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet mit fruchtbaren Löss-Böden und einer relativ dichten Besiedlung. Er durchfließt die Oberrheinebene und mündet bei Ketsch in den Rhein. Bei dem Untersuchungsgebiet handelt es sich um ein Teileinzugsgebiet im Oberlauf des Kraichbachs, speziell das Einzugsgebiet der Pegelmessstelle „Ubstadt“. Die Pegelmessstelle „Ubstadt“ befindet sich an der Übergangszone

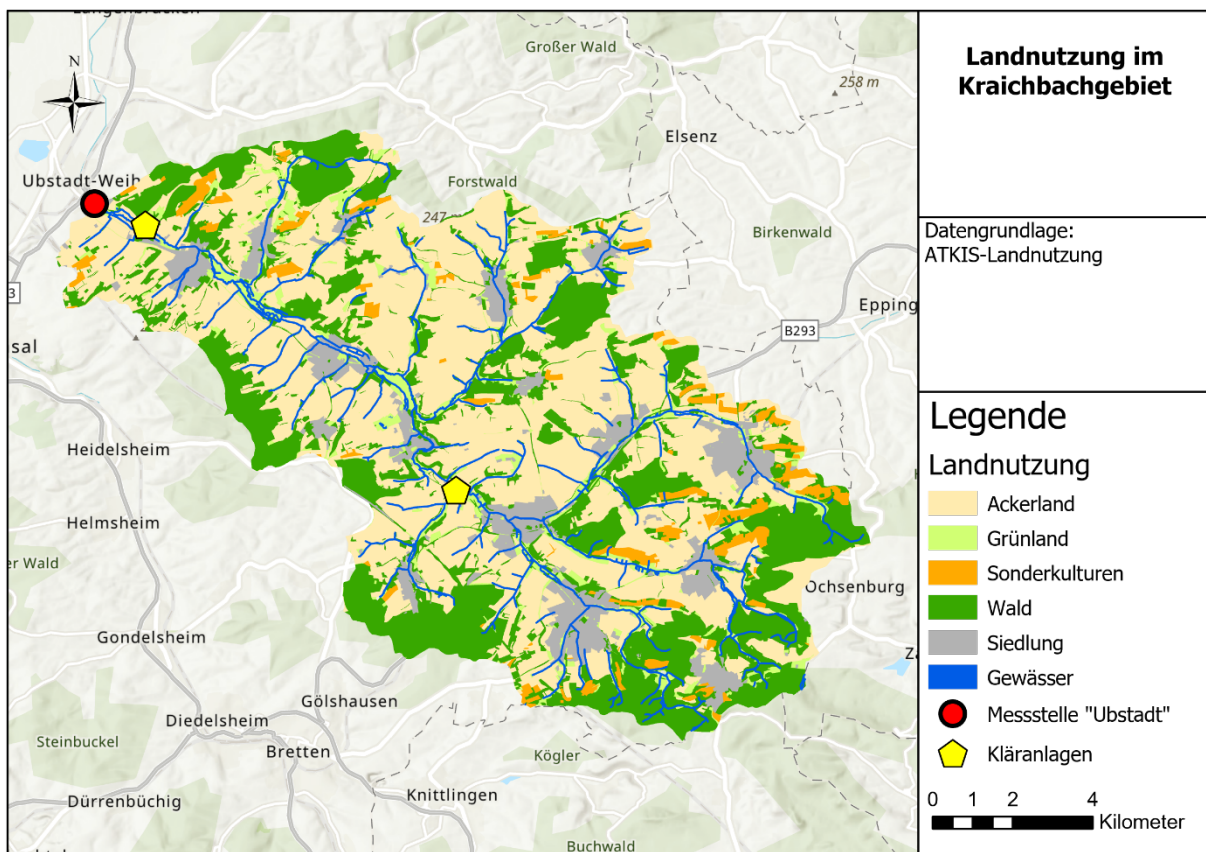
zwischen Kraichgau und Oberrheinebene. Der jährliche Niederschlag im Untersuchungsgebiet beträgt im Mittel ca. 700 mm/a (CDC 2022).

Etwa 50 % der Einzugsgebietsfläche des oberen Kraichbachs wird landwirtschaftlich genutzt (Abbildung 1). Die vorherrschenden Löss-Böden und die hügelige Topographie tragen dazu bei, dass die Böden im Einzugsgebiet potentiell sehr erosionsgefährdet sind.

Im Einzugsgebiet befinden sich zwei kommunale Kläranlagen (Abbildung 1). Diese entlasten im Mittel jährlich eine behandelte Abwassermenge von 2,5 bzw. 3,3 Mio. m³. Das entspricht etwa 15 % des mittleren jährlichen Gesamtabflusses am Pegel „Ubstadt“.

Der mittlere Abfluss (MQ) am Pegel „Ubstadt“ am Kraichbach beträgt 1,1 m³/s und der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) 0,614 m³/s. Der Abfluss bei einem Hochwasser mit der Wahrscheinlichkeit alle zwei Jahre aufzutreten (HQ2) liegt bei 7,79 m³/s.

Abbildung 1: Landnutzung im Untersuchungsgebiet oberer Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

3.2 Einzugsgebietsbezogene Beprobung am Kraichbach

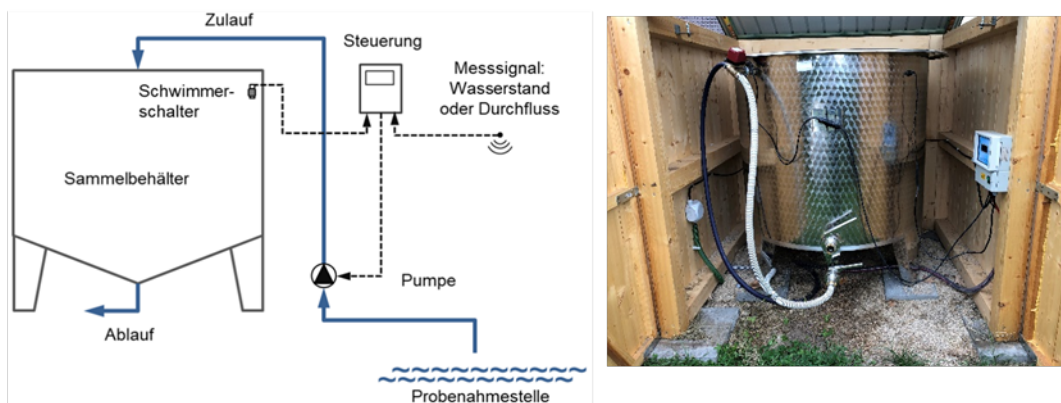
3.2.1 Beprobungskampagne mit großvolumigem Feststoffsammler

Der verwendete Feststoffsammler besteht aus einem 1.000 Liter Edelstahltank (Abbildung 2). Über zwei bis vier Wochen werden abflussproportional Mischproben in dem Tank gesammelt. Über das Pegelsignal der benachbarten Pegelstation „Ubstadt“ wird die Pumpe so gesteuert, dass nach einem vorab definierten Abflussvolumen eine 10 Liter Teilprobe aus dem Fluss entnommen und im Tank gesammelt wird. Ein Schwimmschalter verhindert das Überlaufen des

Tanks. Die Steuerung speichert auf Minuten-Basis die Einstellungen, den Wasserstand, den Abfluss sowie Informationen zur Aktivität der Pumpe in einer Protokolldatei.

Nach Abschluss der Probenahme werden nach einer Absetzzeit von drei bis vier Tagen die Feststoffprobe und das Überstandswasser getrennt gesammelt und analysiert. Im Überstandswasser werden die gelösten Stoffe analysiert, wohingegen die Feststoffprobe Auskunft über die transportierten partikulär-gebundenen Stoffe gibt. Das Überstandswasser wird in einer 2 Liter Flasche gesammelt und die Feststoffproben werden in 15 Liter Edelstahlkannen aufgefangen, nachdem das nicht benötigte Überstandswasser wieder in den Kraichbach entwässert wurde. Der Feststoffsammler am Kraichbach ist ganzjährig in Betrieb, außer während der Absetzzeiten oder während Frostperioden.

Abbildung 2: Allgemeiner Aufbau des Feststoffsammlers



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Der Feststoffsammler am Kraichbach (Pegel „Ubstadt“) ist seit 2017 fortlaufend im Einsatz. Ziel ist es, valide Phosphor- und Feststoff-Konzentrationen sowie Gewässerfrachten zu ermitteln, um den Feststofftransport im Gewässer zu quantifizieren und modellierte Stoffeinträge zu plausibilisieren. Mithilfe von abflussproportionalen Mischproben kann die Situation in Gewässer realitätsnaher abgebildet werden als mit Einzelproben. Um die Abflusssituation wie oben beschrieben möglichst vollständig zu erfassen und valide Gewässerfrachten ableiten zu können, ist es zudem wichtig, einen langen Zeitraum zu beproben.

Mit dem Feststoffsammler wurden in einem Zeitraum von derzeit vier Jahren verschiedene Abflusssituationen untersucht. Es handelt sich um eine quasi-kontinuierliche Probenahmestrategie, da die Beprobung nicht alle Tage eines Jahres abdecken, da zwischen den Beprobungszeiträumen kleinere Lücken aufgrund der Absetzzeit auftreten. Die Ergebnisse der Probenahme werden für eine Bewertungskurve (Rating Curve) verwendet.

Die beschriebene quasi-kontinuierliche Probenahmestrategie basiert darauf, dass für jeden Beprobungszeitraum ein konstantes Wasservolumen beprobt wird. Mit den minütlichen Daten aus der Protokolldatei des Feststoffsammlers können die Aktivitätsphasen der Pumpe sowie das durchflossene Abflussvolumen am Feststoffsammler bestimmt werden. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass ein gefüllter Tank ein ähnliches Volumen zwischen den Beprobungen repräsentiert.

Zusätzlich zu der kontinuierlichen Beprobung wurden am Kraichbach zwei weitere Beprobungsstrategien durchgeführt. Mit einem zweiten Feststoffsammler wurden gezielt und ereignisbezogenen verschiedene Abflusssituationen wie beispielsweise Niedrigwasser oder Hochwasser beprobt (Allion et al. 2022). Die resultierenden berechneten Frachten wurden denen der kontinuierlichen Beprobung gegenübergestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die

kontinuierliche Beprobung besser geeignet ist, um Jahresfrachten zu berechnen (Allion et al. 2022). Die ereignisbezogene Probenahme sollte nur verwendet werden, wenn die Konzentrationen selbst im Fokus stehen.

Viele Studien zeigen, dass Einzelproben nicht geeignet sind, um die tatsächlichen Gewässerfrachten zu erfassen (Hilden 2003; Horowitz 2013; Villa et al. 2019; Skeffington et al. 2015; Cassidy und Jordan 2011; Schreiber und Krauss-Kalweit 1999; Jones et al. 2012). Bei wöchentlichen oder monatlichen Probenahmestrategien ist es wahrscheinlich, dass Abflussspitzen übersehen werden. Gerade bei partikulär transportierten Stoffen sind diese Spitzen jedoch Perioden mit hohen Stoffkonzentrationen und dem größten Beitrag zur Jahresfracht. Bei Einzelproben werden die gemessenen Konzentrationen auf einen langen Zeitraum bezogen, obwohl die Konzentrationen nicht die Bedingungen der Zeiträume vor und nach der Probenahme repräsentieren (Jones et al. 2012). Um diese Aussage zu bestätigen, wurde zusätzlich zu den Mischproben während jeder Feststoffsammler-Probenahmeperiode eine Einzelprobe am Pegel "Ubstadt" entnommen und die Phosphor- und Feststoffkonzentration analysiert.

3.2.2 Konzept der Datenauswertung

Alle Proben wurden im Labor des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung - Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft (IWG-SWW) analysiert. Das Überstandswasser wurde auf Schwebstoffe (Abfiltrierbare Stoffe (AFS) in mg/l) und die Orthophosphat-Phosphorkonzentration ($o\text{-PO}_4\text{-P}$ in mg/l) untersucht. Die Feststoffproben wurden homogenisiert, gesiebt und bei 105 °C getrocknet, um die Gesamttrockenmasse zu bestimmen (M_{Sed} in mg). Der Glühverlust und der Gesamt-Phosphorgehalt in der Feststoffprobe (P_{tot} in mg/kg) wurden ebenfalls analysiert.

Die Untersuchungsergebnisse können verwendet werden um:

- ▶ mittlere Konzentrationen für unterschiedliche Beprobungszeiträume (Gesamtzeitraum, Einzelne Beprobungen),
- ▶ Jahresfrachten oder
- ▶ eine Grundlast, u.a. zur Abgrenzung von erosionsbedingten Einträgen,

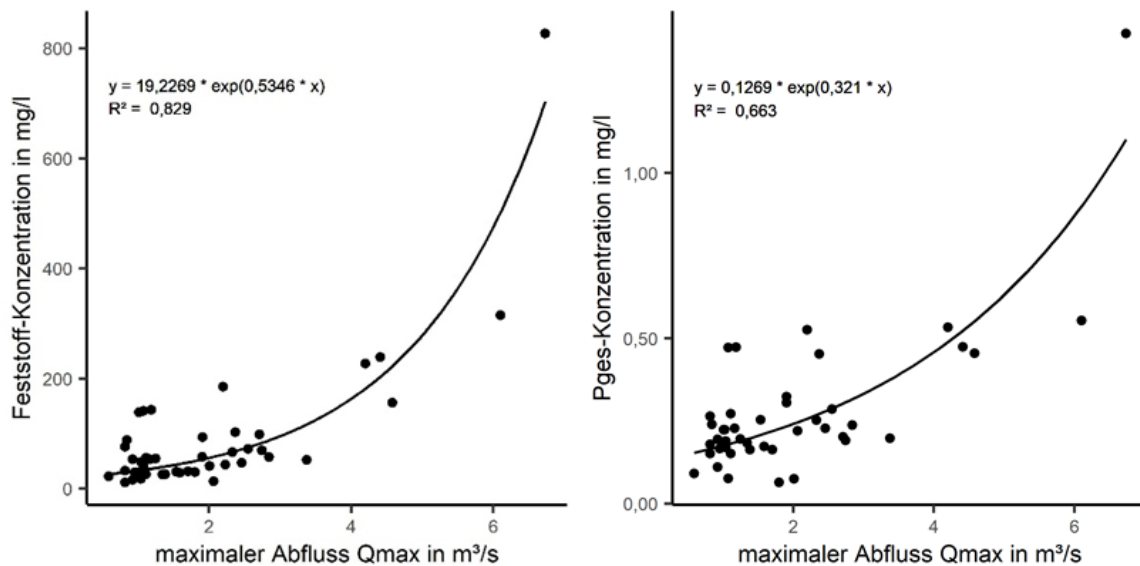
abzuleiten.

Insgesamt liegen für den Untersuchungszeitraum (4 Jahre) 47 Langzeit-Mischproben vor, die ein breites Abflussspektrum und insgesamt 713 Tage abdecken. Da für die Probenahmestrategie ein konstantes Beprobungsvolumen im Fluss für die Frachtberechnung relevant ist, wurden nur Proben berücksichtigt, bei denen der Tank mindestens 80 % gefüllt war. Daraus ergibt sich, dass die Daten von 47 Mischproben für die Berechnung der mittleren Feststoff-Konzentrationen verwendet werden können. Phosphor-Gehalte liegen nur von 45 Proben vor, daher können nur auf Grundlage dieser Proben mittlere Phosphor-Konzentrationen abgeleitet werden (Tabelle 19, Anhang). Die mittleren Konzentrationen werden aus der Trockenmasse des Sediments bzw. dem Gesamt-Phosphorgehalt in der abgesetzten Probe und der Konzentration im Überstandswasser berechnet (Tabelle 20, Anhang). Die ermittelten Daten spiegeln damit die mittlere Konzentration während des Beprobungszeitraums wider.

Zur Berechnung der jährlichen Frachten im Gewässer wurde eine Bewertungskurve (Rating Curve) erstellt. Diese gibt die mittlere Konzentration der Probenahmezeiträume in Abhängigkeit vom maximalen Abfluss während des Probenahmezeitraums an. Wagner (2019) verwendete diese Methode bereits für den Zeitraum 2017-2019. In diesem Projekt konnte die Datenreihe bis

2021 fortgeführt und neue Regressionen für Feststoffe und Phosphor ermittelt werden (Abbildung 3). Die Konzentrations-Abfluss-Regression wird durch die höchste gemessene Konzentration und den höchsten beprobten Abfluss begrenzt.

Abbildung 3: Rating Curves am Kraichbach für Feststoffe und Gesamt-Phosphor auf Grundlage großvolumiger Mischproben



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Um jährliche Gewässerfrachten zu berechnen, werden kontinuierliche, langjährige Abflussdaten benötigt. Diese sind für den Pegel „Ubstadt“ frei verfügbar und liegen als stündliche Werte u.a. für die Jahre 2003-2020 vor.

Die Rating Curves wurden auf langjährige Abflussdaten (2003-2020) angewandt, um die jährlichen Schwebstoff- und Phosphorfrachten zu berechnen. Da die Rating Curve auf Messungen in einem konstanten Abflussvolumen basiert, sind die durch die Kurve angegebenen Konzentrationen nur gültig, wenn sie auf das gleiche Volumen angewendet werden. Zu diesem Zweck wurden die stündlichen Abflussmessungen des Pegels „Ubstadt“ in gleich große Segmente unterteilt, die das gleiche kumulierte Abflussvolumen haben wie die mittleren Probenahmezeiträume (etwa 0,9 Mio. m³). Für jedes Segment wurde der maximale Abfluss (Q_{max}) bestimmt und aus der Rating Curve eine mittlere Konzentration ermittelt. Durch Multiplikation der mittleren Konzentration mit dem Volumen der Segmente wurden die Frachten der fiktiven Probenahmezeiträume berechnet und zu jährlichen Frachten aufsummiert (Gleichung 1).

Gleichung 1: Frachtberechnung für einzelne Jahre

$$\text{load}_{LVS} = \sum_{i=1}^n V_i \cdot MC_{LVS,i}(Q_{max})$$

Mit

load_{LVS} = Gewässerfracht [t],

n = Anzahl Segmente [-],

V_i = Volumen der Segmente [m³],

$MC_{LVS,i}$ = mittlere Konzentration [mg/l],

Q_{max} = maximaler Abfluss des Segments [m^3/s].

Die in einem Gewässer transportierten Feststoffe stammen aus verschiedenen Quellen. Dabei kann unterschieden werden in niederschlagsabhängige und niederschlagsunabhängige Quellen bzw. Einträge. Fuchs et al. (2004) definieren die nicht maßgeblich niederschlagsbedingten Feststoffeinträge als Grundlast. Diese Grundlast ist gespeist aus gewässerinternen Prozessen, wie der Remobilisierung von Sedimentdeposits, Tiefen- und Seitenerosion, sowie dem Direkteintrag von Feststoffen (z.B. Laubfall) und Feststoffeinträgen aus Kläranlagen. Bei Niederschlagsereignissen werden zusätzliche Quellen aktiv. Es kommen Einträge über die Entwässerungssysteme (Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen) und aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Erosion) hinzu. Die Kenntnis über den potenziellen Beitrag verschiedener Quellen ist besonders wichtig, wenn die Messergebnisse für die Plausibilisierung der modellierten Sedimenteinträge aus Erosionsereignissen verwendet werden sollen.

Für Phosphor ist zusätzlich der gelöste Eintrag zu berücksichtigen.

3.3 Ergebnisse des Gewässermonitorings am Kraichbach

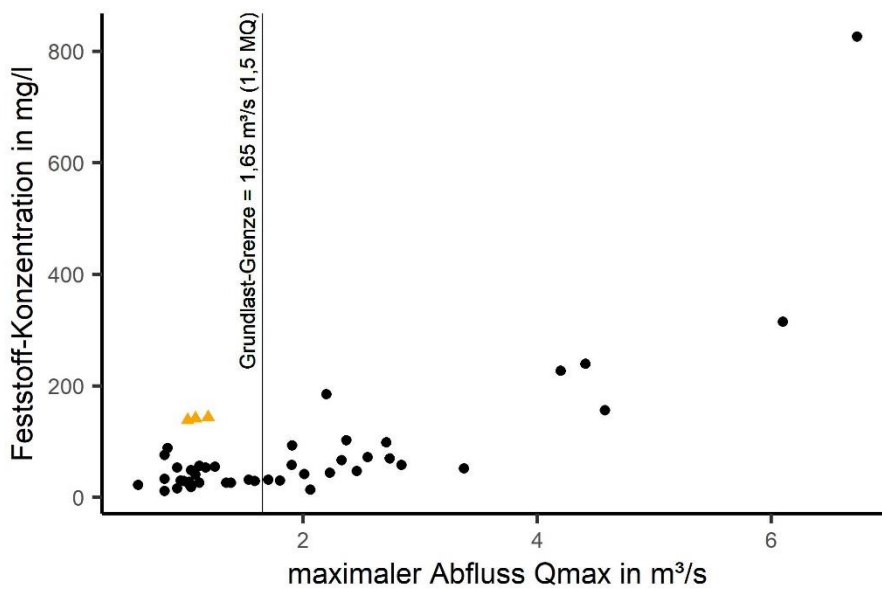
3.3.1 Konzentrationen im Gewässer

3.3.1.1 Grundlast-Konzentration

In diesem Vorhaben wurde die Beziehung von Abfluss- und Feststoff-Konzentrationen ausgewertet und ein Schwellenwert für die Feststoff-Grundlast im Kraichbach definiert (Abbildung 4). Nach dieser Analyse kann bis zu einem Abfluss von $1,65 m^3/s$ (1,5 MQ) davon ausgegangen werden, dass im Kraichbachgebiet keine maßgeblichen Einflüsse von Feststoff-Einträgen aus Erosion und Mischwasserentlastungen vorhanden sind. Auch wenn der definierte Abflussbereich nicht gänzlich frei von Niederschlagsereignissen ist, zeigen die im Gewässer gemessenen Konzentrationen keinen systematischen Zusammenhang mit dem Abflussgeschehen. Da die Definition dieses Abflussgrenzwertes immer mit einer gewissen Unschärfe behaftet ist, werden für die Abgrenzung des erosionsbedingten Feststofffrachtanteils neben dem Median auch die 25. und 75. Perzentile der rechnerischen Grundlast berücksichtigt.

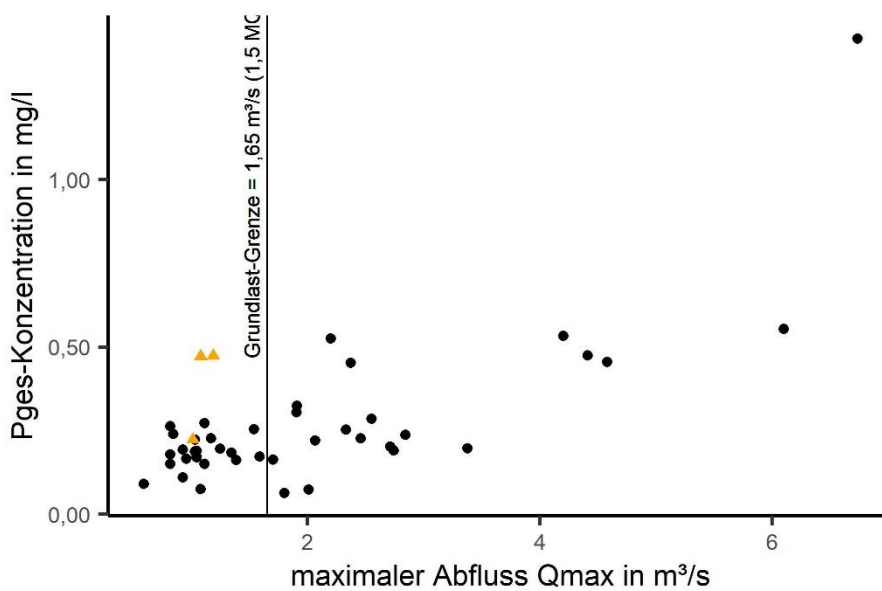
Zur Ermittlung sowohl der mittleren Feststoff- als auch der Phosphor-Grundlast-Konzentrationen werden alle Proben im Abflussbereich $\leq 1,65 m^3/s$ herangezogen (Abbildung 4). Auffällig ist, dass im Abflussbereich von MQ drei sehr hohe Feststoff-Konzentrationen bis zu $200 mg/l$ auftreten (orange markiert). Bei den betreffenden Proben handelt es sich u.a. um Trockenwetterphasen mit hohen zeitlich sehr begrenzten Niederschlagsereignissen mit Abflüssen bis zu MQ, bei welchen Gewässer-interne Transportprozesse stattfinden. Diese repräsentieren somit keine reine Grundlast und werden für die weitere Analyse ausgeschlossen.

Abbildung 4: Feststoff-Konzentrationen im Kraichbach (Ausreißer orange)



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Abbildung 5: Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Kraichbach (Ausreißer orange)



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Die medianen Grundlast-Konzentrationen sowie das 25. und 75. Perzentil werden ohne die identifizierten Ausreißer berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt. Die Werte der Feststoff-Konzentrationen der Grundlast liegen im Bereich von ca. 25 bis 51 mg/l und die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen zwischen 0,16 bis 0,22 mg/l.

Tabelle 1: Grundlast-Konzentrationen für Feststoffe und Gesamtphosphor (Pges) im Kraichbach (Messstelle Ubstadt)

Statistischer Parameter	Feststoff-Konzentration in mg/l	Pges-Konzentration in mg/l
25. Perzentil	24,6	0,16
Median	29,4	0,18
75. Perzentil	51,0	0,22

3.3.1.2 Konzentrationen während Erosionsereignissen

Mit zunehmendem Abfluss nimmt auch die transportierte Feststoffmenge im Gewässer zu, insbesondere für Abflüsse > 4 MQ. Im Bereich von 4 bis 6 MQ liegen die Feststoff-Konzentrationen im Kraichbach bei ca. 210 mg/l. Bei Abflüssen im Bereich von 6 MQ werden bis zu 820 mg/l erreicht (Abbildung 3). Diese hohen Feststoff-Konzentrationen sind im Kraichbach auf die Erosion zurückzuführen und bedingen hohe Pges-Konzentrationen (0,5-1,4 mg/l). Es muss jedoch beachtet werden, dass für Abflusssituationen > 4 MQ nur eine vergleichsweise geringe Anzahl an Messungen vorhanden sind.

3.3.2 Berechnete Gewässerfrachten

Die insgesamt transportierten Feststoff- und Phosphorfrachten schwanken je nach hydrologischen Bedingungen in den einzelnen Jahren (Tabelle 2, Tabelle 21 im Anhang). Das Verhältnis zwischen Abflussvolumen des Jahres (V_{Jahr}) und dem mittleren Abflussvolumen des Zeitraums 2003-2020 (V_{Mittel}) zeigt an, ob ein Jahr feuchter (> 1) oder trockener (< 1) ist als der mittlere Abfluss für den gesamten Zeitraum. In Hochwasserjahren wie 2003 und 2013 erreichen Feststoff- und Phosphorfracht die höchsten Werte mit über 4.500 t/a bzw. über 12,5 t/a. In trockeneren Jahren wie 2017 und 2019 sind die Werte erwartungsgemäß deutlich niedriger bei rund 1.800 t/a für Feststoffe und rund 6 t/a für Phosphor. Die berechnete mittlere Feststoff-Fracht für den Zeitraum 2003 bis 2020 beträgt rund 2.700 t/a. Die mittlere Phosphorfracht für diesen Zeitraum liegt bei 8,4 t/a.

Anhand der Grundlast-Konzentrationen (Tabelle 1) kann eine Spanne der Grundlast-Fracht berechnet werden (Tabelle 2). Diese liegt im Mittel des Gesamtzeitraumes zwischen knapp 450 (25. Perzentil) und 920 t/a (75. Perzentil) und im Median bei knapp 530 t/a. Der prozentuale Anteil an der insgesamt transportierten mittleren Jahresfracht liegt zwischen 17 und 35 %. Das bedeutet, dass die niederschlagsbedingten Feststoff-Einträge mehr als 60 % der transportierten Jahresfracht ausmachen. Die Grundlast-Fracht für Gesamt-Phosphor liegt zwischen knapp 3 und rund 3,9 t/a und im Mittel bei rund 3,3 t/a (Tabelle 21, Anhang). Der prozentuale Anteil der Phosphor- Grundlast an der Gesamtfracht liegt damit zwischen 35 und 46 %.

Tabelle 2: Jährliche berechnete Feststoff-Frachten und die berechnete Grundlast-Fracht am Kraichbach (Messstelle Ubstadt)

Jahr	Feststoff-Fracht in t/a	Grundlast-Fracht in t/a (25.Perzentil)	Grundlast-Fracht in t/a (Median)	Grundlast-Fracht in t/a (75.Perzentil)	$V_{\text{Jahr}}/V_{\text{Mittel}}$
2003	4.520	290	346	600	1,28
2004	1.615	477	570	988	0,80
2005	1.382	490	586	1.016	0,86
2006	2.769	499	596	1.034	0,86
2007	1.546	476	569	987	0,97
2008	2.904	476	569	987	1,12
2009	1.758	503	602	1.044	0,97
2010	3.933	461	551	955	1,19
2011	2.309	385	460	797	1,11
2012	1.645	472	564	979	0,89
2013	5.620	325	388	674	1,39
2014	2.550	384	459	796	1,16
2015	3.140	447	535	927	0,96
2016	2.836	509	609	1.056	1,02
2017	1.798	490	586	1.016	0,79
2018	3.638	461	551	955	0,92
2019	1.717	469	561	973	0,77
2020	2.091	390	466	809	0,92
2003-2020 (Mittelwert)	2.654	445	532	922	1,00

V_{Jahr} - Abflussvolumen des Jahres, V_{Mittel} mittleres Abflussvolumen des Zeitraums 2003-2020

Im Mittel liegen die niederschlagsbedingten Feststoff-Einträge im Kraichbach zwischen 1.700 und 2.200 t/a (Tabelle 3). Diese setzen sich zusammen aus Erosions-Ereignissen und Einträgen aus Mischwasserentlastungen. Die Fracht aus Mischwasserentlastungen beträgt bei einer angenommenen mittleren Feststoff-Konzentration von 64 mg/l (Nickel et al. 2021) und einem mittleren Mischwasserabfluss von 757.000 m³/a (Kiemle et al. 2019) ca. 49 t jährlich. Die rechnerischen Einträge durch Erosion liegen somit zwischen 1.683 und 2.160 t/a (Tabelle 3). Diese können mit den modellierten Sedimenteinträgen verglichen und so die Modellergebnisse aus Kap. 3.4.2.2 validiert werden.

Tabelle 3: Mittlere, langjährige Feststofffrachten am Kraichbach, separiert nach Grundlast und niederschlagsbedingten Einträgen

Parameter	25.Perzentil	Median	75.Perzentil
Mittlere Jahresfracht in t/a	2.654	2.654	2.654
Mittlere Grundlast in t/a	445	532	922
Mittlere niederschlagsbedingte Einträge in t/a	2.209	2.122	1.732
Davon Mischwasserentlastung in t/a	49	49	49
Davon Erosion in t/a	2.160	2.073	1.683

3.3.3 Diskussion

Berechnete Gewässerfrachten helfen, modellierte Einträge zu überprüfen und ihre zeitliche und räumliche Variabilität zu ermitteln. Für eine genaue Berechnung der Gewässerfrachten werden Konzentrations- und Abflussdaten benötigt, die die hydrologischen Verhältnisse vollständig abbilden. In Deutschland liegen die Abflussganglinien meist als Stundenmittelwerte vor. Die Konzentrationen sind in der Regel das Ergebnis von kalenderbasierten Stichproben. Die Intervalle variieren von wöchentlichen bis zu monatlichen Probenahmen. Viele Studien zeigen, dass insbesondere für Feststoffe und partikelgebundene Stoffe die Einzelprobenahme nicht geeignet ist, die tatsächliche Belastung im Fluss zu erfassen (Hilden 2003; Horowitz 2013; Villa et al. 2019; Harmel et al. 2006a; Vandenberghe et al. 2006). Dies ist zum Teil darauf zurückzuführen, dass Einzelproben³ kurzzeitige Spitzen in der Sediment- oder Phosphorkonzentration nicht erfassen (Villa et al. 2019) und sich gerade in kleinen Einzugsgebieten die Wasserstände und Konzentrationen rasch ändern können (Robertson und Roerish 1999). Um diese Aussage nochmals zu prüfen, wurden im Kraichbach parallel zu den Mischproben, ca. monatlich Stichproben entnommen. Diese wurden auf Gesamt-Phosphor und Abfiltrierbare Stoffe (AFS) analysiert und mit einer abflusskorrigierten Standardmethode (Hilden 2003) die Gewässerfracht berechnet. Die Ergebnisse bestätigen, dass die so ermittelten Gewässerfrachten nicht repräsentativ sind, da sie sehr von den Abflussbedingungen zur Zeit der Probenahme abhängen. Im Jahr 2020 ist beispielsweise eine Einzelprobenahme bei Hochwasser (4,19 m³/s) für eine extrem hohe Feststofffracht von rund 4.800 t pro Jahr verantwortlich. Wird diese Stichprobe in der Frachtberechnung nicht berücksichtigt, sinkt die resultierende Feststofffracht auf 658 t pro Jahr. Der gleiche Effekt tritt im Jahr 2019 auf. Es wird deutlich, dass die berechneten Gewässerfrachten nicht verlässlich sind, wenn für den Feststoff-Transport wichtige Abflussereignisse nicht beprobt werden. Dies verdeutlicht die Bedeutung eines angepassten Monitoringprogramms insbesondere für partikulär transportierte Stoffe (Allion et al. 2022).

Die im Vorhaben verwendeten Feststoffsammler (großvolumige Mischproben) sind zur Beprobung von Gewässern gut geeignet, um partikulär transportierte Stoffe zu erfassen. Die abflussproportionalen Langzeitbeprobungen bieten die Möglichkeit, das Abflussgeschehen eines Gewässers repräsentativ zu erfassen. Laut Horowitz (2013) sollten 80-85 % des jährlichen Abflussgeschehens bei der Beprobung abgedeckt sein. Zusätzlich sollten so viele hohe Abflüsse wie möglich beprobt werden, um die jährliche Fracht realistisch zu erfassen und somit repräsentative Jahresfrachten zu ermitteln. Während Beprobungen der Wasserqualität sollte der

³ „Bei der Einzelprobenahme werden in regelmäßigen Zeitintervallen Stichproben entnommen und auf Inhaltsstoffe analysiert. Somit spiegelt ein Messwert genau den Zustand im Augenblick der Probenahme wider“ (Hilden 2003).

Zeitpunkt der Probenahme sowie die Häufigkeit der Proben so gewählt werden, dass die zeitliche Variabilität der Konzentrationen und das gesamte Abflussgeschehen erfasst werden (Horowitz 2013; Harmel et al. 2006b; Tate et al. 1999). Harmel et al (2006b) empfiehlt die abflussproportionale Probenahme, da bei dieser Probenahmestrategie die hohen Abflüsse bei Regenwetterereignissen erfasst werden. Auch Tate et al. (1999) weist darauf hin, dass solche niederschlagsbedingten Ereignisbeprobungen sehr wichtig sind, da während dieser Ereignisse die diffusen Einträge einen großen Anteil an der Gewässerfracht ausmachen können. Diese Anforderungen werden bei großvolumigen Mischproben in Feststoffsammlern berücksichtigt. Ein weiterer Vorteil der Feststoffsammler-Probenahme gegenüber einer Einzelprobenahme ist, dass gerade für partikulär gebundene Stoffe wie Phosphor, die bei hohen Abflüssen mobilisiert und im Gewässer transportiert werden, mit großvolumigen Mischproben über mehrere Tage die Frachten im Gewässer vollständiger erfasst werden können (Hilden 2003). Bei kalenderbasierten Probenahmestrategien ist die Wahrscheinlichkeit, dass hauptsächlich mittlere Abflussbedingungen im Fluss erfasst werden, sehr hoch. Daher sind Hoch- und Niedrigwasser unterrepräsentiert, was bedeutet, dass sie bei den Frachtberechnungen nicht ausreichend berücksichtigt werden. Partikelgebundene Stoffe wie Phosphor werden bei hohen Fließgeschwindigkeiten mobilisiert und innerhalb des Gewässers transportiert. Insbesondere für Stoffe mit hoher Feststoffaffinität sind zufällig verteilte Einzelprobenahmen nicht geeignet (Fuchs et al. 2019b). Mischproben, die über einen Zeitraum von mehreren Tagen entnommen werden, helfen, die beschriebenen Probleme zu überwinden und die in Flüssen transportierten Frachten repräsentativer zu bestimmen (Hilden 2003; Harmel et al. 2006b).

Allerdings hat die beschriebene Methode der Feststoffsammler-Beprobung auch Grenzen. Bei der Extrapolation der Rating Curves auf langjährige Abflüsse, wie es bspw. für die Validierung von Modellergebnissen benötigt wird, müsste von einer Stabilität der Randbedingungen über die Jahre ausgegangen werden, was jedoch aufgrund von unterschiedlichen Jahresniederschlägen und anthropogenen Einflüssen nicht gegeben ist. Auch Horowitz (2013) weist auf das Problem der nicht vorhandenen Stabilität hin.

Zudem beschreiben Allion et al. (2022), dass es zu Unsicherheiten bei der Frachtberechnung durch die geringe Anzahl an Proben bei hohen Abflüssen kommt. Diese beeinflussen den Verlauf der Rating Curve maßgeblich. Dieses Problem schildert auch Horowitz (2008) und weist darauf hin, dass dadurch mit Rating Curves hohe Feststoffkonzentrationen unter- und niedrige Konzentration überschätzt werden. Weitere Proben bei hohen Abflüssen wären wünschenswert, sind aber aufgrund des geringen Auftretens nur schwer zu erfassen.

Die Ausweisung der Grundlast (Fracht) ist ebenfalls mit einer Unschärfe behaftet. Auch für kleine Einzugsgebiete ist nicht auszuschließen, dass selbst ohne messbaren Anstieg des Abflusses, lokal Regenereignisse auftreten, die zu einer deutlich erhöhten Feststoffkonzentration führen können (z.B. Remobilisierung von Sedimenten, Mischwasserüberläufe). Deshalb wurde in einem weiteren Szenario die Grundlast mit der gemessenen Konzentration bei mittlerem Niedrigwasserabfluss (MNQ) berechnet, wo kein Einfluss von niederschlagsbedingten Einträgen zu erwarten ist. In diesem Szenario liegt die Basisfracht im Bereich des 25. Perzentil-Wertes der Grundlastkonzentration, die Bedeutung der anderen Eintragspfade (Erosion, Mischwasserüberläufe) ändert sich jedoch nicht. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass der hier gewählte Ansatz mit der Spanne der Grundlast zur Abschätzung geeignet ist.

Trotz der genannten Einschränkungen kann festgestellt werden, dass der Einsatz des Feststoffsammlers viele Vorteile gegenüber der Einzelprobenahme hat und für die Fragestellung das zu bevorzugende Probenahmekonzept ist.

3.4 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in Gewässer

Sedimente, die als Folge von Bodenerosion in die Gewässer eingetragen werden, können diese stark belasten, sowohl durch die eingetragenen Feststoffe selbst als auch durch die mit dem Bodenmaterial mitgeführten Nähr- und Schadstoffe, wie beispielsweise Phosphor und Metalle. Ausgangspunkt für den Sedimenteintrag ist der erosive Bodenabtrag, hauptsächlich von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Für das Eintragsgeschehen in die Oberflächengewässer spielt die Erosion durch Wasser eine wichtige Rolle. Ausgehend von den berechneten Bodenabträgen durch Wasser kann der Sedimenteintrag, d.h. der erosive Eintrag in die Gewässer, abgeschätzt werden. Dieser entspricht nicht dem Bodenabtrag, da der von den Flächen erodierte Boden nie vollständig in ein Gewässer eingetragen wird. Ein bedeutender Teil wird auf angrenzenden Flächen abgelagert. Das Verhältnis zwischen dem Abtrag und der tatsächlich ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge wird als das Sedimenteintragsverhältnis (eng: Sediment Delivery Ratio, SDR) bezeichnet.

Im Folgenden ist die Berechnung der langjährigen mittleren Bodenabträge durch Wasser und der sich daraus ergebenden Sedimenteinträge in die Gewässer methodisch beschrieben und am Beispiel des Testgebietes Kraichbach exemplarisch ausgeführt. Die hierbei gewonnenen Ergebnisse werden mit den Befunden des Feststoffmonitorings am Kraichbach (Kapitel 3.3) vergleichend diskutiert und bewertet. Für die Berechnung des Bodenabtrags kommt die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) zur Anwendung. Für die Nutzungstypen „Wasserfläche“, „Feuchtfläche“, „Siedlungsfläche“ und „Tagebau“ erfolgte keine Berechnung des Bodenabtrages. Für „offene Flächen“ (z.B. Hochgebirgsböden, Gletscher) kommen alternative Ansätze zur Anwendung. Die im Modellansatz implementierten Methoden liefern langjährige mittlere Bodenabträge und Sedimenteinträge und berücksichtigen die aktuellen klimatischen, nutzungs- und bewirtschaftungsspezifischen Rahmenbedingungen. Welche diskreten Zeiträume jeweils von den Eingangsdaten abgedeckt werden ergibt sich aus den im nachfolgenden Kapitel gegebenen Informationen hierzu.

3.4.1 Eingangsdaten

Für die Berechnung der gegenwärtig zu erwartenden flächenbezogenen langjährigen mittleren Bodenabträge durch Wasser und Sedimenteinträge wurden die nachfolgend aufgelisteten räumlichen Eingangsdaten genutzt.

- ▶ Digitales Geländemodell: DGM 10 (10 m Raster, TIFF file), Datenquelle: GeoBasis-DE / BKG 2017
- ▶ Flächennutzung: ATKIS-DLM aller Bundesländer (Shape file), Datenquelle: GeoBasis-DE / BKG 2019
- ▶ Flusseinzugsgebietsgeometrien (shape-file), Datenquelle: Daten der Länder (WRRL-Berichterstattung), WasserBLICK⁴,
- ▶ Langjährige mittlere Niederschlagshöhe (1 km x 1 km) für Deutschland 1981-2010, Datenquelle: DWD Climate Center (CDC), Mittel der Raster der Niederschlagshöhe für Deutschland 1981-2010, Version v1.0,

⁴ <https://www.wasserblick.net>

- ▶ Mittlerer Oberflächenabfluss (modelliert) für den Zeitraum 2001 bis 2016, Datenquelle: Fuchs et al. (2017a),
- ▶ Modellierte C-Faktoren für Ackerflächen je Kreis für die mittlere Fruchtartenverteilung von 2016 bis 2018 (modifiziert nach Wurbs und Steininger (2011), Datenquelle: Dr. Martin Bach (Universität Gießen), Dr. Michael Steininger (Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz), erhoben im Rahmen eines laufenden-FuE-Vorhabens „Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland“, FKZ 3719 43 203 3),
- ▶ Bodenübersichtskarte 1 : 200.000 (BUEK200), Datenquelle: BGR (2020)
- ▶ Bodenübersichtskarte 1 : 1.000.000 (BUEK1000), Datenquelle: BGR (2019a)
- ▶ Bodenkarte 1 : 50.000 für Sachsen (BK50), Datenquelle: LfULG Sachsen
- ▶ Modellierte C-Faktoren des European Soil Data Centre, für nicht-ackerbauliche Landnutzungen, Datenstand 2010, Auflösung 100 m, Datenquelle: ESDAC (Panagos et al. 2015d),
- ▶ Anteile konservierender Bodenbearbeitung nach Angaben des Statistischen Bundesamtes (Destatis 2017) sowie Angaben Statistischer Landesämter (vertraulich; siehe Gebel et al. (2021a)).

Im Rahmen eines Preprocessings wurden alle Flächendaten auf ein deutschlandweites Raster mit einer Kantenlänge von 10 x 10 m mit Deckungsgleichheit zum hier genutzten Digitalen Geländemodell (DGM) 10 bezogen (Anhang B), welches zugleich auch als Modellraster dient (Kapitel 4). Dieses Raster stellt sowohl für die Modellierung im Testgebiet Kraichbach als auch für die bundesweite Simulation (Kapitel 4) die Grundgeometrie dar, die alle Flächendaten enthält.

Kartendarstellungen und weitere Informationen zu den Eingangsdaten und zum Preprocessing sind im Anhang enthalten.

3.4.2 Methoden und Ergebnisse

Die nachfolgend beschriebenen Methoden beziehen sich nicht nur auf die Modellierungen im Testgebiet Kraichbach sondern zugleich auch auf die in Kapitel 4 ausgeführte Übertragung des Modellierungsansatzes auf das Gebiet Deutschlands und die dort dargestellten bundesweit vorliegenden Ergebnisse.

3.4.2.1 Bodenabtrag durch Wasser

Für die Abschätzung der Bodenerosion durch Wasser wird vielfach auf die von Wischmeier und Smith (1978) entwickelte USLE (Universal Soil Loss Equation) bzw. die von Schwertmann et al. (1990) für mitteleuropäische Verhältnisse daraus abgeleitete ABAG zurückgegriffen. In der Norm DIN 19708 (2017) wird die Vorgehensweise zur Ermittlung der Bodenerosion nach der ABAG für landwirtschaftlich genutzte Ackerböden auf Basis überwiegend digital und für große Gebiete vorliegender Eingangsdaten detailliert ausgeführt. Im Gegensatz zu stärker prozessbasierten Erosionsmodellen, wie z.B. Erosion 3D (Schmidt 1996; Schob et al. 2006) oder der zeitlich höher aufgelösten USLE-M (Kinnell 2001; Yu und Rosewell 1996) bildet die USLE bzw. ABAG keine Bodenerosion aufgrund von Einzelereignissen ab, sondern den langjährig zu erwartenden mittleren flächenhaften Bodenabtrag, bedingt durch Regen. Bodenabträge durch die Schneeschmelze finden hingegen keine Berücksichtigung. Es ist weiterhin zu beachten, dass

der Ansatz lediglich die Flächen- und Rillenerosion berücksichtigt. Die linearen Erosionsformen Rinnen- und Grabenerosion bleiben bei der Quantifizierung auf Einzugsgebietsebene unerkannt und werden demzufolge nicht bilanziert (Auerswald 2000; Auerswald und Schwertmann 1988). Da es Ziel dieses Vorhabens ist, den Bodenabtrag bundesweit abzubilden, wird hier auf den ABAG-Ansatz zurückgegriffen.

Der langjährige mittlere Bodenabtrag durch Wasser (A) ergibt sich in der ABAG wie folgt (Gleichung 2):

Gleichung 2: Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG)

$$A = R \cdot K \cdot C \cdot L \cdot S \cdot P$$

Mit

A = Langjähriger, mittlerer Bodenabtrag [t/(ha · a)],

R = Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor [N/(h·a)],

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [(Mg·h)/(ha·N)],

L = Hanglängenfaktor [-],

S = Hangneigungsfaktor [-],

C = Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor [-],

P = Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen [-].

Der **R-Faktor** kann für Deutschland nach einer deutschlandweit einsetzbaren oder wahlweise nach länderspezifischen Regressionsgleichungen (DIN 19708, Sauerborn (1994)) aus dem langjährig gemittelten Jahres- bzw. Sommerniederschlag (N) (N in mm/a, Periode 1980 bis 2010, Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD)⁵) berechnet werden. Die den Regressionsgleichungen zu Grunde liegenden langjährigen Mittelwerte stammen überwiegend aus der Periode 1960 bis 1980 und berücksichtigen somit keine Aspekte des sich aktuell vollziehenden Klimawandels. Zudem ergeben sich bei der Nutzung der länderspezifischen Formeln an den Ländergrenzen Brüche, da die Regressionsgleichungen so ausgelegt sind, dass für die Fläche des betrachteten Bundeslandes ein möglichst hohes Gütemaß erreicht wird. Im Übergangsbereich zwischen zwei Ländern kann es daher zu erheblichen Sprüngen kommen. Nutzt man die bundeseinheitliche Beziehung, so treten diese Sprünge logischerweise nicht auf, die R-Faktoren fallen aber insbesondere in Ländern mit höherem Erosionspotenzial (z.B. Sachsen, Baden-Württemberg) deutlich niedriger aus als unter Verwendung der jeweiligen Landesgleichungen. Weiterhin führt die von Sauerborn (1994) bzw. DIN 19708 eingesetzte Methode zu einer systematischen Glättung der R-Faktoren, da Extremereignisse nicht ausreichend mit einbezogen werden konnten (Auerswald et al. 2019). Alternativ kann inzwischen auf einen von Auerswald et al. (2019) sowie Fischer et al. (2019b) für die Periode 2001 bis 2017 bundesweit ermittelten langjährigen mittleren R-Faktor im 1 km²-Raster auf Basis von zeitlich hochaufgelösten radargestützt ermittelten Niederschlagsdaten zurückgegriffen werden. Der R-Faktor berechnet sich direkt aus den zeitlich hoch aufgelösten Radardaten anhand der jeweiligen kinetischen Energie der erosionswirksamen Niederschlagsereignisse. Die Niederschlagsdaten werden als sogenannter RADKLIM-Datensatz vom DWD vorgehalten und fortgeschrieben. Die von dieser Datengrundlage abgeleiteten R-

⁵ https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/precipitation/

Faktoren liegen ungefähr 50 % über den sich aus der DIN 19708 ergebenden Werten, was zum einen auf den Einfluss des Klimawandels, zum anderen aber auch auf die stärkere Berücksichtigung bzw. geringere Glättung von Ereignissen zurückzuführen ist. Auf Grund seiner Aktualität und weil der Datensatz bundesweit harmonisiert vorliegt, wird im Weiteren der auf Grundlage des RADKLIM-Datensatzes von Auerswald et al. (2019) abgeleitete R-Faktor verwendet.

Der **K-Faktor** wird anhand der DIN 19708 ermittelt. Wichtige Datengrundlage sind Bodeninformationen. In den Ländern, auch in Baden-Württemberg, liegen flächendeckende Bodendaten zum Teil großmaßstäbig vor. Die auf Bundesebene am höchsten aufgelöste harmonisiert und digital vorliegende Datengrundlage ist die Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BUEK200) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). In der Anwendung der DIN 19708 sind aufgrund fehlender Daten in der BUEK200 Vereinfachungen nötig. Die Berechnung erfolgt in drei Stufen unter Berücksichtigung:

- ▶ der Feinbodenmassenanteile von Schluff, Ton und Sand (Feinstsandanteile werden nicht mitberücksichtigt, da nicht ausgewiesen),
- ▶ dem Humusgehalt (anhand der Humusstufe) sowie
- ▶ der Permeabilitätsklasse (aus Wasserleitfähigkeit je Bodenartenuntergruppe und Lagerungsdichte bzw. Trockenrohdichte).

Die entsprechenden Kenngrößen sind in der BUEK200 als Profildaten vorhanden. Die Aggregierungsklasse wurde pauschal mit „2“ angenommen, da eine differenzierte Ableitung nicht möglich war. Die vierte Berechnungsstufe der DIN 19708 wurde nicht durchgeführt, da die erforderlichen Angaben zum Flächenanteil von Steinen (> 2 mm), die durch Pflanzen oder Pflanzenreste nicht bedeckt sind, fehlten. Bei der Ermittlung des K-Faktors wird jeweils der Oberboden (A-Horizont) betrachtet.

Um die Kartenwerke im Rahmen des hier vorgesehenen Zweckes nutzen zu können, ist ein umfangreiches Preprocessing der Daten notwendig. Zunächst werden aus der Profildatenbank der BUEK200 die Oberbodenhorizonte (A, Ap, Ah usw.) aller Leit- und Begleitböden extrahiert und sofern möglich bestimmten Landnutzungen zugeordnet. Diese Zuordnung erfolgt prioritär über die Angabe der Kultur bzw. Nutzung, die aber nicht immer vorhanden ist. Alternativ können Ackerflächen über einen vorhandenen Ap-Horizont zugeordnet werden. Weitere Nutzungen können Bodenformen bzw. deren Ah-Horizont direkt zugewiesen werden (z.B. Ah-Horizont von Rigosol für Nutzungstyp „Weingarten“). Eine flächengewichtete Mittelung der K-Faktoren erfolgt bei mehrfach in Frage kommenden A-Horizonten mehrerer Bodenformen für eine Nutzung. Bei fehlender Angabe zur Kultur/Nutzung wird ein Mittelwert der Körnung bzw. Bodenkennwerte gebildet, wobei bestimmte Bodenformen, die die jeweils betrachtete Nutzung logisch ausschließen, vorher ausgeklammert werden (z.B. Anmoorgley bei Weinbau).

Die Berechnung des **L-Faktors** der ABAG erfolgt nach einer eindimensionalen Modellvorstellung unter Berücksichtigung der erosionswirksamen Hanglänge. Diese ist aber kürzer als die gesamte Länge eines Hanges und kann nicht direkt aus dem Höhenmodell bezogen werden. Vereinfachend wird deshalb vielfach mit standardisierten erosionswirksamen Hanglängen gerechnet (Plambeck 2020). Inzwischen ist es aufgrund der Leistungsfähigkeit und Prozessierungsgeschwindigkeit der Hardware problemlos möglich zweidimensionale rasterbasierte L-Faktoren für jede Rasterzelle und das darüber liegende Einzugsgebiet abzuleiten. Weiterhin ist es möglich Barrieren im Gelände zu berücksichtigen, die die jeweiligen Liefergebiete (sog. Unit Contributing Area UCA, siehe Renard et al. 1997) begrenzen. Abweichend von der Modellvorstellung der USLE werden der L- und S-Faktor (nach RUSLE,

siehe Renard et al. 1997) deshalb in einem zweidimensionalen Ansatz auf Basis eines Multiple flow-Algorithmus nach Moore und Nieber (1989) unter Nutzung der GIS-Module in SAGA-GIS als zusammengefasst prozessierter **LS-Faktor** je Rasterzelle berechnet. Studien von ausgewählten Versuchsplots von Hrabalíková und Janeček (2017) zeigen, dass dieser Ansatz im Vergleich zum eindimensionalen Originalansatz nach Wischmeyer und Smith (1978) etwas niedrigere Werte liefert. Die Übereinstimmungen gegenüber dem Originalansatz sind auf diesen Plots aber höher als bei Nutzung des ebenfalls in SAGA-GIS verfügbaren Verfahrens nach Desmet und Govers (1996). Die für jede Rasterzelle abgeleiteten Einzugsgebiete werden durch die aus dem ATKIS – DLM extrahierten Flurstücksgrenzen begrenzt. Somit ist die Höhe der LS-Faktoren nicht nur vom verwendeten Algorithmus, der Rasterauflösung und der Auflösung des genutzten Höhenmodells, sondern insbesondere auch von der Flurstücksgröße abhängig. Es wird hierbei angenommen, dass Flurstücke von Wegen abgegrenzt sind, die die Liefergebiete begrenzen.

Die tatsächliche Höhe der GIS-technisch berechneten LS-Faktoren ist im Wesentlichen von der Rasterauflösung und dem zu Grunde liegenden Höhenmodell, aber auch der Auflösung der Barriereabbildung abhängig.

Die im Projekt genutzten **C-Faktoren** für die Ackerflächen im Testgebiet Kraichbach sowie im Bundesgebiet basieren auf aktuellen Daten zu Fruchtartenanteilen (2016 bis 2018) sowie zum Umfang konservierender Bodenbearbeitung auf Basis von Destatis (2017) und Angaben statistischer Landesämter (Stand 2015/2016). Die Ermittlung der C-Faktoren erfolgte im Rahmen des laufenden (Stand 2021) UBA-Vorhabens „Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland“ (FKZ 3719 43 203 3) auf Kreisebene. Methodisch folgt die Berechnung der C-Faktoren für die Ackerflächen der in Wurbs und Steininger (2011) dokumentierten Methode. Bei der Berechnung der C-Faktoren wurde das Jahr 2009 für die Festlegung der Phänophasen genutzt, welches zugleich das Zentraljahr für die Berechnung der R-Faktoren aus den RADKLIM-Daten darstellt. Die Berücksichtigung des R-Faktors bei der Ableitung des C-Faktors erfolgt allerdings nicht auf Basis der RADKLIM-Daten sondern auf Basis der gemäß DIN 19708 von Wurbs und Steininger (2011) abgeleiteten R-Faktoren. Es ist davon auszugehen, dass die C-Faktoren unter Berücksichtigung des RADKLIM-Datensatzes (2001 bis 2017) höher ausfallen würden. Ein gegenläufiger klimawandelbedingter Effekt besteht aber auch darin, dass Sommerungen früher auflaufen und somit höhere Bodenbedeckungsgrade zeitlich früher im Jahr erreicht werden, was wiederum einen Rückgang der C-Faktoren bedingen dürfte. Darauf weisen Auerswald et al. (2021) im Rahmen ihrer Entwicklung summarischer C-Faktoren auf Basis der Fruchtartenverteilung (ohne Berücksichtigung von Fruchtfolgen) unter Berücksichtigung des RADKLIM-Datensatzes hin. Demgemäß unterscheiden sich die auf Basis der historischen Daten (nach DIN 19708 2017) für Fruchtfolgen ermittelten C-Faktoren im Mittel nur unwesentlich von denjenigen, die unter Berücksichtigung des RADKLIM-Datensatzes errechnet wurden (Auerswald et al. 2021). Insofern sollen im Rahmen der hier vorliegenden Studie die auf Basis der Fruchtfolgen ermittelten C-Faktoren nach Wurbs und Steininger (2011) nach entsprechender Modifizierung (Fruchtartenverteilung 2016 bis 2018, aktualisierte Anteile konservierender Bodenbearbeitung) unter Nutzung der in der DIN 19708 (2017) beschriebenen Methode genutzt werden.

Zukünftig sollte bei der Ableitung des C-Faktors auf die Einbeziehung des RADKLIM-Datensatzes umgeschwenkt werden, wobei eine diesbezügliche Anpassung der DIN 19708 derzeit noch nicht zur Verfügung steht (Fischer et al. 2020). Der von Auerswald et al. (2021) entwickelte summarische Ansatz zur Ableitung von C-Faktoren bietet sich insbesondere dann an, wenn lediglich Fruchtartenverteilungen, aber keine Informationen zu Fruchtfolgen vorliegen.

C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen werden gemäß Panagos et al. (2015d) für die jeweiligen Nutzungen disaggregiert (Datenquelle: European Soil Data Centre (ESDAC), Datenstand 2010, Auflösung 100 m).

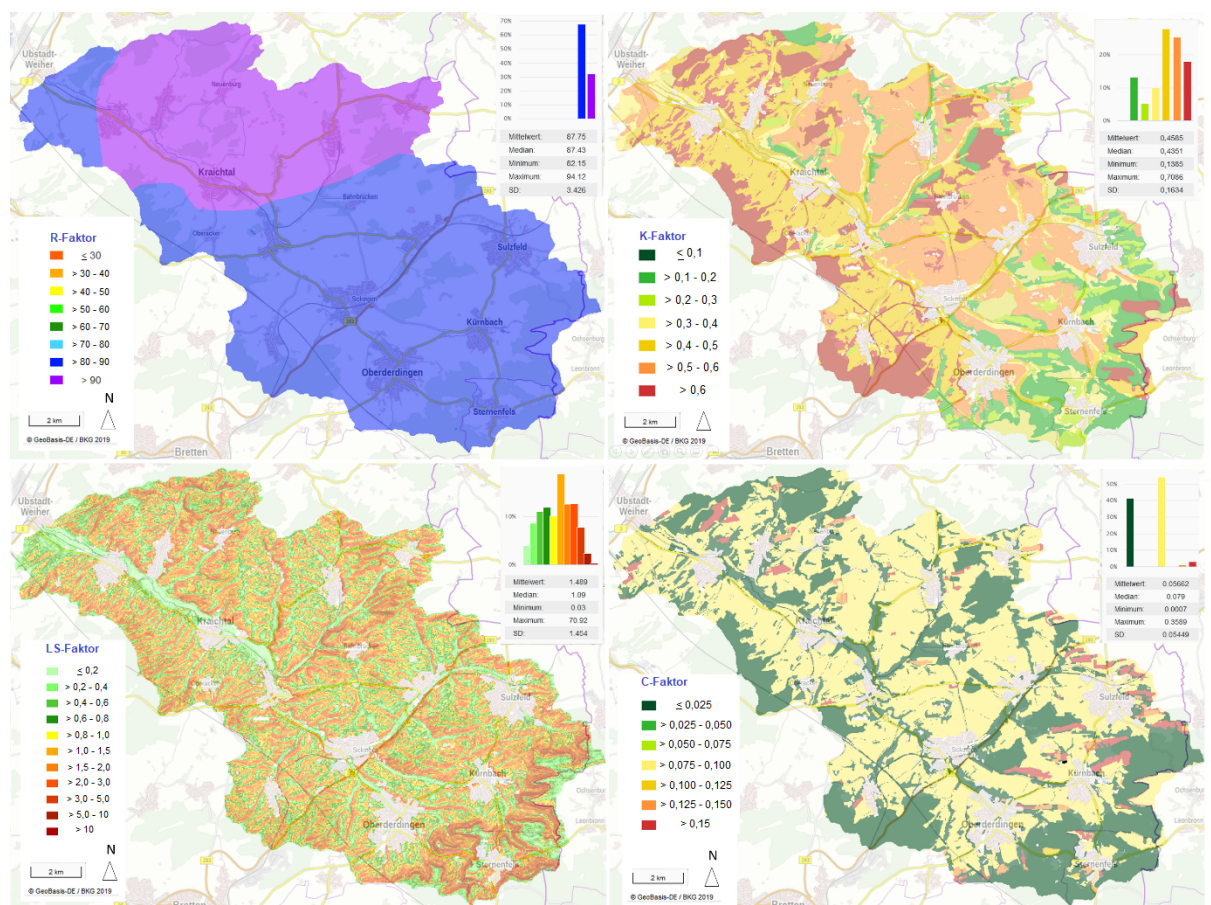
Der **P-Faktor** wird mit „1“ angesetzt, da bundesweit derzeit keine verwertbaren Datengrundlagen zur Querbearbeitung des Hanges vorliegen.

Die nutzungsbezogenen Ergebnisse der Modellierung für die Faktoren der ABAG zeigt Tabelle 4 sowie Abbildung 6 für das Untersuchungsgebiet des Kraichbachs.

Tabelle 4: Nutzungsspezifische ABAG-Faktoren für das Einzugsgebiet des Kraichbachs

ABAG-Faktor	Acker	Grünland	Obstbau	Weinbau	Nadelwald	Laubwald	Mischwald	Sonstige natürliche Flächen
R-Faktor	88,3	87,5	90,1	86,6	86,7	87,9	86,8	88,1
K-Faktor	0,470	0,424	0,294	0,282	0,529	0,486	0,465	0,501
LS-Faktor	1,16	1,59	0,97	2,16	1,76	1,95	2,14	1,73
C-Faktor	0,085	0,004	0,194	0,217	0,002	0,002	0,002	0,004

Abbildung 6: Rasterbezogene Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) im Testgebiet Kraichbach



Quelle: eigene Darstellung, VisDat

3.4.2.2 Sedimenteintrag

Zur Abschätzung des Sedimenteintrags (SE) in die Oberflächengewässer wird ein für den mittleren Maßstabsbereich entwickeltes rasterbasiertes Verfahren angewendet (Gebel et al. 2008; Gebel et al. 2014; Gebel et al. 2017; Gebel und Uhlig 2018; Halbfaß 2005; Halbfaß und Grunewald 2005, 2006, 2008; Halbfaß und Ullrich 2007; Kaiser et al. 2008; Veith 2002; Voges 1999). Für jede Rasterzelle werden zur Berechnung der Sedimenteinträge in die Gewässersysteme auf Basis allgemein verfügbarer Daten sowie der modellierten Bodenabträge

- ▶ die Flächenanbindung an das Gewässersystem,
- ▶ die Gewässerdistanz,
- ▶ die Anbindungswahrscheinlichkeit einer Fläche an ein Oberflächengewässer,
- ▶ das Sediment Delivery Ratio und
- ▶ der rasterbezogene Sedimenteintrag

ermittelt. Es kann davon ausgegangen werden, dass nur ein kleiner Anteil des erodierten Bodenmaterials in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Zugleich beschränkt sich der Eintrag von Sediment und partikulär gebundenen Stoffen auf die Flächen mit geringer Gewässerdistanz bzw. hohem Anbindungsgrad an ein Oberflächengewässer (COST Action 869 2006; Voges 1999). Ursachen hierfür sind unter anderem die Transportkraft des Oberflächenwasserabflusses sowie Deposition und Akkumulation des erodierten Bodens im Gelände.

Die Flächenanbindung beschreibt die hydrologische Konnektivität einer Fläche mit dem über den Oberflächenabfluss auf dem natürlichen Fließweg erreichbaren Gewässer. In einem GIS- und modellgestützten Separationsverfahren werden die hydrologisch angebotenen Flächen bzw. die aufgrund definierter Barrieren als nicht-eintragsrelevant anzusehenden Flächen ermittelt. Als Barrieren werden in der vorliegenden Modellierung alle Straßen, befestigten Wege, Bahnkörper, weitere vergleichbare Elemente (aus ATKIS-DLM) sowie die Flächennutzungen „Wasserfläche“, „Feuchtfäche“, „Siedlungsfläche“, „Tagebau“ und „offene Fläche“ angesehen. Nicht-eintragsrelevante Flächen oder Flächenanteile bleiben bei der Bestimmung des Sedimenteintrags in die Oberflächengewässer unberücksichtigt.

Eingangsdaten für die Berechnung der Flächenanbindung bilden:

- ▶ ein digitales Geländemodell (hier: DGM 10, GeoBasis-DE / BKG 2017) sowie
- ▶ ein Datensatz zur Flächennutzung (hier: ATKIS-DLM, GeoBasis-DE / BKG 2019)

für die Einbindung linienhafter Landschaftselemente sowie ggf. flächenhafter Barrieren. Die GIS-technischen Routinen zur Verfolgung der Tiefenlinien zur Abbildung der Gewässerdistanz werden mit dem Programmpaket SAGA GIS unter Nutzung eines Multiple flow-Ansatzes vorgenommen (Ali und De Boer 2010; Freeman 1991; Nobre et al. 2011; O'Callaghan und Mark 1984). Rasterzellen, für die keine Gewässerdistanz berechnet werden kann, da der Fließweg zu einem Gewässer nicht realisiert wird, gelten als nicht angebotnen. Die mittlere Gewässerdistanz ergibt sich aus den im Rahmen der Ermittlung der hydrologischen Anbindung berechneten Fließweglängen, gemessen von der jeweils betrachteten Rasterzelle bis zum Erreichen des Gewässernetzes unter Verwendung des DGM 10.

Im vorliegenden empirischen Modellansatz werden Sedimenteinträge in Gewässer infolge von Bodenerosion durch Wasser über das Sediment Delivery Ratio (SDR) abstrahiert und

abgeschätzt. Das SDR beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag (Bruttoabtrag) von der Fläche und dem Sedimenteintrag in Oberflächengewässer. Es ist somit ein Maß für die Effizienz des Sedimenttransports von der erodierenden Fläche bis zum Vorfluter. Die Ermittlung von SDR erfolgt nach Halbfaß und Grunewald (2008) über die folgende Beziehung (Gleichung 3):

Gleichung 3: Berechnung des Sedimenteintragsverhältnisses (SDR)

$$SDR = x \cdot (s \cdot l_{flow}^{-1})^{(1-P_w)}$$

Mit

SDR = Sedimenteintragsverhältnis [-],

x = Nutzungskoeffizient [-],

s = Hangneigung [$m \cdot m^{-1}$],

l_{flow} = mittlere Gewässerdistanz [m],

P_w = Anbindungswahrscheinlichkeit [-].

Der Nutzungskoeffizient x wird nach folgender Gleichung 4 vom C-Faktor abgeleitet:

Gleichung 4: Berechnung des Nutzungskoeffizienten

$$x = 1,43 \ln(C - \text{Faktor}) + 9,49$$

Die Anbindungswahrscheinlichkeit P_w errechnet sich aus den bedingten Wahrscheinlichkeiten für die Gewässerdistanz, dem Bodenabtrag und dem Oberflächenabfluss (Voges 1999; Halbfaß 2005; Halbfaß und Grunewald 2006, 2008) (Gleichung 5):

Gleichung 5: Berechnung der Anbindungswahrscheinlichkeit

$$P_w = \sqrt{P_{lflow}^2 + P_A^2 + P_{RO}^2} \quad (0 \leq P_w \leq 1)$$

Mit

P_w = Anbindungswahrscheinlichkeit [-],

P_{lflow} = bedingte Wahrscheinlichkeit für die Gewässerdistanz [-],

P_A = bedingte Wahrscheinlichkeit für den Bodenabtrag (A) [-],

P_{RO} = bedingte Wahrscheinlichkeit für den Oberflächenabfluss (RO) [-].

Gleichung 6: Berücksichtigung der Gewässerdistanz

$$P_{lflow} = -0,1358 \ln(l_{flow}) + 0,9717 \quad R^2 = 0,94 \quad (0 < l_{flow} \leq 1000 \text{ m})$$

Gleichung 7: Berücksichtigung des Bodenabtrags

$$P_A = 0,0671 \ln(A) + 0,1557 \quad R^2 = 0,85 \quad (A \geq 0,1 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a}))$$

Gleichung 8: Berücksichtigung des Oberflächenabflusses

$$P_{RO} = 0,0386 \ln(RO) + 0,0994 \quad R^2 = 0,96 \quad (RO \geq 0,1 \text{ mm/a})$$

Hinsichtlich des Oberflächenabflusses wird die in MoRE berechnete Direktabflusskomponente als Mittelwert der Jahre 2001 bis 2016 genutzt (Fuchs et al. 2017a). Im Rahmen eines laufenden UBA-Forschungsvorhabens (FKZ 3717 22 223 0) erfolgt eine Kopplung einer bundesweit räumlich und zeitlich hochaufgelösten Abflussmodellierung mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) mit dem Stoffeintragsmodell MoRE. Als Ergebnis dieser Arbeiten wird zeitnah, aber nicht mehr in der Laufzeit dieses Projektes, die schnelle Oberflächenabflusskomponente bundesweit vorliegen. Perspektivisch ist vorgesehen, die hier genutzte Direktabflusskomponente dann durch die schnelle Oberflächenabflusskomponente von LARSIM-ME zu ersetzen. Dies wird voraussichtlich eine leichte Verringerung der Anbindungswahrscheinlichkeit und damit auch eine Verringerung der Sedimenteinträge nach sich ziehen.

Der Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer von hydrologisch angebundenen Landwirtschaftsflächen ergibt sich abschließend aus Gleichung 9:

Gleichung 9: Berechnung des Sedimenteintrags in Oberflächengewässer

$$SE = SDR \cdot A$$

Mit

SE = Sedimenteintrag als nutzungsspezifischer Sedimenteintrag [t/a],

SDR = Sedimenteintragsverhältnis [-],

A = mittlerer langjähriger Bodenabtrag [t/(ha a)].

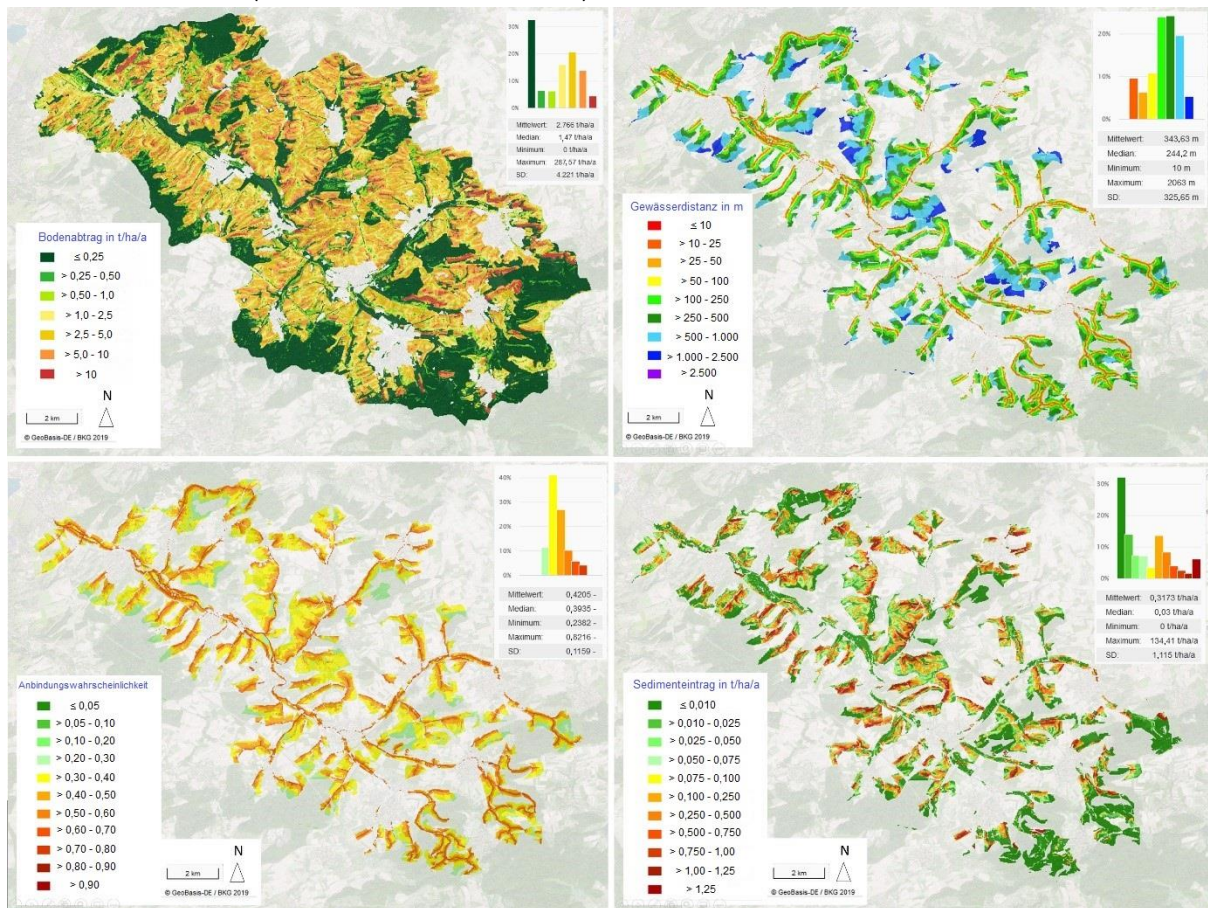
Einen Überblick über die mittleren Gewässerdistanzen, Anbindungswahrscheinlichkeiten und die sich ergebenden langjährigen mittleren Sedimenteinträge gibt Abbildung 7. Farblich nicht ausgefüllte Flächen sind von Nutzungstypen bedeckt, für die keine Bodenabtrags- und Sedimenteintragsmodellierung vorgenommen wurde oder sind hydrologisch nicht angebunden und tragen somit auch nicht zum Sedimenteintragsgeschehen bei.

Bei der Bewertung der Modellergebnisse zur Bodenerosion ist generell zu beachten, dass die gewählte Rastergröße im Modell einen signifikanten Einfluss auf die Modellierung hat. Tendenziell werden mit zunehmender Rastergröße geringere Bodenabträge ermittelt, da die räumliche Variabilität der originalen Reliefparameter infolge der Aggregation abnimmt bzw. nivelliert wird (Wu et al. 2005). Aus diesem Grund wurde im vorliegenden Vorhaben mit einer Rastergröße von 10 m eine möglichst hohe räumliche Auflösung gewählt.

Tabelle 5 zeigt einen Vergleich der Bodenabtrags- bzw. Sedimenteintragssummen im Untersuchungsgebiet des Kraichbachs je Landnutzungstyp. Die Gesamtsumme des modellierten langjährigen mittleren Sedimenteintrages im Einzugsgebiet des Kraichbachs liegt bei rund 1.640 t/a.

Abbildung 7: Bodenabtrag, Gewässerdistanz, Anbindungswahrscheinlichkeit und Sedimenteintrag (von links oben nach rechts unten) im Testgebiet Kraichbach

Rasterbezogene/r Bodenabtrag, Anbindungswahrscheinlichkeit, Gewässerdistanz und Sedimenteintrag auf Basis des DGM 10 sowie des ATKIS-DLM (von links oben nach rechts unten)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat

Tabelle 5: Nutzungsspezifischer Bodenabtrag und Sedimenteintrag für das Einzugsgebiet des Kraichbachs

Parameter	Acker	Grünland	Obstbau	Weinbau	Nadelwald	Laubwald	Mischwald	Sonstige natürliche Flächen	Gesamt
Bodenabtrag in t/a	32.192	458	298	6.286	16,3	228	217	157	39.853
Sedimenteintrag in t/a	1.460	7,2	5,3	159	0,2	2,1	1,2	3,3	1.638

3.5 Überprüfung der Prognosegenauigkeit der Modellierungen im Kraichbachgebiet

Die erosionsbedingten Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer basieren auf Bodenabträgen, die langjährige Mittelwerte darstellen und lediglich die Pfade Flächen- und Rillenerosion abdecken. Die Rinnen und Grabenerosion ist nicht berücksichtigt. Nach Fischer et al. (2020) und Brandhuber et al. (2017) ist davon auszugehen, dass die Bedeutung dieser

Erosionsformen am Eintragungsgeschehen klimawandelbedingt zunimmt. Zudem werden niederschlagsbedingte Feststoffeinträge aus dem Siedlungsbereich (z.B. Abschwemmungen von Baustellen, von Industrie- und Gewerbeflächen, Industriebrachen, Verkehrsflächen etc.) bei der Modellierung nicht miteingerechnet, wobei diese Eintragungspfade im ländlich geprägten Untersuchungsgebiet des Kraichbachs nur marginale Bedeutung haben dürften (Carter et al. 2003; University of Wisconsin-Extension 1997).

Bei dem nachfolgenden Vergleich der Modellergebnisse zum Sedimenteintrag mit den aus Messdaten im Kraichbach berechneten Feststofffrachten ist zu beachten, dass die Feststofffracht im Gewässer eine von Niederschlagsereignissen unabhängige Grundlast und einen erosionsbedingten Anteil enthält. Die Grundlast wurde in der vorliegenden Studie ermittelt (Kapitel 3.3) und muss für die Plausibilisierung des erosionsabhängigen Sedimenteintrags zur modellierten Fracht addiert werden. Wie schon erwähnt, werden ereignisgesteuerte Feststoffeinträge aus dem Siedlungsbereich einschließlich dem Feststoffeintrag aus Mischwasserentlastungen ebenfalls nicht miteingerechnet. Der modellierte Sedimenteintrag muss daher systematisch geringer sein als die Feststofffracht im Gewässer (Allion et al. 2022).

Für die im langjährigen Mittel zu erwartende Grundlast im Zeitraum 2003 bis 2020 ergibt sich für den Kraichbach wie in Kapitel 3.3 ausgeführt ein Wertebereich von ca. 450 bis 920 t/a. Der ebenfalls ereignisgesteuerte mittlere langjährige Eintrag aus Mischwasserentlastungen wird mit rund 50 t/a angenommen. Für den Eintrag über Erosion verbleiben somit 1.700 bis 2.200 t/a.

Der langjährige mittlere Sedimenteintrag im Kraichbachgebiet wurde berechnet mit 1.640 t/a. Hinzu kommen die in der ABAG nicht berücksichtigte Erosion aus Rinnen- und Grabenerosion sowie erosionsbedingte Einträge aus dem Siedlungsbereich. Nach Auerswald und Weigand (2001) und Bug und Mosimann (2012) kann der Anteil von Rinnen- und Grabenerosion an der Gesamterosion für Ackerflächen in grober Annäherung mit 12 % bis 29 % geschätzt werden. Anhand von Dauerbeobachtungsflächen in Niedersachsen, kombiniert mit Modellierungen der Flächenerosion ergibt sich ein Anteil der linearen Erosion (inklusive Rillenerosion) von ca. 25 % an der Gesamterosion im Mittel aller betrachteten Schläge (Auerswald et al. 2009; Bug und Mosimann 2012; Mosimann et al. 2009). Wird zusätzlich zu dem für den Kraichbach modellierten Sedimenteintrag aus flächenhafter Erosion von 1.640 t/a die Rinnen- und Grabenerosion sowie sonstige nicht berücksichtigte Einträge (z.B. aus dem Siedlungsbereich) berücksichtigt (mit einem pauschalen Aufschlag um den Faktor 1,1 bis 1,3), ergibt sich ein Gesamt-Sedimenteintrag von ca. 1.800 bis 2.100 t/a. Dieser liegt innerhalb des Wertebereichs der gemessenen Gewässerfrachten von rund 1.700 bis 2.200 t/a (Kapitel 3.3.2).

Somit zeigt sich, dass die Modellierungsergebnisse die für das Testgebiet Kraichbach gemessenen Sedimentfrachten gut widerspiegeln. Vor diesem Hintergrund wurde die Entscheidung getroffen, den beschriebenen Modellansatz einschließlich der im Kraichbach verwendeten Datengrundlagen zur Berechnung der Bodenabträge und Sedimenteinträge im Rahmen der bundesweiten Modellierung zu übertragen. Das Testgebiet Kraichbach ist aufgrund seiner naturräumlichen Spezifik und der damit einhergehenden intensiven acker- und weinbaulichen Nutzung ein klassisches Hotspot-Gebiet für Erosion durch Wasser und es ist davon auszugehen, dass hier eine gute Repräsentativität für andere Problemgebiete mit Erosion besteht. Da das Sedimenteintragsgeschehen in Mitteleuropa im Wesentlichen durch solche Hotspots gesteuert wird (Voges 1999; COST Action 869 2006), kann das Erosionsgeschehen zu einem großen Teil durch deren fokussierte Betrachtung erklärt werden. In Zukunft ist anzustreben weitere Testgebiete in den hier dargestellten Prozess einzubeziehen. Mit Einführung des Testgebietes Kraichbach ist aber ein erster wesentlicher Schritt getan, um die bisher vorhandene Lücke zwischen der Modellierung von Sedimenteinträgen auf der einen Seite

und der Validierung der Modellansätze über gemessene Sedimentfrachten im Oberflächengewässer auf der anderen Seite, zu schließen.

Da in diesem Vorhaben Phosphor im Fokus steht, wird in einem zweiten Schritt die Prognosegenauigkeit der Modellierung für diesen Stoff für den aktuellen Zeitraum (2017-2020) überprüft. Aus der modellierten Feststofffracht in Verbindung mit den P-Gehalten im Oberboden und dem rasterbasierten Anreicherungsverhältnis resultiert ein erosionsbedingter Phosphor-Eintrag von 2,1 t/a. Dieser Wert liegt deutlich über den Ergebnissen aus METRIS-BW (Kiemle et al. 2019), dort werden nur ca. 1,2 t/a an Phosphoreinträgen über die Erosion modelliert. Diese Abweichung kommt hauptsächlich durch die neuen R-Faktoren und berechneten Boden- und Sedimenteinträge zustande. Die urbanen Einträge (Kläranlagen und Kanalisationssysteme) im Einzugsgebiet betragen ca. 5,6 t/a. Hinzu kommen weitere diffuse Einträge über z.B. Oberflächenabfluss und Grundwasser, die ca. 0,4 t/a betragen. Alle Einträge zusammen (Erosion, urbane und weitere diffuse Einträge) resultieren in einer Gesamtfracht von 8,1 t/a. Mit dem Feststoffsammler wird am Kraichbach eine mittlere P-Fracht im aktuellen Zeitraum (2017-2020) von ca. 7,3 t/a berechnet. Für den Zeitraum 2003 bis 2020 werden im Mittel 8,4 t/a gemessen. Da hierbei auch sehr abflussstarke Jahre einbezogen sind, sollte der Einfluss von Rinnen- und Grabenerosion berücksichtigt werden. Der erosionsbedingte Phosphoreintrag könnte sich somit (siehe oben) auf 2,3 bis 2,7 t/a erhöhen. Mit der neuen Modellierung des Sedimenteintrags liegen die modellierten Gesamteinträge deutlich näher an den gemessenen Phosphorfrachten als bei METRIS-BW. Die verbleibenden Differenzen können zum einen durch den unterschiedlichen Zeitbezug zwischen den METRIS-BW-Ergebnissen (2010-2014, Kläranlagen Stand 2017) und der Feststoffbesammlung (2017-2020), deren hydrologische Verhältnisse nicht identisch sind, sowie durch interne Prozesse im Gewässer (Remobilisierung bzw. Deposition von Sediment) erklärt werden. Vor allem die Gewässer-internen Prozesse können mit der Modellierung nicht abgebildet werden, wohingegen solche Prozesse mit dem Feststoffsammler erfasst werden.

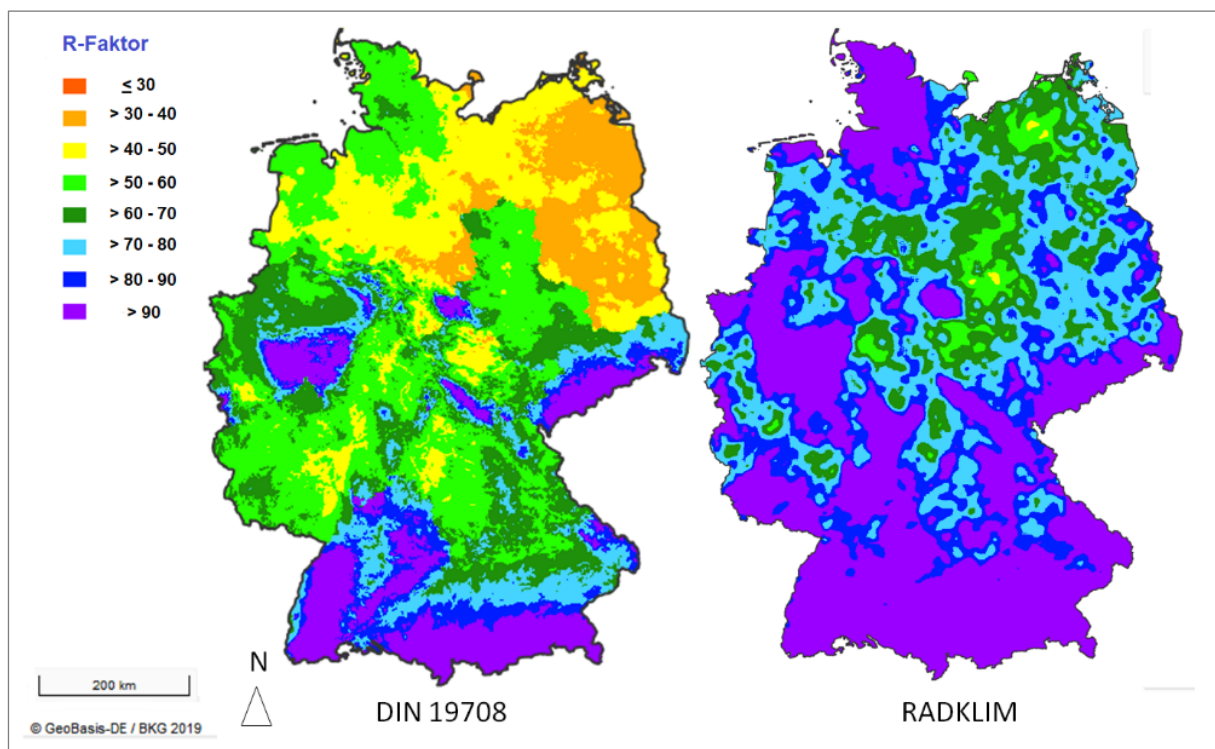
4 Modellierung von Bodenabtrag durch Wasser und Sedimenteintrag in Gewässer für Deutschland

Wie bereits angesprochen, wurden die für das Testgebiet Kraichbach verwendeten und geprüften methodischen Ansätze zur Bodenabtrags- und Sedimenteintragsmodellierung in einem anschließenden Schritt auf das gesamte Bundesgebiet übertragen (siehe Kapitel 3.4.2.1 und 3.4.2.2). Im Folgenden werden die Ergebnisse dargestellt und beschrieben.

4.1 Bodenabtrag durch Wasser

Abbildung 8 zeigt bundesweit eine Gegenüberstellung der, wie in Kapitel 3.4.2.1 beschrieben, anhand der länderspezifischen Regressionsgleichungen gemäß DIN 19708 (Periode 1980 bis 2010) ermittelten rasterbezogenen R-Faktoren im Vergleich zu dem **R-Faktor** auf Basis des RADKLIM-Datensatzes der Periode 2001 bis 2017 nach Auerswald et al. (2019) und Fischer et al. (2019b).

Abbildung 8: Vergleich Regenerositätsfaktoren (R-Faktor) nach DIN 19708 (1980-2010) und RADKLIM-Datensatz (2001-2017) für Deutschland (rasterbasiert)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat

Es wird sehr deutlich, dass der aus dem RADKLIM-Datensatz abgeleitete R-Faktor unter Berücksichtigung des aktuelleren Niederschlagsgeschehens (2001 bis 2017) wesentlich höher ausfällt (Mittelwert von 96 gegenüber 64). Zudem verzichtet der Ansatz nach Auerswald et al. (2019) und Fischer et al. (2019b) auf die Ableitung stark vereinfachender Regressionsbeziehungen und enthält somit auch keine Sprünge an Ländergrenzen.

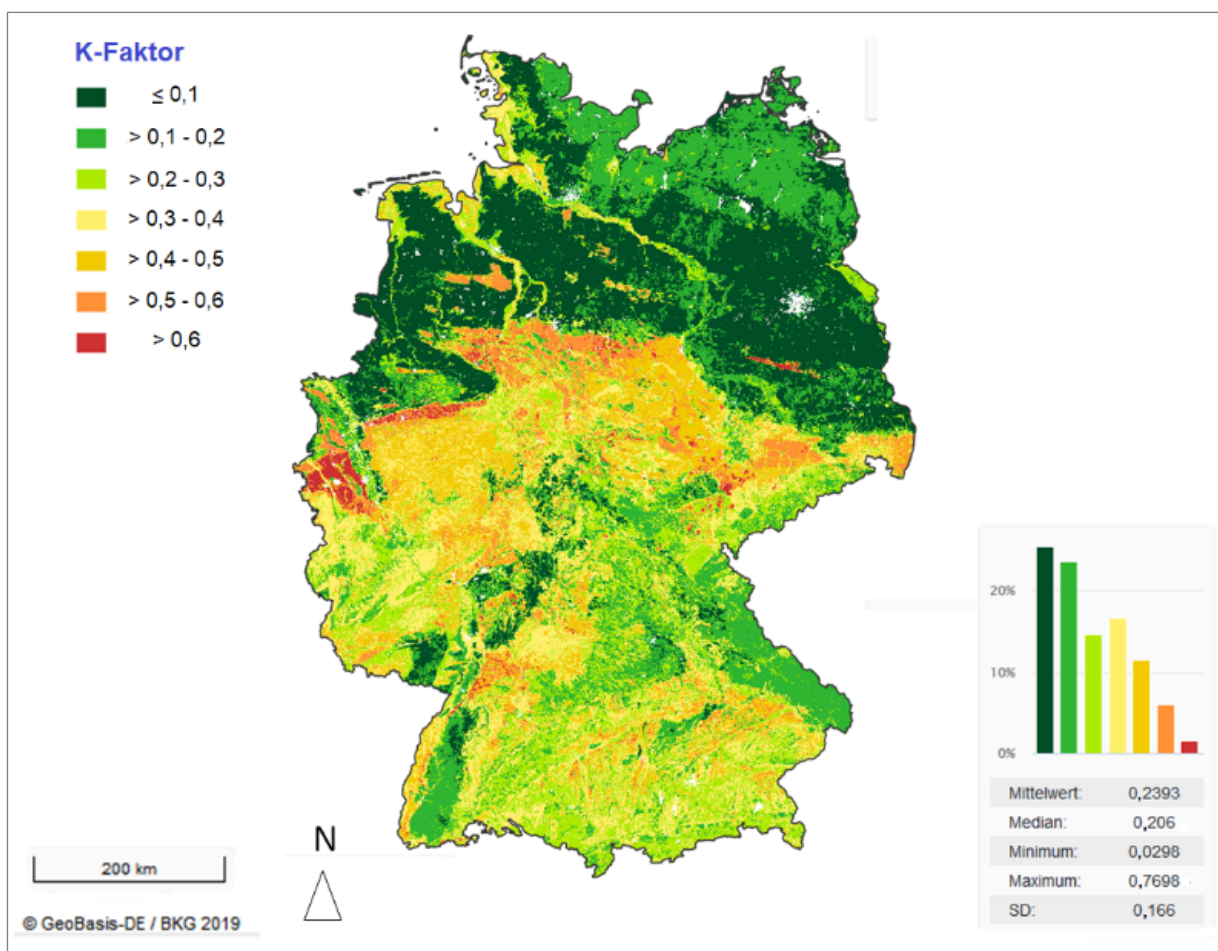
Die bundesweite Darstellung der für die Ableitung des **K-Faktors** notwendigen Daten zur Bodenartenuntergruppe bzw. den sich daraus ergebenden Ton-, Sand- und Schluffgehalten, zur Lagerungsdichte bzw. Trockenrohdichte sowie zum Humusgehalt (Humusstufe) zeigen

Abbildung 37, Abbildung 38 und Abbildung 39 im Anhang. Da mit Stand 2020 die von der BGR bundesweit aufgelegte Bodenübersichtskarte 1: 200.000 (BUEK200) für Sachsen nur Profilbeschreibungen für die Leitbodenformen enthielt, wurde alternativ für Sachsen die dort flächendeckend vorliegende Bodenkarte 1:50.000 (BK50) genutzt.

Die Ableitung der K-Faktoren erfolgt methodisch nach dem in Kap. 3.4.2.1 detailliert beschriebenen Workflow bevorzugt unter Nutzung der BUEK200. Nach Abschluss der Zuordnungen aus der BUEK200 können in kleineren Teilen des Bundesgebietes Lücken ohne sinnvoll vornehmbare Zuordnung verbleiben, die durch zusätzliche Hinzuziehung der BUEK1000 geschlossen wurden. Das Prozedere entspricht demjenigen bei der BUEK200, wobei die BUEK1000 als Kulturen/Nutzungen nur Acker, Grünland und Wald kennt. Nach Durchlauf der Prozeduren immer noch vorhandene Restlücken können z.B. dadurch bedingt sein, dass die Nutzungsgrenzen von ATKIS – DLM und die Polygongrenzen der Bodenkarten nicht bündig aufeinanderliegen. Es ist auch weiterhin möglich, dass bestimmte Nutzungstypen in einer Region so selten auftreten (z.B. Weinbau), dass in den verfügbaren Kartenwerken keine verwertbaren Informationen zum Bodenprofil vorliegen. Diese Lücken werden in einem letzten Schritt durch Anwendung geeigneter GIS-Routinen (expand, close gaps) geschlossen.

Einen Überblick über die auf Basis der BUEK200 sowie BUEK1000 bzw. BK50 (Sachsen) bundesweit rasterbasiert abgeleiteten K-Faktoren gibt Abbildung 9.

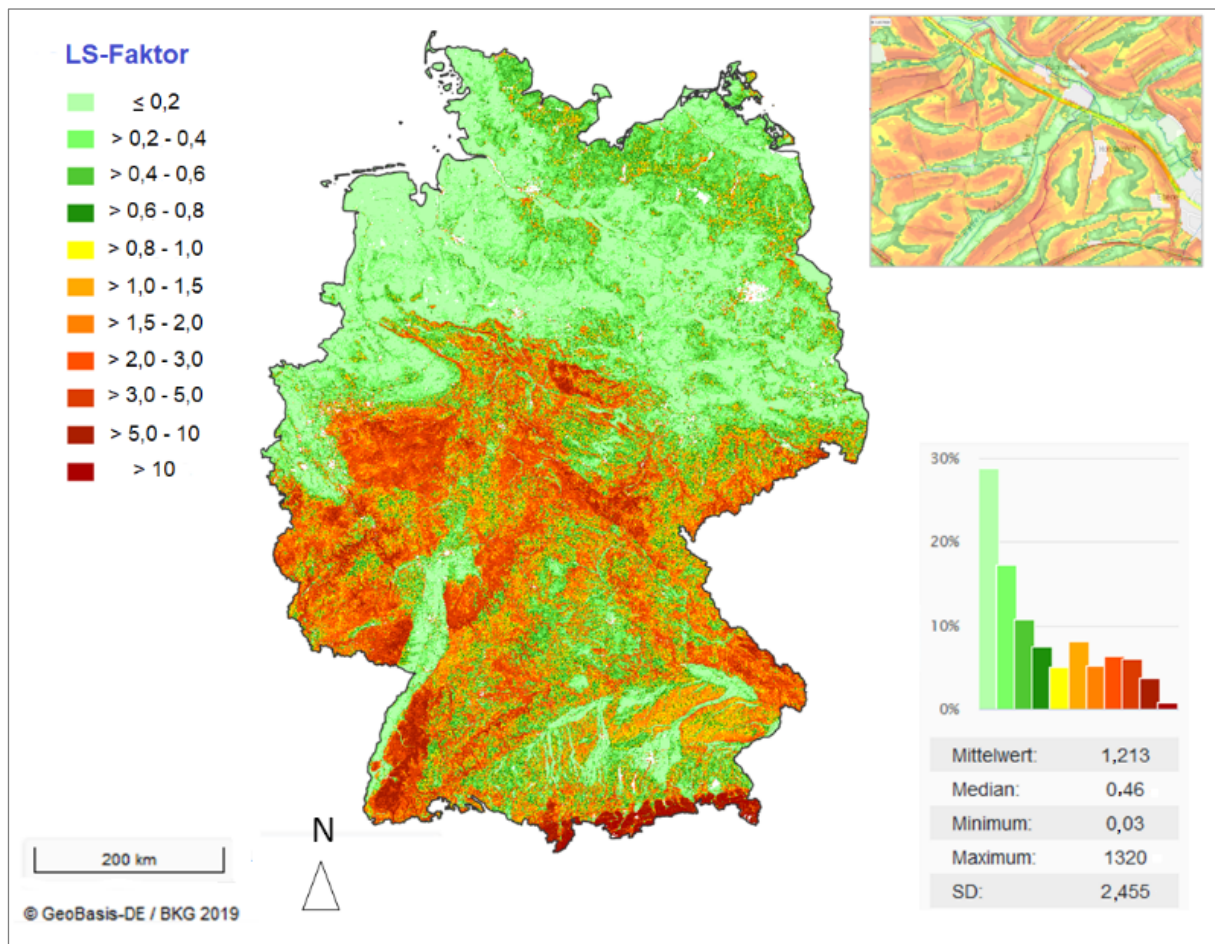
Abbildung 9: Faktoren für die Bodenerodierbarkeit durch Wasser (K-Faktor) für Deutschland (rasterbasiert)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat

Die GIS-gestützte bundesweite rasterbasierte Ableitung des **LS-Faktors** erfolgt auf Basis des DGM 10 bzw. der daraus abgeleiteten Hangneigung je Rasterzelle sowie dem ATKIS – DLM (siehe Abbildung 5). Die für jede Rasterzelle abgeleiteten Einzugsgebiete werden durch die aus dem ATKIS – DLM extrahierten Flurstücksgrenzen begrenzt. Im Vergleich mit bereits vorliegenden Literaturergebnissen auf Basis des Verfahrens von Desmet und Govers (1996) ergeben sich in der deutschlandweiten Betrachtung keine größeren Abweichungen (Panagos et al. 2015b; Plambeck 2020) zu den hier erzielten Ergebnissen nach dem Verfahren von Moore und Nieber (1989).

Abbildung 10: Hanglängen- und Hangneigungsfaktoren (LS-Faktor) für Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg



Quelle: eigene Darstellung, VisDat

Abbildung 11 zeigt das Ergebnis der bundesweiten Ableitung der C-Faktoren auf der Rasterebene. Im deutschlandweiten Mittel liegt der C-Faktor für Ackerflächen bei 0,122 mit einer Spannweite von 0,059 bis 0,255.

C-Faktoren für Nicht-Ackerflächen wurden gemäß Panagos et al. (2015d) für die jeweiligen Nutzungen disaggregiert (Datenquelle: European Soil Data Centre (ESDAC), Datenstand 2010, Pixelaufösung 100 m). Methodisch werden hier Kennwerte zum C-Faktor aus der Literatur mit Vegetationsbedeckungsgraden je Pixel verrechnet.

Durchschnittlich ergeben sich in Europa je nach Region bzw. Bedeckungsgrad für Weinbau- und Obstbauflächen Werte bis maximal 0,43 (Weinbau) und maximal 0,39 für Obstbauflächen. Nach Übertragung dieser Werte auf das hier vorliegende 10 x 10 m Raster ergeben sich damit im

bundesweiten Mittel C-Faktoren von ca. 0,28 für Rebflächen, wobei C-Faktoren kleiner 0,1 auf den Wert 0,1 gesetzt wurden, um Inkonsistenzen durch abweichende Nutzungsklassifizierungen zwischen dem ESDAC-Datensatz und ATKIS - DLM zu unterbinden. Allerdings liegen 98 % der so ermittelten C-Faktoren in der Klasse $> 0,125$. Im Vergleich zu Literaturwerten (Auerswald und Schwab 1999; Sauer et al. 2017; HLNUG⁶) erscheint dieser Mittelwert plausibel. So bewegen sich die Angaben von Auerswald und Schwab (1999) je nach Anbauvariante von 0,8 (Neuanlage ohne Schutzmaßnahmen) bis hin zu 0,03 (Ertragsanlage mit angesäter Dauerbegrünung). Für die häufig anzutreffende Variante „Dauerbegrünung in jeder zweiten Gasse“ ergäbe sich rein rechnerisch ein C-Faktor von 0,31 (Auerswald und Schwab 1999; Sauer et al. 2017). Die gleiche Methodik wurde für Obstbauflächen eingesetzt, die im bundesweiten Mittel damit bei ca. 0,18 liegen, wobei 91 % der Werte in der Klasse $> 0,125$ eingeordnet sind. Der Mittelwert von 1,8 ergibt sich ungefähr, wenn auf 75 % der Fläche eine Dauerbegrünung eingesetzt ist und auf den verbleibenden 25 % der Fläche auf Schutzmaßnahmen verzichtet wird. Allerdings ist davon auszugehen, dass sowohl die von Panagos et al. (2015d) nach Corine Land Cover (CLC) klassifizierten als auch die hier nach ATKIS-DLM ausgedehnten Obstbauflächen vielfach weitere Sonderkulturen enthalten, die mit Obstbaukulturen traditionell oft kombiniert werden und durch deutlich niedrigere Bodenbedeckungsgrade gekennzeichnet sind (insbesondere Erdbeeren, Spargel).

Die C-Faktoren für Grünland und Waldflächen liegen deutlich niedriger (Mittelwerte von 0,004 bzw. 0,002).

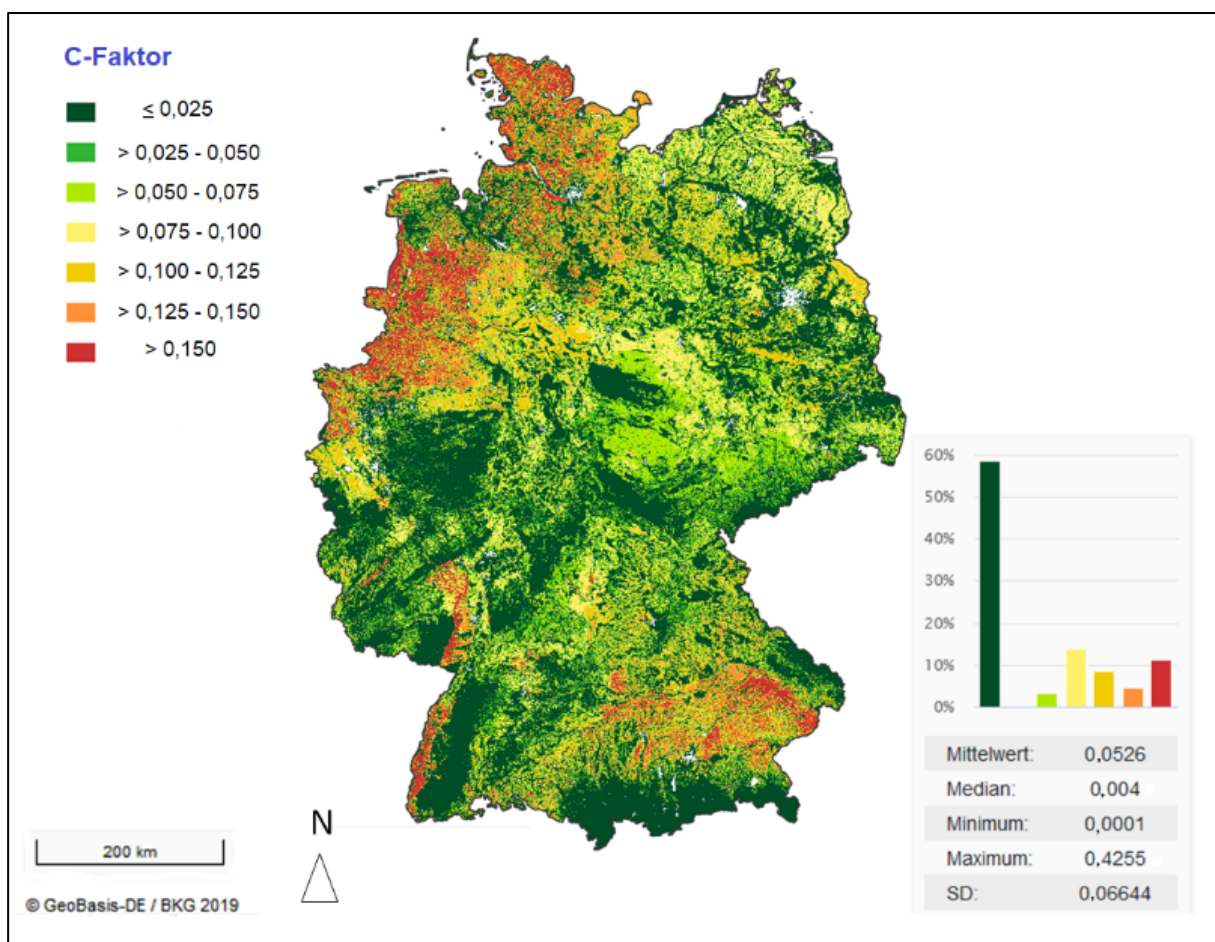
Eine zusammenfassende Auswertung der Ergebnisse für die ABAG-Faktoren im Vergleich der Bundesländer zeigt Abbildung 12.

Aufgrund der Topographie treten höhere LS-Faktoren erwartungsgemäß insbesondere in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland und Thüringen auf (Abbildung 12).

Die C-Faktoren, ausschlaggebend für die bewirtschaftungsbedingte Erosionsgefährdung, sind in Bayern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein am höchsten, u.a. bedingt durch höhere Maisanteile oder teilweise auch geringere Anteile konservierender Bodenbearbeitung.

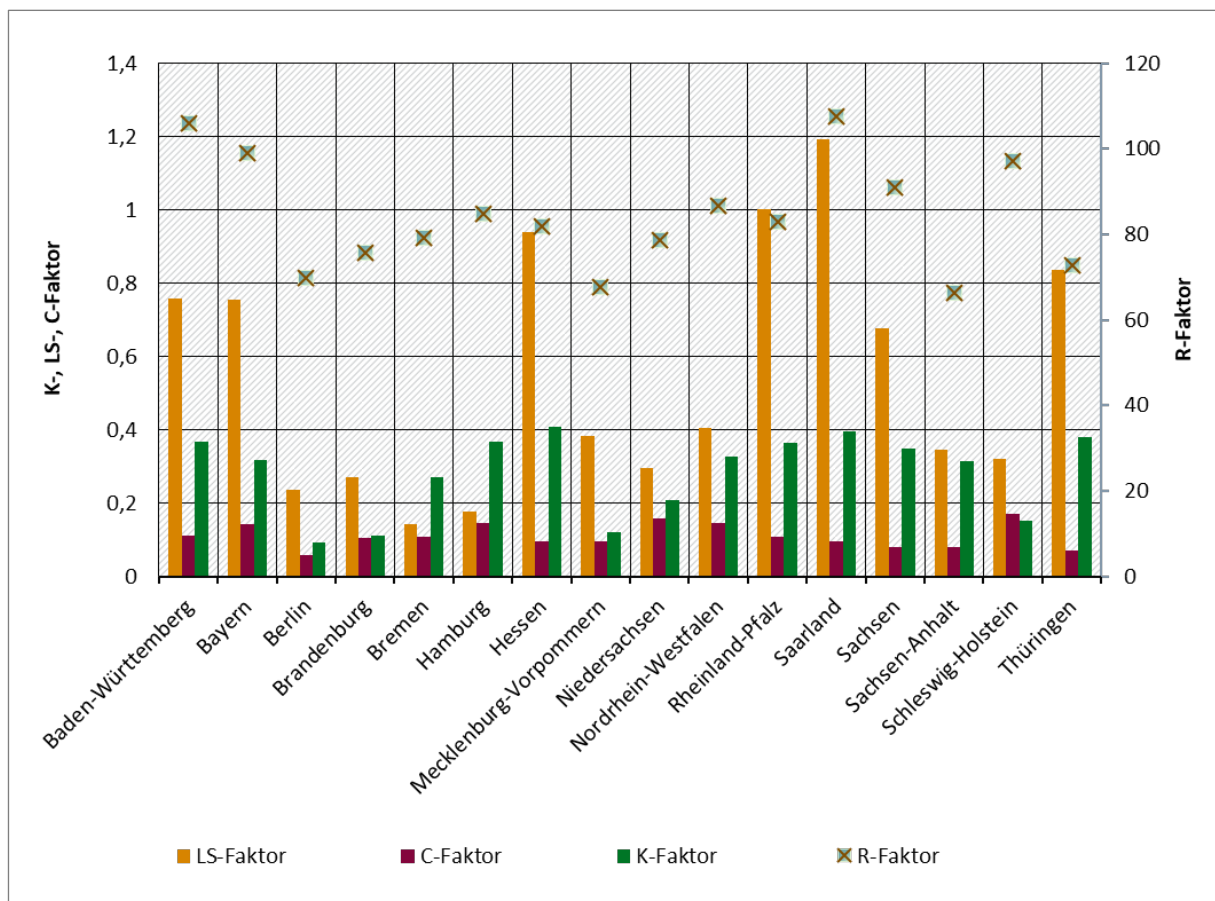
⁶ <https://www.hlnug.de/themen/boden/auswertung/bodenerosionsbewertung/bodenerosionsatlas/c-faktor>

Abbildung 11: Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktoren (C-Faktor) in Deutschland (rasterbasiert)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat

Abbildung 12: Modellierte langjährige mittlere LS-, C-, K- und R-Faktoren je Bundesland für die Ackerflächen

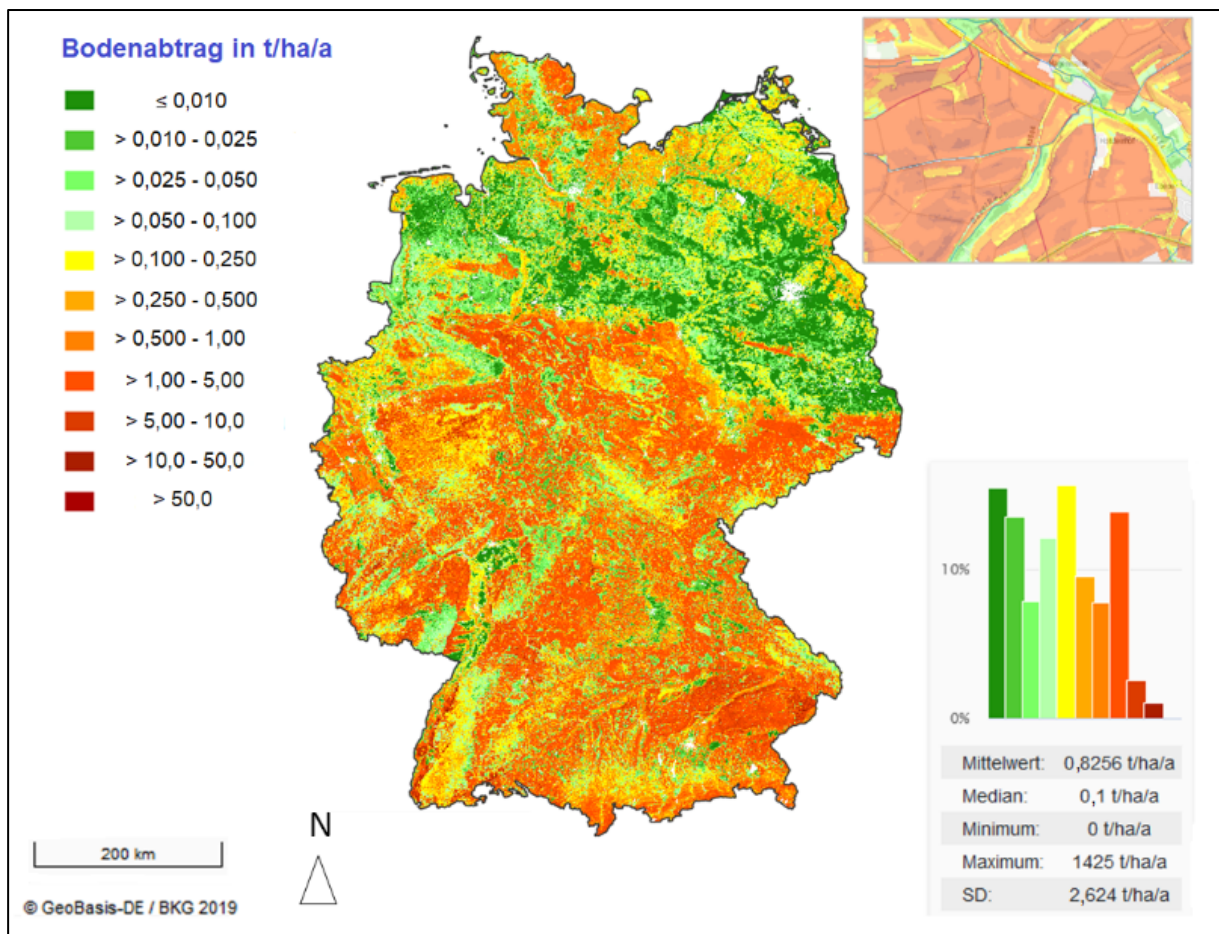


Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

Einen Überblick über die sich anhand der in den vorhergehenden Kapiteln berechneten Faktoren ergebenden **Bodenabträge durch Wasser** zeigt Abbildung 13.

Die Summe der modellierten mittleren Bodenabträge in Deutschland, bezogen auf die Landnutzungen, für die Bodenerosion berechnet wurde, liegt bei 25,3 Mio. Tonnen pro Jahr (siehe Tabelle 6). Davon werden ca. 21,8 Mio. Tonnen Boden von Ackerflächen erodiert, gefolgt von knapp 1,4 Mio. Tonnen von Weinbauflächen. Die anderen Nutzungstypen haben nur geringe bis marginale Anteile am Bodenabtrag.

Abbildung 13: Bodenabtrag durch Wasser in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg



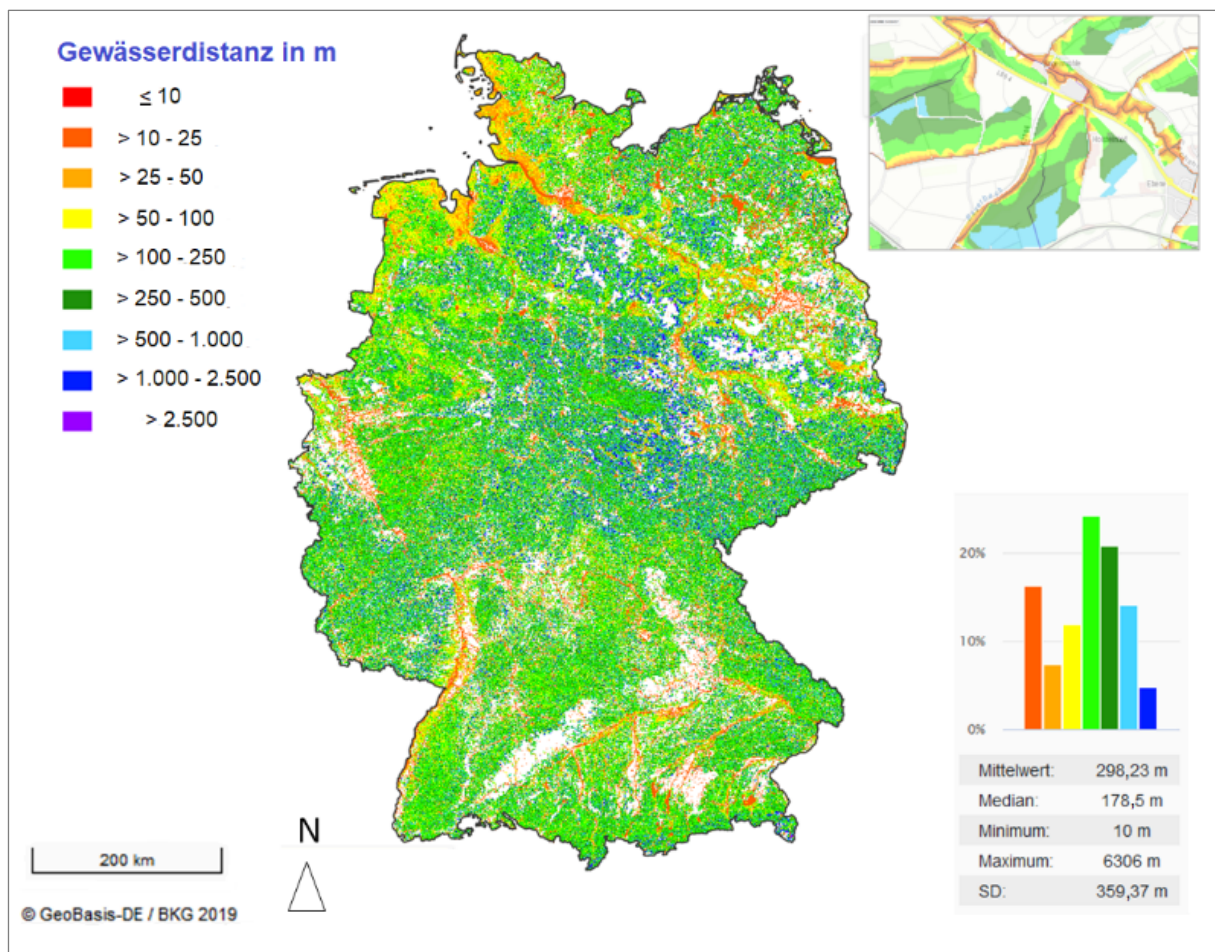
Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

4.2 Sedimenteintrag

Die mittleren Gewässerdistanzen (vgl. Kap. 3.4.2.2) der hydrologisch angebundenen Rasterzellen aller Landnutzungen liegen in Deutschland bei 298 m.

Abbildung 14 zeigt bundesweit das Ergebnis für die hydrologische Anbindung und die mittlere Gewässerdistanz je Rasterzelle.

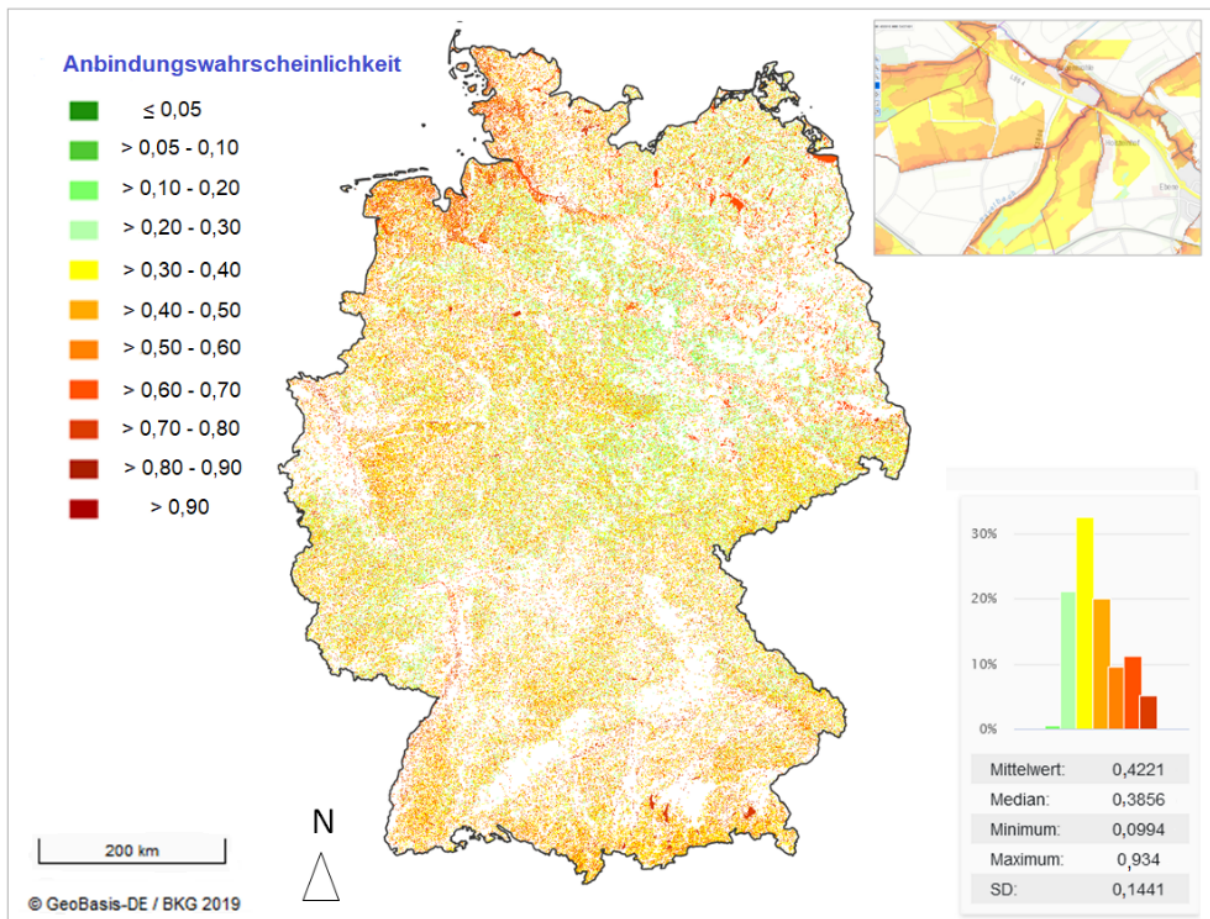
Abbildung 14: Gewässerdistanz für hydrologisch angebundene Flächen in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg



Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

Die modellierten mittleren **Anbindungswahrscheinlichkeiten** für die an das Gewässernetz angebotenen Flächen in Deutschland wurden nur für die Landnutzungen berechnet, für die eine Bodenerosionsmodellierung durchgeführt worden ist (Abbildung 15). Im Mittel aller Rasterzellen liegt die Anbindungswahrscheinlichkeit bei 42 %. Sehr hohe Anbindungswahrscheinlichkeiten ergeben sich vor allem dort, wo besonders niedrige Gewässerdistanzen realisiert werden.

Abbildung 15: Anbindungswahrscheinlichkeit auf den hydrologisch angebundenen Zellen in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg

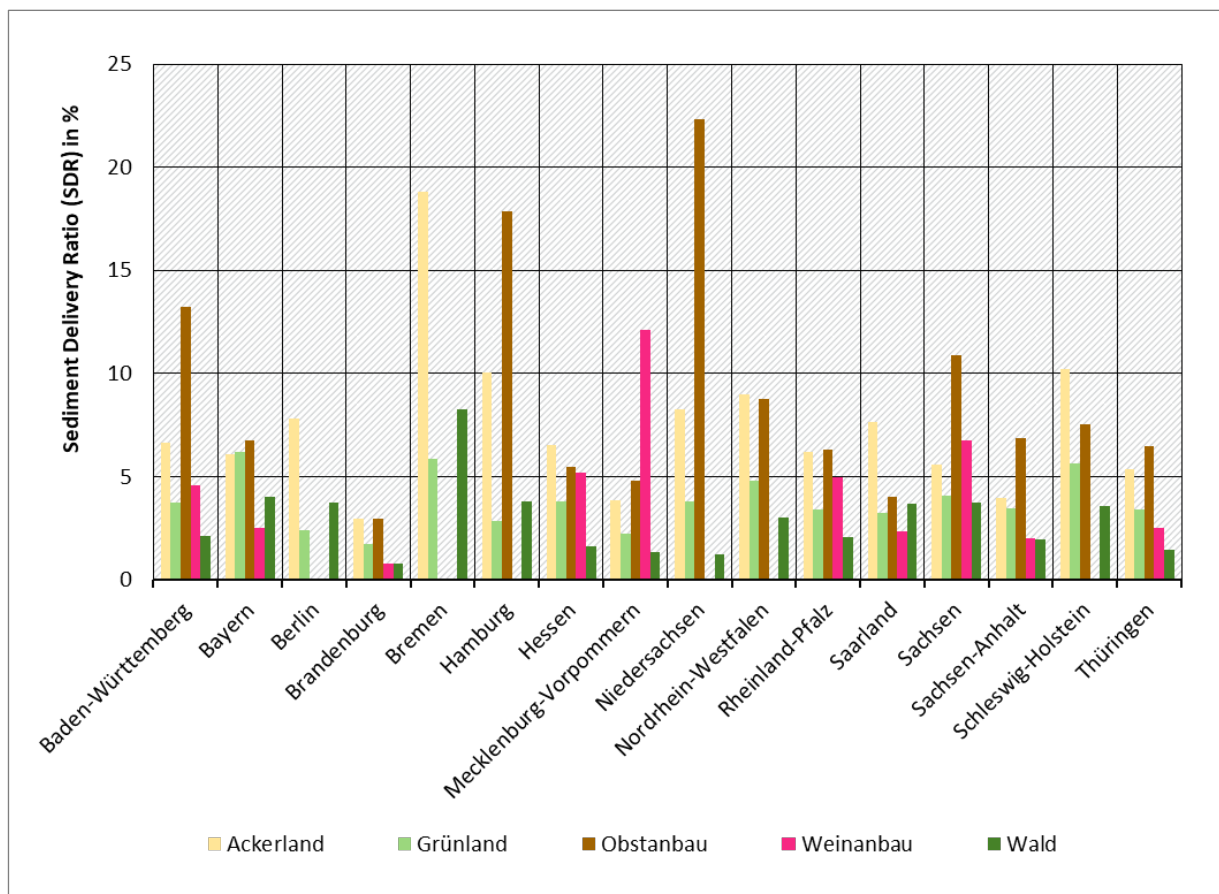


Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

Ausgehend vom SDR und dem berechneten Bodenabtrag wurde abschließend rasterbasiert der **Sedimenteintrag** in die Oberflächengewässer berechnet.

Das Sediment Delivery Ratio bewegt sich für das Ackerland im Wesentlichen zwischen 5 und 10 %, ist bei Obstplantagen etwas höher und bei Grünland, Weinbau und Wald unterhalb 5 % (Abbildung 16).

Abbildung 16: Nutzungsspezifische langjährige mittlere Sediment Delivery Ratios (SDR) je Bundesland



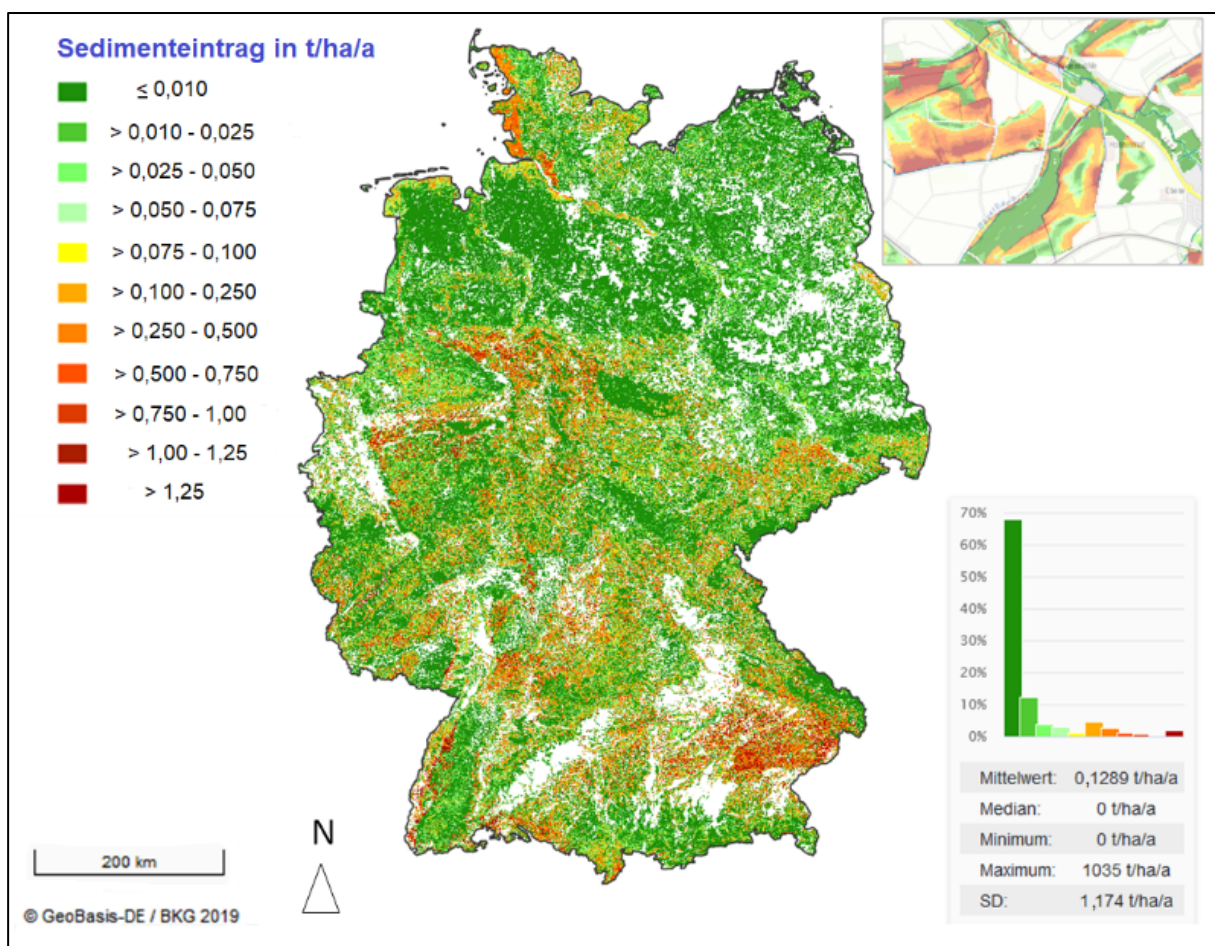
Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

Die Summe der insgesamt über alle Landnutzungen modellierten Sedimenteinträge in Deutschland liegt bei 1,6 Mio. Tonnen pro Jahr (Abbildung 17, Tabelle 6). Davon werden ca. 1,4 Mio. Tonnen Sediment von Ackerflächen in die Gewässer eingetragen, gefolgt von knapp 62.000 Tonnen von Weinbauflächen. Die anderen Nutzungstypen haben hier geringe bis marginale Anteile am Sedimenteintrag. In der Karte enthaltene weiße Flächen sind solche mit fehlender hydrologischer Anbindung, auf denen somit kein Sedimenteintrag berechnet wurde.

Tabelle 6: Nutzungsspezifischer Bodenabtrag und Sedimenteintrag für Deutschland

Parameter	Acker	Grünland	Obstbau	Weinbau	Nadelwald	Laubwald	Mischwald	Sonstige natürliche Flächen	Gesamt
Bodenabtrag in t/a	21.766.490	705.520	301.830	1.358.120	461.300	245.980	360.650	119.650	25.319.530
Sedimenteintrag in t/a	1.435.220	34.110	32.990	61.940	11.870	6.750	9.540	7.360	1.599.770

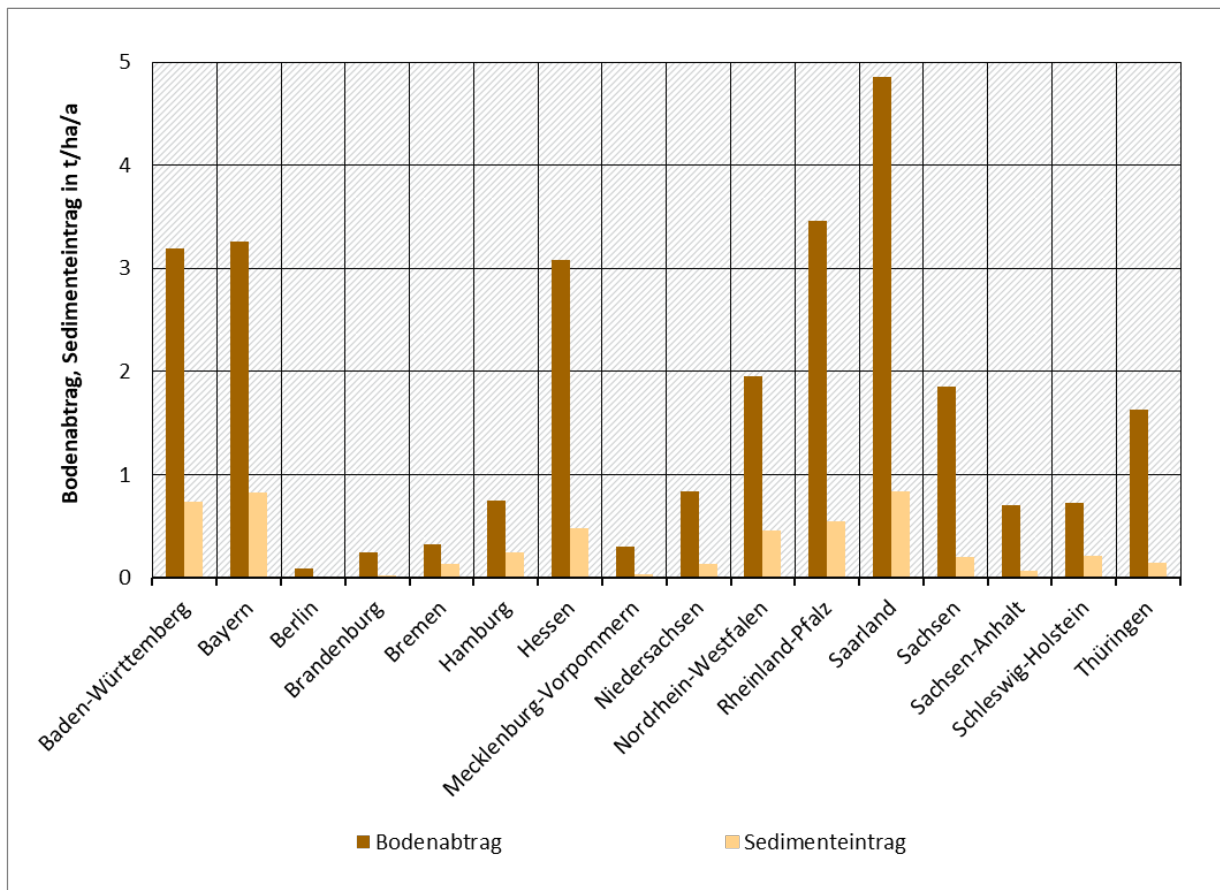
Abbildung 17: Sedimenteintrag von den hydrologisch angebundenen Zellen in Deutschland (rasterbasiert); Detailansicht Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg



Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

Abbildung 18 zeigt die Ergebnisse für die Bodenabträge und Sedimenteinträge je Bundesland. Von Bodenerosion durch Wasser und den sich daraus ableitenden Sedimenteinträgen besonders stark betroffen sind die Ackerflächen in Bundesländern mit höheren LS-Faktoren (siehe Abbildung 12). Die R-Faktoren verstärken diesen Effekt insbesondere in Bayern, Baden-Württemberg und dem Saarland. Die K-Faktoren wirken sich in den Ländern mit stärkerer Verbreitung sandiger Böden entlastend aus. Hohe Bodenabträge und Sedimenteinträge von Weinbauflächen sind vor allem in den Ländern Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg relevant, da hier die mengenmäßig größten Anbauflächen liegen.

Abbildung 18: Langjährige mittlere Bodenabträge und Sedimenteinträge je Bundesland für die Ackerflächen je Bundesland



Quelle: Eigene Darstellung, VisDat

5 Modellierung von Gesamt-Phosphoreinträgen mit dem Stoffeintragsmodell MoRE für Deutschland

Mit dem Modellinstrument MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) werden regionalisiert und pfadspezifisch Stoffeinträge in die Oberflächengewässer modelliert. Kleinste Bezugseinheiten sind die sogenannten Analysegebiete. Eine detaillierte Beschreibung des Modellsystems findet sich in Fuchs et al. (2017a), Fuchs et al. (2017b) und Fuchs et al. (2019a). MoRE wird u.a. für die bundesweite Stoffeintragsmodellierung verwendet. Die Eingangsdaten und Modellansätze werden fortlaufend aktualisiert und unter anderem durch das UBA in „Themen“ und „Daten zur Umwelt“ veröffentlicht ([Stoffeinträge in Gewässer | Umweltbundesamt](#), [Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Oberflächengewässer | Umweltbundesamt](#)).

Für die bundesweite Modellierung der Stoffeinträge werden für Plausibilisierungszwecke auch die ausländischen Gebietsanteile internationaler Flussgebiete mit berücksichtigt. Allerdings ist anzumerken, dass die Datenbasis für diese Gebiete häufig eine andere ist. In der Regel sind die Eingangsdaten räumlich und zeitlich weniger gut aufgelöst als die Daten in den deutschen Gebieten. Ziel ist es die bestverfügbaren Datengrundlagen zu verwenden, um eine möglichst hohe Aussagefähigkeit der Modellergebnisse zu erreichen. Das ist insbesondere mit Blick auf neue Anforderungen und Fragestellungen dringend notwendig.

In diesem Vorhaben liegt der Schwerpunkt auf der Weiterentwicklung der methodischen Ansätze und Modelleingangsdaten für vorwiegend partikelgebunden transportierte Stoffe am Beispiel des Nährstoffs Phosphor. In vielen Gewässern hat der Eintrag von Phosphor sowohl aus urbanen Quellen als auch aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu einer Phosphoranreicherung in Gewässersedimenten geführt. Hintergrund- und Orientierungswerte für Phosphor werden dadurch nicht flächendeckend erreicht. Der gelöst transportierte Phosphor über Grundwasser oder Oberflächenabfluss ist von Interesse, v.a. da Umweltqualitätsziele in Deutschland über den gelösten Orthophosphat-Phosphor ($\text{o-PO}_4\text{-P}$) definiert sind (Fuchs et al. 2019c), der unmittelbar die Primärproduktion steigert. Die Kenntnis über die Fraktionierung des Phosphors hilft die Eintragungssituation adäquat abzubilden und Maßnahmen abzuleiten.

Der Haupteintragspfad des partikulär transportierten Phosphors ist die Erosion, gelöster Phosphor wird diffus u.a. über Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen und Grundwasser eingetragen. Vor dem beschriebenen Hintergrund liegt der Fokus im Vorhaben nicht nur auf der Erosion, sondern auch auf den Eintragungspfaden Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen und Grundwasser. Insbesondere für den Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen und den Grundwasserabfluss war zu prüfen, ob neue Modelleingangsdaten verfügbar sind, um die Eintragsform des Phosphors mit Wirkungsbezug berücksichtigen zu können.

Im Zuge der Modellweiterentwicklung wurden neben der methodischen Weiterentwicklung aktuellere und teilweise höher aufgelöste allgemeine und pfadspezifische Modelleingangsdaten verwendet. Die neuen allgemeinen Eingangsdaten sind in Kapitel 5.1 und die pfadspezifischen Eingangsdaten und neuen pfadspezifischen methodischen Ansätze in den Kapiteln 5.2.1, 5.2.2, 5.2.3, 5.3.1 und 5.4.1 erläutert.

Die Modellierung unter Verwendung der neuen Daten und methodischen Ansätze wird exemplarisch für das Jahr 2016 durchgeführt. Die Modell-Ergebnisse werden gerundet angegeben. Zu beachten ist, dass die Modellierung mit MoRE bei der Ausweisung der Stoffeinträge in Gewässer nicht zwischen unterschiedlichen Phosphor-Fraktionen unterscheidet.

In MoRE wird letztlich der Eintrag von Gesamtphosphor abgebildet. Der gesamte Phosphoreintrag umfasst beim Eintragungspfad Erosion ausschließlich die partikuläre Fraktion und bei den Eintragungspfaden Oberflächenabfluss und Grundwasser die gelöste Phosphor-Fraktion.

5.1 Allgemeine Eingangsdaten

Als allgemeine Eingangsdaten werden Daten verstanden, die stoffunabhängig in die Ableitung der Einträge über unterschiedliche Eintragungspfade eingehen, wie bspw. die Landnutzung und Informationen zur Topographie (Höhenmodell). Sowohl der in MoRE verwendete Landnutzungsdatensatz als auch das Höhenmodell wurden im Rahmen der Projektbearbeitung aktualisiert. Eine ebenfalls wichtige stoffunabhängige Komponente ist der Wasserhaushalt. Der Wasserhaushalt ist für den Stofftransport eine treibende Größe, daher ist es essenziell für die Modellierung sowohl den Gesamtabfluss eines Gebietes als auch die einzelnen Abflusskomponenten plausibel abzubilden.

Bisher wurde in MoRE für die Ausweisung der **Landnutzung** der europaweit harmonisiert vorliegende Landnutzungsdatensatz Corine Landcover (CLC 2012) mit einer Auflösung von 25 ha verwendet. Im vorliegenden Vorhaben wird in MoRE für Deutschland der mit 1 ha höher aufgelöste Datensatz „Landesbedeckungsmodell Deutschland“ (LBM-DE) genutzt. Für die ausländischen Gebietsanteile wird aufgrund fehlender Alternativen der CLC-Datensatz beibehalten (CLC 2012 (EEA 2016)). Der LBM-DE Datensatz bezieht sich auf das Modelljahr 2015 (BKG 2019b). Der Wechsel zu LBM-DE wurde vorgenommen, da davon auszugehen ist, dass mittels LBM-DE die Landnutzung regional deutlich genauer und differenzierter in der Modellierung berücksichtigt werden kann als bisher mit dem CLC-Datensatz. Das wirkt sich regional auch auf das bilanzierte Eintragungsgeschehen aus.

In Tabelle 7 sind die resultierenden Flächen der MoRE-Landnutzungsklassen aufbereitet aus den Landnutzungsdatensätzen CLC und LBM-DE gegenübergestellt. Den größten Einfluss auf die Stoffeintragsmodellierung haben die geänderten Flächengrößen des Ackerlands, der offenen Flächen und der städtischen Flächen.

Tabelle 7: Flächenverhältnisse zwischen Corine Landcover (CLC) und Landesbedeckungsmodell (LBM-DE)

Landnutzungsklasse MoRE	CLC 2012 Fläche in km ²	LBM 2012 Fläche in km ²	Absolute Abweichung in km ²	Relative Abweichung in %
Ackerland	140.070	126.500	-13.570	-9,7
Grünland	64.400	64.550	150	0,2
Natürlich bedeckte Flächen	113.360	119.120	5.760	5,1
offene Flächen	297	442	145	48,8
städtische Gebiete	32.910	37.850	4.940	15,0
Tagebau	903	1.390	487	53,9
Feuchtgebiete	1.320	1.870	550	41,7
Wasseroberfläche	4.230	6.410	2.180	51,5

Das neue methodische Vorgehen zur Bilanzierung der erosiven Stoffeinträge (Kapitel 3 und 4) erforderte darüber hinaus eine weitere Differenzierung der bisher in MoRE separat betrachteten Landnutzungsklassen (Fuchs et al. 2010). Die Klassen „Weinbau“ und „Obstbau“, vorher integriert in der Landnutzungsklasse „Ackerland“, werden nun separat im Modell hinterlegt und abgebildet. Hintergrund ist, dass auf diesen Flächen ein anderes Erosionsgeschehen und ein anderer Stoffeintrag auf den Flächen anzunehmen ist, als auf ackerbaulich genutzten Flächen. Gletscherflächen wurden ebenfalls neu im Modell implementiert, da auch sie für die Modellierung der erosiven Einträge relevant sind und hier ein anderes methodisches Vorgehen zur Abbildung dieser Flächen notwendig ist (Fuchs et al. 2019b).

Die Informationen aus dem **Höhenmodell** werden verwendet um das mittlere Gefälle und die mittlere Höhe in den Bezugseinheiten (MoRE-Analysegebiete) abzuleiten. Bisher wurde das Höhenmodell der National Aeronautics and Space Administration (NASA 2005) mit einer Rastergröße von 100 x 100 Metern genutzt. Für die ausländischen Gebietsanteile wird das beibehalten, während für Deutschland jetzt das Digitale Geländemodell in der Auflösung 10 x 10 Metern (DGM10) verwendet wird, welches vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) bereitgestellt wird (BKG 2017).

In MoRE wird ein vereinfachter Ansatz zur Ableitung der **Wasserbilanz** und zur Separation der einzelnen Abflusskomponenten angewendet (Fuchs et al. 2010). In einem laufenden Forschungsvorhaben wird für die zukünftige bundesweite Stoffeintragsmodellierung eine Koppelung mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME umgesetzt. Allerdings können die Ergebnisse für dieses Vorhaben noch nicht genutzt werden.

Bei den Abflusskomponenten in MoRE wird zwischen dem direkten Abfluss, der mit geringer Zeitverzögerung ein Oberflächengewässer erreicht und dem Basisabfluss, der erst mit großer Zeitverzögerung das Gewässer erreicht, unterschieden. Der direkte Abfluss setzt sich aus dem Oberflächenabfluss und dem präferentiellen Abfluss (oder auch schnellen Zwischenabfluss) zusammen. Der Grundwasserabfluss sowie der verzögerte Zwischenabfluss bilden den Basisabfluss. Weitere Informationen zum Wasserhaushalt und notwendige Anpassungen für alpine Gebiete sind in Kapitel C.1 beschrieben.

5.2 Partikulärer Eintrag von Phosphor durch Erosion durch Wasser (Sedimenteintrag)

Die neu abgeleiteten deutschlandweiten Sedimenteinträge auf Rasterbasis (Kapitel 3.4, Kapitel 3.4.2.2 und Kapitel 4.2) werden zukünftig für die Modellierung der erosiven Stoffeinträge in MoRE verwendet. Der entwickelte Ansatz bildet somit ein neues Teilmodul der MoRE-Modellierung, allerdings derzeit noch im Rahmen eines Preprocessing.

Die Bilanzierung der erosiven Phosphoreinträge in Oberflächengewässer erfolgt schrittweise:

- ▶ Zur Berechnung der stofflichen Einträge durch Erosion ins Gewässer werden die Oberbodengehalte des transportierten Stoffes benötigt. Diese sollten landnutzungsspezifisch vorliegen, da es hier stoffspezifisch große Unterschiede geben kann.
- ▶ In einem weiteren Schritt ist das sogenannte Enrichment Ratio (ENR) zu berücksichtigen. Das ENR beschreibt die erhöhte stoffliche Anreicherung an feinen Bodenpartikeln, die bevorzugt durch erosive Prozesse abgetragen und transportiert werden.
- ▶ Berechnung der erosiven Phosphoreinträge in Gewässer.

Die Oberbodengehalte und Anreicherungsverhältnisse werden basierend auf den neuesten verfügbaren Daten aktualisiert.

5.2.1 Sedimenteintrag

Die neu berechneten rasterbasierten Sedimenteinträge aus Kapitel 4.2 werden für die MoRE-Modellierung zur Berechnung der erosiven Einträge über die Landnutzungen Ackerland, Grünland, Weinbau, Obstbau und natürliche Flächen verwendet. Für die alpinen Gebirgs- und Gletscherflächen wurden die für das Inn-Einzugsgebiet nach Fuchs et al. (2019b) abgeleiteten Sedimenteinträge verwendet. „Die Modellierung des Bodenabtrags mit der ABAG ist konzeptionell nicht für offene Gebirgsflächen und Gletscher geeignet, da auf diesen Flächen keine der empirischen Grundlagen erfüllt ist und letztlich auch keine nennenswerte Bodenschicht besteht“ (Fuchs et al. 2019b, S. 47). Vor diesem Hintergrund wurden die entsprechenden Sedimenteinträge auf Grundlage von Gewässer-Messdaten im Inn-Einzugsgebiet abgeleitet. Für alpine Gebirgsflächen wird eine jährliche Sedimenteintragsrate von 5,39 t/(ha · a) (Medianwert) angenommen. Unter der Annahme, dass für Gletscherflächen der Bodenabtrag dem Sedimenteintrag entspricht (SDE = 100 %), da alle mobilisierten Feststoffe ein Gewässer erreichen, wurde für Gletscherflächen ein Sedimenteintrag von jährlich 26,9 t/(ha · a) ausgewiesen (Fuchs et al. 2019b).

Für die ausländischen Gebietsanteile der Flusseinzugsgebiete liegen keine Datensätze zum Sedimenteintrag in die Gewässer vor, deshalb wurden die europaweit vorliegenden Datensätze zum Bodenabtrag durch Wasser des European Soil Data Centre (ESDAC) (Borrelli et al. 2016; Panagos et al. 2015c) genutzt. Der Bodenabtrag durch Wasser wurde mit dem Landnutzungsdatensatz CLC 2012 (EEA 2016) verschnitten, um landnutzungsspezifische Bodenabträge zu ermitteln (Panagos et al. 2015c). Für die Landnutzung „natürliche Flächen (Wälder)“ wurde der spezifische Rasterdatensatz für den Bodenabtrag auf Waldflächen verwendet (Borrelli et al. 2016). Für die Schweiz wurden die Bodenabträge für Acker aus der Erosionsrisikokarte der Schweiz abgeleitet (Bundesamt für Landwirtschaft 2019), da der europäische Datensatz dieses Gebiet nicht abgedeckt. Für die restlichen Landnutzungen der Schweiz wurde der mittlere Wert aus Österreich verwendet (Grünland, Wald). Zur Berechnung der Sedimenteinträge der ausländischen Gebiete wird der Bodenabtrag mit dem Sedimenteintragsverhältnis multipliziert. Das Sedimenteintragsverhältnis wird im Modell nach den bisherigen Ansätzen berechnet (Fuchs et al. 2010).

5.2.2 Oberbodengehalte Phosphor

Informationen zu Oberbodengehalten für Phosphor liegen derzeit nicht deutschlandweit harmonisiert vor. Grundsätzlich werden diese Daten auf landwirtschaftlicher Seite erhoben und liegen bei den VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) der Länder vor. Auf Grund von Geheimhaltungsaspekten werden diese Daten aber bisher nicht allgemein zugänglich und nutzbar gemacht.

Allerdings konnte im Rahmen eines Projektes der Länder zum Aufbau einer bundesweiten Modellierung mit dem Modellverbund AGRUM-DE ein aktualisierter Datensatz zu Phosphor-Oberbodengehalten für die Landnutzungen **Acker** und **Grünland** erzeugt werden, der auch für die MoRE-Modellierung als Raster-Datensatz zur Verfügung gestellt wurde (Wendland et al. 2022). Die Daten wurden hauptsächlich von den Ländern bereitgestellt. Es ist darauf hinzuweisen, dass die räumliche Auflösung der Informationen zwischen den Ländern sehr variiert, auch treten Ländergrenzen z.T. deutlich heraus (Abbildung 19). Ausgehend von diesem Rasterdatensatz wurden mittlere Phosphor-Oberbodengehalte pro MoRE-Analysegebiet

abgeleitet. Für Analysegebiete ohne zugrundeliegende Rasterwerte wurde eine Flächen-Interpolation der umliegenden Oberbodengehalte durchgeführt. Der Datensatz setzt sich nur für wenige Bundesländer aus Messdaten zusammen, für viele Bundesländer wurden bereits regionalisierte Werte verwendet. Ein Nachteil ist hierbei, dass beispielsweise Extremwerte verloren gehen.

In Ergänzung zu dem genannten Datensatz konnten für zwei Bundesländer (Baden-Württemberg und Thüringen) höher aufgelöste Daten verwendet werden. Für Thüringen lagen räumlich differenzierte P-Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen des Thüringer Landesamtes für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR) vor (Punktdaten, TLLLR 2020). Die Standortinformationen wurden den MoRE-Analysegebieten zugeordnet und Lücken mittels Flächen-Interpolation geschlossen. Für Baden-Württemberg lagen räumlich hochaufgelöste Phosphat (P₂O₅)-Oberbodengehalte aus dem METRIS-BW-Projekt (Kiemle et al. 2019) für Acker und Grünland vor. Die verwendeten P₂O₅-Oberbodengehalte stammen aus der Untersuchung zur Grundnährstoffversorgung von Böden in Baden-Württemberg aus den Jahren 2009-2014 und wurden nach Auerswald und Weigand (1999) in Pges-Oberbodengehalte umgerechnet. Die Daten liegen für die METRIS-BW-Basiseinzugsgebiete vor (Kiemle et al. 2019) und wurden flächengewichtet auf die baden-württembergischen MoRE-Analysegebiete übertragen.

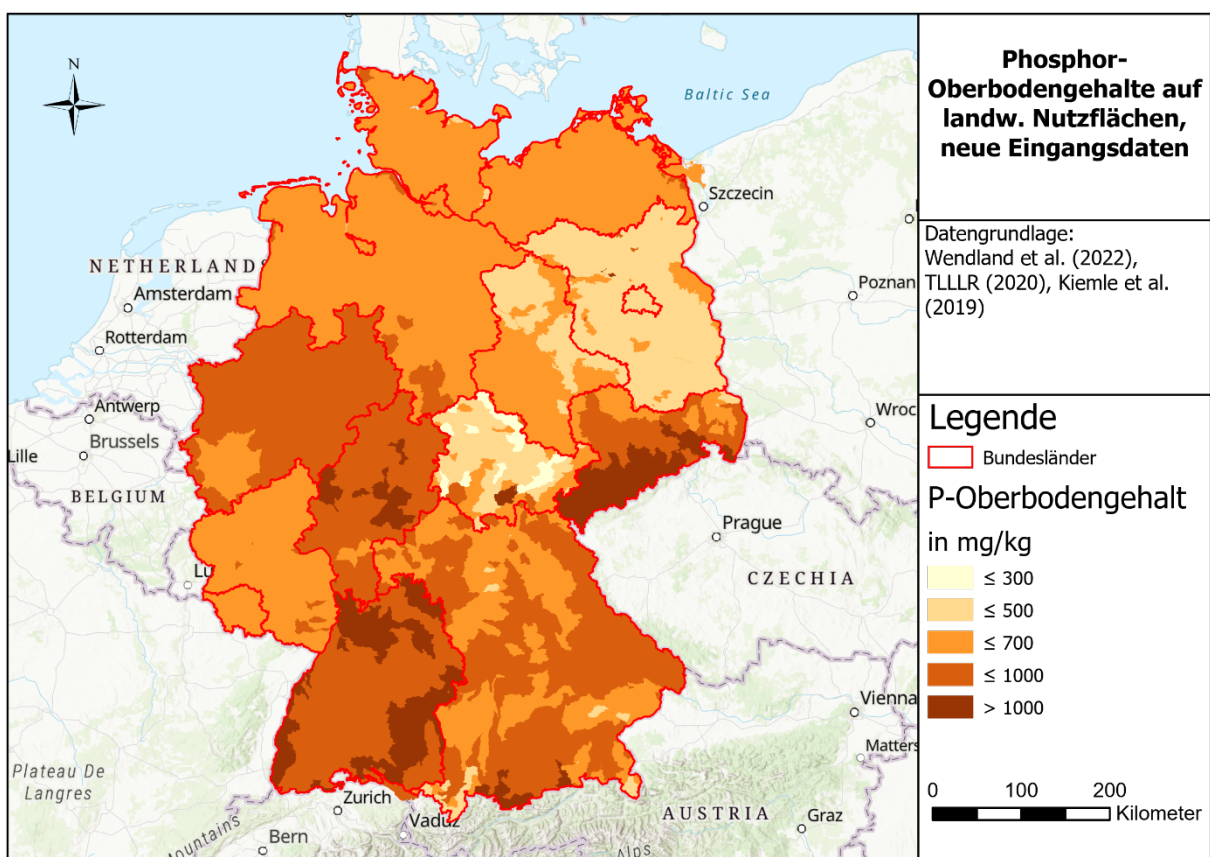
Die Datengrundlage für die Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen der einzelnen Bundesländer ist in Tabelle 8 aufgelistet. Der mittlere Oberbodengehalt landwirtschaftlicher Flächen für Deutschland beträgt ca. 685 mg/kg (Tabelle 9). Die räumliche Verteilung der P-Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen ist in Abbildung 19 dargestellt. Deutlich erkennbar sind hier die angesprochenen Wertesprünge an Bundeslandgrenzen, welche durch die unterschiedlichen Datengrundlagen entstehen. Das deutet darauf hin, dass es sich um keinen konsistenten und harmonisierten Datensatz handelt. Um auch deutschlandweit vergleichende Aussagen treffen zu können ist aber ein harmonisierter und konsistenter Datensatz für das gesamte Gebiet zwingend notwendig.

Tabelle 8: Datengrundlage der Oberbodengehalte für landwirtschaftliche Flächen

Bundesland	Datengrundlage	Herkunft
Baden-Württemberg	Grundnährstoffversorgung von Böden (Datenbasis 2009-2014)	Kiemle et al. (2019)
Bayern	P-Gehalte (CAL) auf Gemeindeebene 2005-2010; Umrechnung in Pges durch Forschungszentrum Jülich	Wendland et al. (2022)
Berlin	Deutschlandweiter Mittelwert	Wendland et al. (2022)
Brandenburg	Doppel-Lactat-Auszug (P-DL) für Landkreise 2006-2009, Umrechnung in Pges durch Forschungszentrum Jülich	Wendland et al. (2022)
Bremen	Deutschlandweiter Mittelwert	Wendland et al. (2022)
Hamburg	Deutschlandweiter Mittelwert	Wendland et al. (2022)
Hessen	Regionalisierte Messdaten Pges	Wendland et al. (2022)
Mecklenburg-Vorpommern	Regionalisierte Daten	Wendland et al. (2022)

Bundesland	Datengrundlage	Herkunft
Niedersachsen	Pges übermittelt	Wendland et al. (2022)
Nordrhein-Westfalen	Pges-Messungen 2009-2010, regionalisiert für naturräumliche Haupteinheiten	Wendland et al. (2022)
Rheinland-Pfalz	Expertenschätzungen zu Gehalten, Umrechnung in Pges durch Forschungszentrum Jülich	Wendland et al. (2022)
Saarland	Deutschlandweiter Mittelwert	Wendland et al. (2022)
Sachsen	Pges für Oberflächengewässerkörper nach Digitalisierung	Wendland et al. (2022)
Sachsen-Anhalt	Regionalisierte Daten aus 2017, umgerechnet in Pges	Wendland et al. (2022)
Schleswig-Holstein	Messdaten zu Phosphor Bestimmung im Doppel-Lactat-Auszug (P-DL) 2011-2017, umgerechnet in Pges	Wendland et al. (2022)
Thüringen	Thüringer Landesamt für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR): räumlich differenzierte Daten	TLLLR (2020)

Abbildung 19: Räumliche Verteilung der Phosphor-Oberbodengehalte der landwirtschaftlich genutzten Flächen in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung, KIT-IWG

Für die Landnutzungen **Weinbau** und **Obstbau** wurden für Deutschland Median-Werte aus dem Projekt METRIS-BW verwendet (Tabelle 9), da sonst keine Daten zu Oberbodengehalte dieser Landnutzungen verfügbar waren.

Für **Gletscherflächen** (alpine offene Flächen) wurde ein Median-Wert aus dem Inn-Einzugsgebiet (Fuchs et al. 2019b) verwendet (Tabelle 9), da die MoRE-Analysegebiete deutlich größer aufgelöst sind als die Analysegebiete aus dem Inn-Projekt.

Für die Landnutzung **Wald** lag ein Datensatz der Bodenzustandserhebung (BZE) Wald II vor (TI 2020). Der Phosphor-Gehalt im Oberboden (oberste 0-5) wurde anhand eines Königwasseraufschlusses ermittelt. Insgesamt lagen 1.853 Beprobungen vor. Da diese nicht alle MoRE-Analysegebiete abdecken, wurde hier analog zu den landwirtschaftlichen Oberbodengehalten eine Flächen-Interpolation durchgeführt.

Eine Übersicht über die mittleren Oberbodengehalte der verschiedenen Landnutzungen ist in Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 9: Mediane Phosphor(P)-Oberbodengehalte verschiedener Landnutzungen für Deutschland

Landnutzung	Median P-Oberbodengehalt in mg/kg	Datenquelle
Acker und Grünland	660	Wendland et al. (2022), TLLLR (2020), Kiemle et al. (2019)
Weinbau	1.418	Kiemle et al. (2019)
Obstbau	1.141	Kiemle et al. (2019)
Alpine offene Flächen	660	Fuchs et al.(2019b)
Gletscher	660	Fuchs et al.(2019b)
Wald	315	TI (2020)

Mit Ausnahme für die Schweiz und Österreich wurden für die ausländischen Gebiete die Median-Werte der P-Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen aus Deutschland verwendet. Für Österreich wurden Daten aus dem Inn-Einzugsgebiet verwendet (Fuchs et al. 2019b) und flächengewichtet auf die Analysegebiete übertragen. Für die Schweiz wurde der Oberbodengehalt landwirtschaftlicher Flächen aus dem schweizerischen Stoffbilanzmodell MODIFFUS (Hürdler et al. 2015) herangezogen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Mediane Phosphor(P)-Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen für das Ausland

Land	Median P-Oberbodengehalt in mg/kg	Datenquelle
Österreich	560	Fuchs et al.(2019b)
Schweiz	960	Hürdler et al. (2015); MODIFFUS
Alle anderen Länder	660	Wendland et al. (2022), TLLLR (2020), Kiemle et al. (2019)

Für die Landnutzungen Weinbau, Obstbau, alpine offene Flächen, Gletscher und Wald wurden die Median-Werte aus Deutschland (Tabelle 9) verwendet.

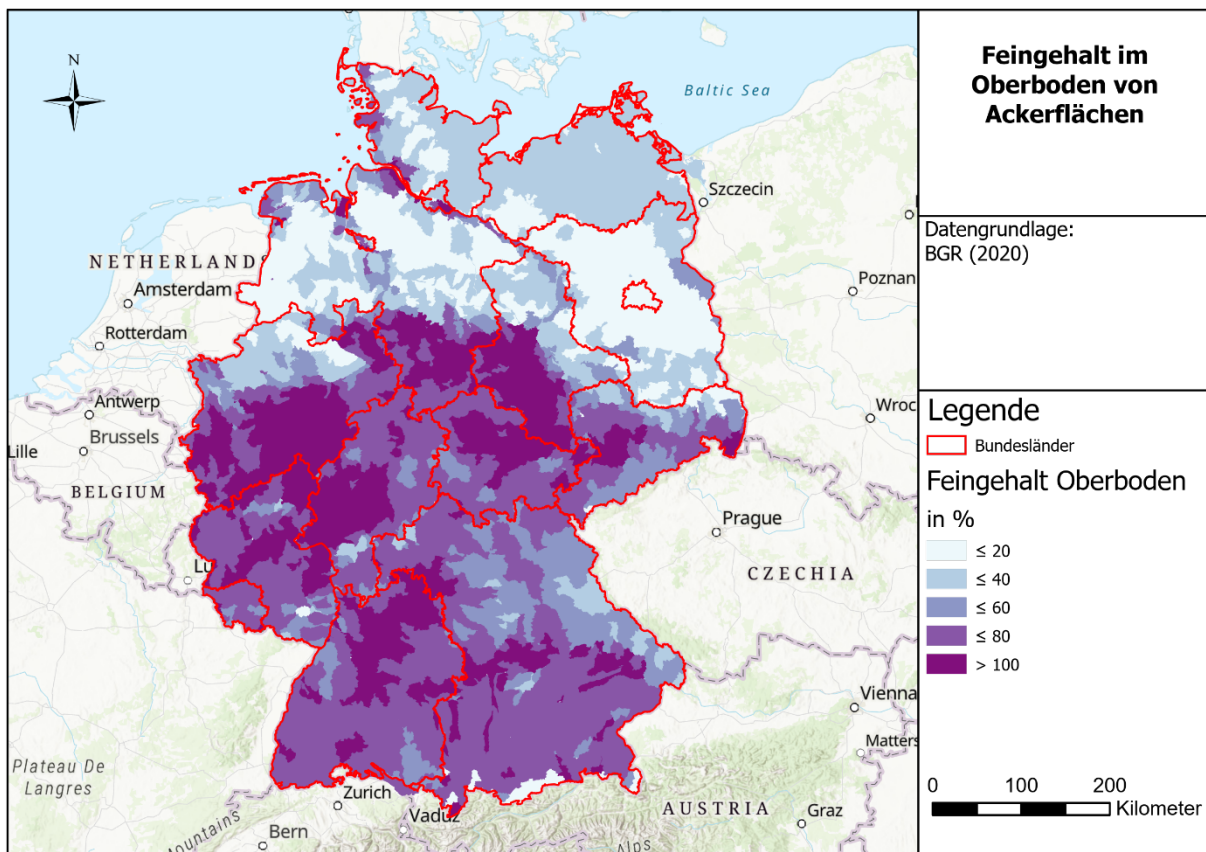
5.2.3 Anreicherungsverhältnis (ENR)

Die bisherige Berechnung des Anreicherungsverhältnisses (Enrichment Ratio) basiert auf Behrendt et al. (1999), die den spezifischen Sedimenteintrag als Schlüsselgröße für die Anreicherung der Stoffgehalte im eingetragenen Sediment nutzen. Ein Nachteil dieses Modellansatzes ist, dass bei sehr geringen spezifischen Sedimenteinträgen extrem hohe Anreicherungsverhältnisse berechnet werden (Maximalwert 18). Im Mittel liegt das Anreicherungsverhältnis in der bisherigen MoRE-Modellierung für Deutschland bei 11,8. Fuchs und Schwarz (2007) gehen hingegen von einem Anreicherungsverhältnis für Phosphor von maximal 5,8 aus. Für Baden-Württemberg leiten Fuchs und Schwarz (2007) aus Felduntersuchungen ein Anreicherungsverhältnis für Phosphor zwischen 1,1 bis 2,5 ab. Sie stellen weiterhin fest, dass neben dem spezifischen Sedimenteintrag auch der Ton- und Schluffgehalt der Oberböden maßgeblichen Einfluss auf das erreichbare Anreicherungsverhältnis hat.

Im METRIS-BW Projekt (Kiemle et al. 2019) wurde aus diesem Grund der Ansatz zur Berechnung des Anreicherungsverhältnisses überarbeitet. Es wurde ein Zusammenhang zwischen dem Ton- und Schluffgehalt des Oberbodens und dem Anreicherungsfaktor abgeleitet. Für dieses Vorhaben wurde der Ansatz aus METRIS-BW getestet, der den Feingehalt im Oberboden berücksichtigt.

Die Ton- und Schluffgehalte verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungen (Acker, Grünland, Obstbau, Weinbau und natürliche Flächen) wurden aus der BUEK200 (BGR 2020) für Deutschland abgeleitet und auf das 10 m Raster geschrieben (Abbildung 20). Für das Ausland stehen Ton- und Schluffgehalte aus dem LUCAS Datensatz zur Verfügung (Ballabio et al. 2016). Diese wurden auf Ebene der MoRE-Analysegebiete als mittlere Werte aufbereitet. Da nicht für alle MoRE-Analysegebiete Daten vorhanden waren, wurden die Lücken mittels Flächen-Interpolation gefüllt.

Abbildung 20: Feingehalt der Böden auf Ackerflächen



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Beim Ansatz aus dem Projekt METRIS-BW wird der Feingehalt im Oberboden landwirtschaftlicher Flächen als entscheidender Parameter in die Berechnung des Anreicherungsverhältnisses aufgenommen. Hier liegen verschiedene Annahmen zugrunde:

- ▶ Als „feine Kornfraktionen“ werden Schluff und Ton angenommen (Abbildung 10).
- ▶ Beim Transport von abgetragenem Bodenmaterial in Richtung Gewässer werden bevorzugt die groben Kornfraktionen zurück gehalten, die feinen Kornfraktionen erreichen das Gewässer.
- ▶ Schluff- und Tonpartikel werden gleich gut transportiert, d.h. das Verhältnis der beiden Korngrößen im Sediment ist gleich dem Verhältnis im abgetragenen Boden.
- ▶ Der gesamte Phosphor im Boden ist an die feinen Kornfraktionen (Schluff- und Tonpartikel) gebunden. Der Phosphor-Gehalt im Sand wird vernachlässigt.

Gleichung 10: Berechnung des Feingehalts im abgetragenen Bodenmaterial

$$FG_{Bod} = T + U$$

Mit

FG_{Bod} = Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial [%],

T = Tongehalt im abgetragenen Bodenmaterial [%],

U = Schluffgehalt im abgetragenen Bodenmaterial [%].

Basierend auf diesen Annahmen soll zunächst die Anreicherung der feinen Kornfraktionen betrachtet werden, da diese das Gewässer erreichen und zudem hoch mit Phosphor beladen sind. Das Anreicherungsverhältnis für die feinen Kornfraktionen kann aus den Gehalten an feinen Kornfraktionen im Boden und im Sediment wie folgt berechnet werden (Gleichung 11):

Gleichung 11: Berechnung des Anreicherungsverhältnisses

$$ENR_{FEIN} = \frac{FG_{SED}}{FG_{BOD}}$$

Mit

ENR_{FEIN} = Anreicherungsverhältnis der feinen Kornfraktion [-],

FG_{BOD} = Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial [%],

FG_{SED} = Feingehalt im eingetragenen Sediment [%].

Dabei müssen zwei grundsätzliche Fälle unterschieden werden:

1) $SDR < FG_{BOD}$:

Wenn das SDR kleiner ist als der Gehalt an Feinmaterial im Boden, gelangen ausschließlich Partikel der feinen Korngrößen als Sediment ins Gewässer. Der Gehalt an Feinmaterial im eingetragenen Sediment beträgt dann 100 %, so dass gilt (Gleichung 12):

Gleichung 12: Berechnung des Anreicherungsverhältnisses, für Sedimenteintragsverhältnis kleiner dem Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial

$$ENR_{FEIN} = \frac{FG_{SED}}{FG_{BOD}} = \frac{100 \%}{FG_{BOD}[\%]} = \frac{1}{FG_{BOD}[-]}$$

Mit

ENR_{FEIN} = Anreicherungsverhältnis der feinen Kornfraktion [-],

FG_{BOD} = Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial [%],

FG_{SED} = Feingehalt im eingetragenen Sediment [%].

In Tabelle 11 ist die Anreicherung in Abhängigkeit vom Feingehalt für Oberböden von Ackerflächen dargestellt. Für sehr geringe Feingehalte (T + U) von 10 % werden mit diesem Ansatz Anreicherungen bis zu 10, für Lössböden mit einem Feingehalt von ca. 80 % eine Anreicherung von ca. 1,3 erreicht.

Tabelle 11: Anreicherungsverhältnisse in Abhängigkeit vom Feingehalt (Ton (T) + Schluff (U)) auf Ackerflächen

Feingehalt (T + U) in % im Oberboden	Anreicherungsverhältnis
10	10,0
20	5,0
30	3,3
40	2,5
50	2,0
60	1,7
70	1,4
80	1,3
90	1,1
100	1,0

2) $SDR > FG_{Bod}$:

Wenn das SDR größer ist, als der Gehalt an Feinmaterial im Boden, wird das komplette Feinmaterial eingetragen und zusätzlich noch ein Teil der größeren Kornfraktionen. Da die komplette Feinmaterialmenge FM_{BA} des Bodens als Sediment ins Gewässer eingetragen wird, kann die Feinmaterialmenge des Sediments FM_{SED} in der Formel durch die Feinmaterialmenge FM_{BA} ersetzt werden. Als Anreicherungsverhältnis für das Feinmaterial ENR_{FEIN} vereinfacht sich die Gleichung somit wie folgt (Gleichung 13):

Gleichung 13: Berechnung des Anreicherungsverhältnisses, für Sedimenteintragsverhältnis größer Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial

$$ENR_{FEIN} = \frac{FG_{SED}}{FG_{BOD}} = \frac{\frac{FM_{BA}}{Sedimenteintrag}}{\frac{FM_{BA}}{Bodenabtrag}} = \frac{Bodenabtrag}{Sedimenteintrag} = \frac{1}{SDR}$$

Mit

ENR_{FEIN} = Anreicherungsverhältnis der feinen Kornfraktion [-],

FM_{BA} = komplette Feinmaterialmenge des Bodens [%],

SDR = Sedimenteintragsverhältnis [-],

FG_{BOD} = Feingehalt im abgetragenen Bodenmaterial [%],

FG_{SED} = Feingehalt im eingetragenen Sediment [%].

Für die deutschen Analysegebiete treten die beiden Fälle in folgenden Häufigkeiten auf:

$$ENR_{FEIN} = \frac{1}{FG_{BOD}} \quad (\text{Fall 1}) \quad 2.682 \text{ Analysegebiete}$$

$$ENR_{FEIN} = \frac{1}{SDR} \quad (\text{Fall 2}) \quad 77 \text{ Analysegebiete}$$

Der zweite Fall kommt nur bei sehr wenigen Analysegebieten (77) vor, es handelt sich hier nur um Gebiete im Norden Deutschlands, in denen es tendenziell einen niedrigeren spezifischen Sedimenteintrag gibt.

Aufgrund der Annahme, dass der gesamte Phosphor im Boden an die feinen Kornfraktionen ENR_P gebunden ist, entspricht das Anreicherungsverhältnis dem Anreicherungsverhältnis ENR_{FEIN} der feinen Kornfraktionen (Gleichung 14):

Gleichung 14: Anreicherungsverhältnis von Phosphor

$$ENR_P = ENR_{Fein}$$

Mit

ENR_P = Anreicherungsverhältnis von Phosphor [-],

ENR_{FEIN} = Anreicherungsverhältnis der feinen Kornfraktion [-].

Die räumliche Verteilung des Feingehalts spiegelt sich in den resultierenden Anreicherungsverhältnissen wider (Abbildung 21), die für alle Rasterzellen mit vorhandenem Sedimenteintrag berechnet wurden. Die Anreicherungsverhältnisse basierend auf dem Ansatz von METRIS-BW (Kiemle et al. 2019) liegen deutlich niedriger als die bisher im Modell verwendeten Anreicherungsverhältnisse. Bezogen auf die Analysegebiete ergibt sich ein $ENR > 6$ nur in ca. 20 % der Fälle. Das mittlere rasterbezogene ENR in Deutschland liegt bei 2,7 für Ackerflächen und für Landwirtschaftsflächen bei 3,0. Das maximale ENR liegt bei 13,3 und kommt hauptsächlich im Norden Deutschlands bei sandigen Böden vor. Da in diesen Gebieten der Sedimenteintrag ins Gewässer sehr gering ist, hat dies keine negativen Auswirkungen auf die Modellierung. Für ton- und schluffgeprägte Böden liefert der neue Ansatz plausible Werte und spiegelt den Transport von Phosphor über die feine Bodenfraktion wider.

Da die Anreicherung nicht nur vom Feingehalt (T + U) im Oberboden abhängig ist, sondern auch von der Intensität des Bodenabtrags, wird im zweiten Schritt ein in Deutschland weit verbreiteter Ansatz zur Berechnung der Anreicherung von Auerswald (1989) getestet. Auerswald (1989) ermittelte den Zusammenhang zwischen dem Anreicherungsverhältnis und dem Bodenabtrag wie folgt (Gleichung 12):

Gleichung 15: Anreicherungsverhältnis nach Auerswald (1989)

$$ENR = 2,53 \cdot A^{-0,21}$$

Mit

ENR = Anreicherungsverhältnis [-],

A = spezifischer Bodenabtrag [t/(ha · a)].

Bei diesem Ansatz werden mit hohem Bodenabtrag niedrigere Anreicherungen berechnet. Dies ist plausibel, da bei einer hohen Ereignisintensität der Boden nicht selektiv transportiert wird (d.h. keine Anreicherung), wohingegen bei einer niedrigen Intensität vor allem die Feinfraktion transportiert wird und es zu einer Anreicherung kommt. Jedoch muss beachtet werden, dass der Ansatz von Auerswald (1898) nur auf Gebiete bezogen werden sollte, die ähnliche Eigenschaften

wie die zur Herleitung der Abhängigkeit verwendeten Gebiete haben (Fuchs et al. 2004). Die Übersicht über die resultierenden Anreicherungsverhältnisse ist in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12: Anreicherungsverhältnisse nach Auerswald (1989) in Abhängigkeit vom spezifischen Bodenabtrag landwirtschaftlicher Flächen

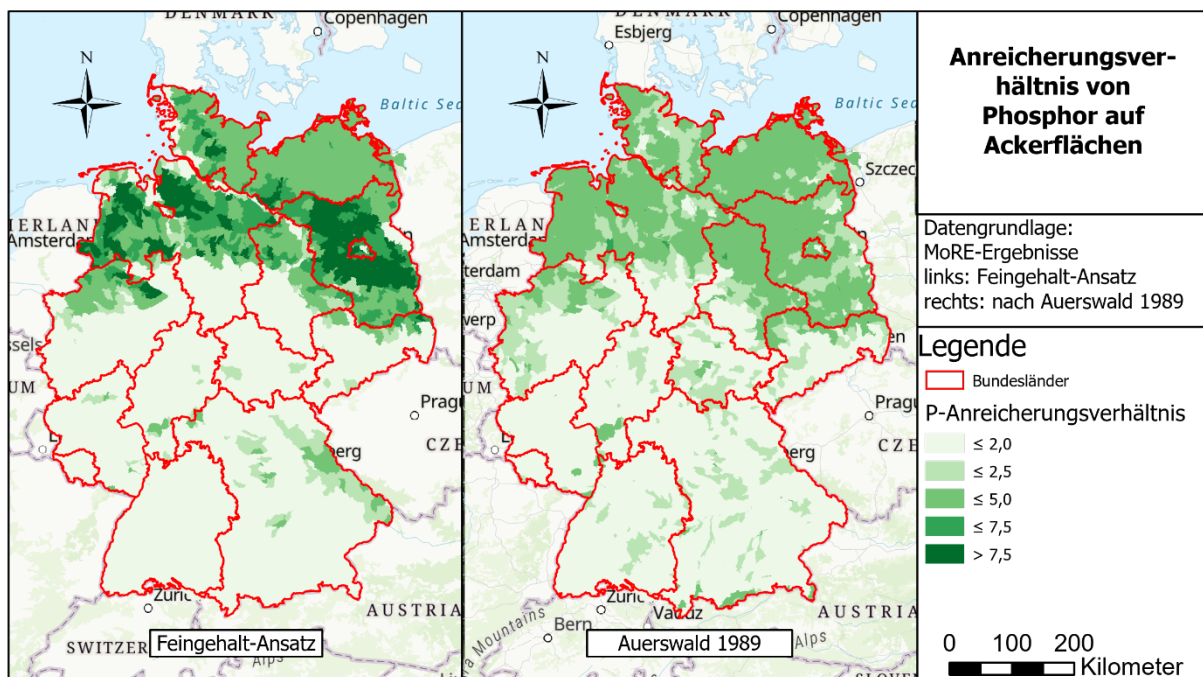
Bodenabtrag in t/(ha · a)	Anreicherungsverhältnis
0,01	6,65
0,10	4,10
0,20	3,55
0,50	2,93
1,00	2,53
5,00	1,80
10	1,56
50	1,11
85	1,00

Das mittlere Anreicherungsverhältnis in Deutschland für Phosphor liegt nach dem Ansatz von Auerswald (1989) bei 2,5 und unterscheidet sich somit nur gering vom Feingehalt-Ansatz. Auch die räumliche Verteilung ist ähnlich (Abbildung 21), jedoch ist auch erkennbar, dass die Anreicherungen im Norden (sandgeprägte Gebiete) mit dem Auerswald-Ansatz deutlich niedriger sind. Trotzdem erreicht dieser Ansatz ebenfalls hohe Anreicherungsverhältnisse für Gebiete mit sehr geringem Bodenabtrag ($< 0,01$ t/(ha · a)).

Idealerweise sollte ein Modell zur Ableitung der Anreicherungs-faktoren beide Einflussgrößen enthalten. In der Fläche fehlen hierzu allerdings die empirischen Grundlagen. Die Ergebnisse von Vergleichsrechnungen auf Grundlage des Auerswald bzw. METRIS-BW-Ansatz zeigen, dass beide Ansätze ähnliche mittlere Anreicherungen für Deutschland ergeben. Beide Ansätze liefern auch für das lössgeprägte Testgebiet Kraichbach durch Messdaten belegbare, plausible Anreicherungsverhältnisse. Das mittlere Anreicherungsverhältnis für das Gebiet variiert zwischen 1,2 (METRIS-BW-Ansatz) und 1,4 (Auerswald-Ansatz) und ist nahezu um den Faktor 4 kleiner als der nach Behrendt et al. (1999) berechnete mittlere Wert.

Die beiden Ansätze bilden somit die Verhältnisse in Lössgebieten, bei denen von einer Anreicherung von nahe an 1 ausgegangen werden kann (Fuchs et al. 2004) deutlich besser ab. Für die weitere Modellierung wird, solange ein kombinierter Ansatz zur Anwendung in Gesamtdeutschland nicht verfügbar ist, auf den Feingehalt-Ansatz zurückgegriffen, da dieser über die Bodeneigenschaften von landwirtschaftlichen Flächen eine Einflussgröße berücksichtigt, die nicht kurzfristigen Änderungen unterliegt. Ebenso wie der Bodenabtrag und der Sedimenteintrag soll das Anreicherungsverhältnis langjährige mittlere Bedingungen widerspiegeln.

Abbildung 21: Anreicherungsverhältnis für Ackerflächen, neue Modellierung



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.2.4 Phosphoreinträge über den Eintragspfad Erosion

Für die Berechnung der Phosphoreinträge über Erosion wird der Sedimenteintrag mit dem Stoffgehalt im Sediment multipliziert. Der Stoffgehalt im Sediment setzt sich aus dem Oberbodengehalt und dem Anreicherungsverhältnis zusammen:

Gleichung 16: Berechnung von Phosphoreinträgen über Erosion

$$E_{Erosion,P} = SE \cdot c_{SED,P}$$

$$c_{SED,P} = c_{Boden,P} \cdot ENR_P$$

Mit

$E_{Erosion,P}$ = Stoffeinträge über Erosion [t/a],

$c_{Boden,P}$ = Phosphorgehalt im abgetragenen Bodenmaterial [mg/kg],

$c_{SED,P}$ = Phosphorgehalt im eingetragenen Sediment [mg/kg],

ENR_P = Anreicherungsverhältnis von Phosphor [-],

SE = Sedimenteintrag [t/a].

Über alle Nutzungen werden bundesweit ca. 1.640 Tonnen Phosphor in die Oberflächengewässer eingetragen. Der Haupteintrag erfolgt mit ca. 1.350 Tonnen von Ackerflächen (Tabelle 13). Insgesamt sind die mittels der neuen Daten und Ansätze modellierten Phosphoreinträge über Erosion ca. 44 % niedriger als bisher mit MoRE modelliert.

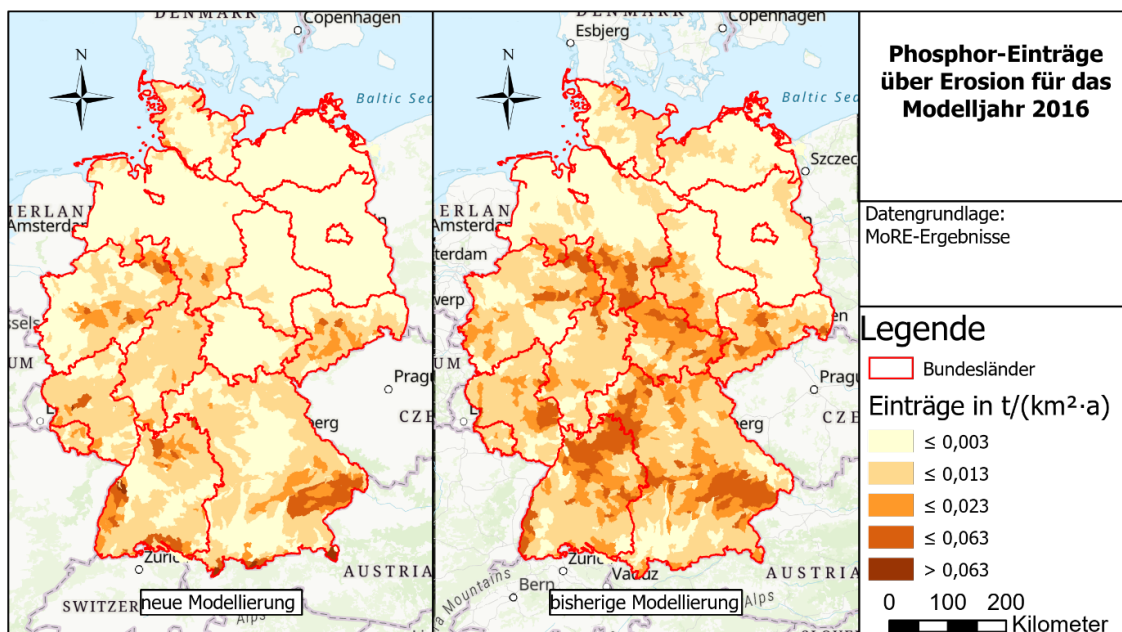
Grund für diese Abweichung ist vor allem die neue hochaufgelöste und landnutzungsdifferenzierte Modellierung des Sedimenteintrags. Die Sedimenteinträge auf landwirtschaftlichen Flächen sind auf Grundlage der neuen Ansätze deutlich niedriger als bei der bisherigen Modellierung. Die Sedimenteinträge von natürlichen Flächen werden ebenfalls niedriger ausgewiesen. Für alpine Flächen steigt dagegen der Sedimenteintrag stark an. Ein

weiterer Grund für die Änderungen sind die geänderten landnutzungsspezifische Flächenanteile durch den neuen Landnutzungsdatensatz LBM-DE. Die Ackerflächen sind mit dem LBM-DE Datensatz um ca. 10 % niedriger (siehe Tabelle 7). Die alpinen offenen Flächen sind im LBM-DE Datensatz deutlich höher, das spiegelt sich in den Einträgen wider. Auch die neuen Oberbodengehalte tragen zu den veränderten Einträgen bei. Für landwirtschaftliche Flächen kann nun auch die Landnutzung „Obstbau“ und „Weinbau“ unterschieden werden, die die höchsten Oberbodengehalte aufweisen. Die mittleren Oberbodengehalte von Acker und Grünland sind höher als in der bisherigen Modellierung, ebenfalls die für Wälder und alpine Flächen. Zusätzlich ist das Anreicherungsverhältnis auf landwirtschaftlichen Flächen im Mittel deutlich zurückgegangen. Die räumliche Verteilung der neu berechneten Phosphoreinträge über den Pfad Erosion zeigt Abbildung 22.

Tabelle 13: Modellierte Phosphor-Einträge in Oberflächengewässer über Erosion (MoRE) für Deutschland

Nutzung	Neuer P-Eintrag in t/a	Bisheriger P-Eintrag in t/a	Differenz in %
Ackerland	1.350	Nicht differenziert	-
Grünland	36	Nicht differenziert	.
Obstbau	47	Nicht differenziert	.
Weinbau	103	Nicht differenziert	-
Landw. Flächen, gesamt	1.540	2.590	-41
Natürliche Flächen (Wald)	25	295	-92
Alpine offene Flächen	70	11	+536
Gesamt	1.640	2.900	-43

Abbildung 22: Flächenspezifische Phosphoreinträge über Erosion



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.2.5 Fazit

Die Kombination aus methodisch neu ausgewiesenen landnutzungsspezifischen Sedimenteinträgen, höher aufgelösten Landnutzungsinformationen, aktuelleren Phosphor-Oberbodengehalten sowie neuer Methoden zur Ausweisung des Anreicherungsverhältnisses führen zu neuen Ergebnissen bei der bundesweiten Berechnung der Phosphoreinträge mit dem Modell MoRE über den Eintragspfad Erosion (Wasser). Die neu berechneten Einträge sind geringer als bei den vorangegangenen Modellierungen. Es wird davon ausgegangen, dass die neuen Ergebnisse eine realistischere Abschätzung der Phosphoreinträge über Erosion darstellen als bisher. Das zeigen auch die Validierungen im Einzugsgebiet des Kraichbach. Die neuen Eingangsdaten und Berechnungsansätze haben die Modellierung aus folgenden Gründen verbessert:

- ▶ Die Sedimenteinträge wurden basierend auf hochaufgelösten räumlichen Eingangsdaten und neuen Ansätzen auf einem 10 x 10 m Raster neu berechnet. Die im Modellansatz implementierten Methoden liefern langjährige mittlere Bodenabträge und Sedimenteinträge und berücksichtigen die aktuellen klimatischen, nutzungs- und bewirtschaftungsspezifischen Rahmenbedingungen.
- ▶ Der Landnutzungsdatensatz LBM-DE mit einer höheren Auflösung bildet die Realität besser ab als der bisherige Landnutzungsdatensatz CLC.
- ▶ Die regionalisierten Oberbodengehalte basieren auf aktuellen Informationen bis hin zu Messwerten und müssen nicht mehr anhand eines Ton-Phosphor-Ansatzes und einer P-Akkumulation abgeleitet werden. Für Wälder liegen nun räumlich differenzierte Messdaten (BZE II) von Oberbodengehalten vor, zuvor wurde für die Modellierung ein deutlich niedrigerer und konstanter Wert verwendet.
- ▶ Das Anreicherungsverhältnis für Phosphor spiegelt die realen Verhältnisse besser wider und liegt nun im Mittel für alle Nutzungen bei 2,7 statt zuvor bei 11,8.

5.3 Gelöster Eintrag von Phosphor über Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen

Neue Erkenntnisse zum gelösten Stofftransport und somit zu Einträgen aus der Abschwemmung, konnten in einem Projekt in Baden-Württemberg (METRIS-BW) durch Berechnungsversuche gewonnen werden (Kiemle et al. 2019). Bei Feldversuchen an 23 Standorten wurden künstliche Starkregenereignisse simuliert und sowohl im resultierenden Oberflächenabfluss auf nicht befestigten Flächen als auch im präferentiellen Abfluss Konzentrationsmessungen durchgeführt. Im Ergebnis konnten für die beiden Abflusskomponenten unterschiedliche Konzentrationsbereiche ermittelt werden. Da für die Modellierung in Baden-Württemberg eine schnelle und eine langsame Direktabflusskomponente ausgewiesen wurde, ist eine differenzierte Berechnung der Einträge über Oberflächenabfluss und über präferentiellen Abfluss möglich. Die resultierenden Einträge über beide Komponenten werden im Modell von BW („METRIS-BW“) zur Abschwemmung gezählt (Kiemle et al. 2019).

In der bundesweiten MoRE-Modellierung ist die separate Ausweisung der beiden Abflusskomponenten aktuell noch nicht möglich. Die bisher im Modell hinterlegten Konzentrationen im Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen basieren auf Behrendt et al. (1999). Diese Daten zeigen klare Brüche an den Bundeslandgrenzen. Für die zukünftige Modellierung sollen die Konzentrationen auf einer aktuellen Datengrundlage neu abgeleitet

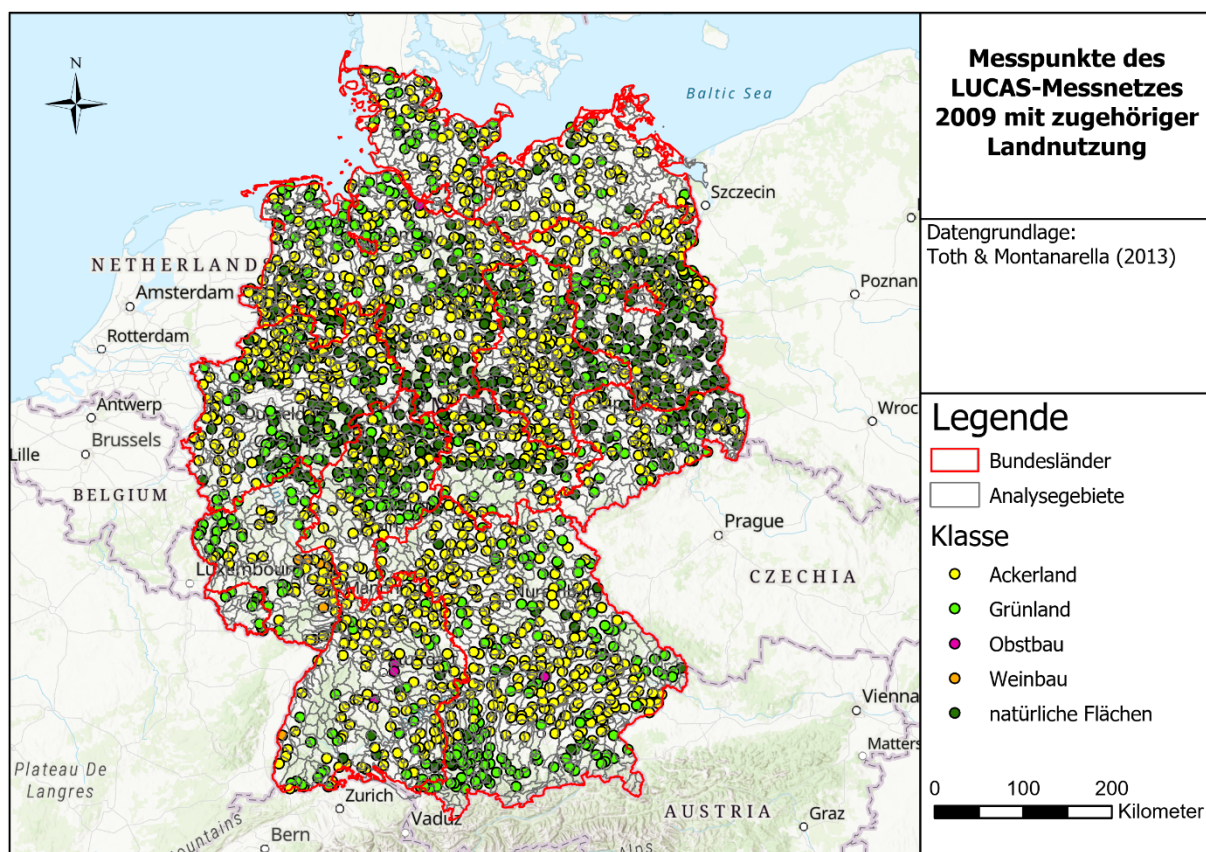
werden. In dem Zusammenhang wurde auch geprüft, ob der in Baden-Württemberg verwendete Ansatz zur Ableitung von Konzentrationen im Oberflächenabfluss sowie im präferentiellen Abfluss für die deutschlandweite Modellierung verwendet werden kann. Bei diesem Ansatz wurden aus landesweit vorliegenden pflanzenverfügbaren Phosphatgehalten (P_2O_5) pro 100 g Boden, ermittelt nach der Calcium-Acetat-Lactat(CAL)-Methode (VDLUFA-Methode A 6.2.1.1 (VDLUFA 2002)) für Ackerland, Grünland, Weinbau- und Obstbauflächen Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und präferentiellen Abfluss abgeleitet.

5.3.1 Eingangsdaten und Methoden

Deutschlandweit liegen keine einheitlichen und harmonisierten Daten zu P-Oberbodengehalten (z.B. P-CAL) vor. Daten gibt es häufig nur auf Länderebene. Deshalb wurde auf den europäischen LUCAS-Datensatz (Land Use and Cover Area frame statistical Survey) des European Soil Data Centre (ESDAC) zurückgegriffen (Tóth et al. 2013). Im LUCAS-Programm werden seit 2009 europaweit Stichproben zur Bodennutzung und Bodenbedeckung erhoben. Die Beprobungen finden auf einem 2 km x 2 km Raster statt, welches ganz Europa abdeckt. Jeder Ort wird anhand der Landbedeckung klassifiziert und die Beprobungspunkte sind so verteilt, dass alle möglichen Landbedeckungen und Landnutzungen im Untersuchungsgebiet abgedeckt sind. Die letzte Erhebung der LUCAS-Daten fand 2015 statt. Mit dem LUCAS-Datensatz liegt eine europaweit harmonisierte, frei verfügbare Datengrundlage vor. LUCAS bietet eine große Spannweite an Informationen zu Bodeneigenschaften (Orgiazzi et al. 2018). Grundsätzlich werden bei der Probenahme an jedem einzelnen Standort fünf Teilproben des Oberbodens nach einem standardisierten Vorgehen entnommen und zu einer Mischprobe zusammengefasst (Orgiazzi et al. 2018; Tóth et al. 2013). Danach werden die Proben in einem einzigen Labor physikalisch und chemisch analysiert. Der Phosphor-Gehalt wird nach dem ISO 11263 (1994) Verfahren gemessen. Bei dem Verfahren wird der gelöste Phosphor-Gehalt in einer Natriumhydrogencarbonat-Lösung (Olsen-Methode) in mg/kg ermittelt (Tóth et al. 2013). Generell sind die mittels Olsen-Methode extrahierten P-Werte kleiner/gleich den P-CAL-Werten (Neyroud und Lischer 2003). Für Deutschland sind in dem Datensatz 3.342 Probenahmepunkte vorhanden. Zu jedem Probenahmepunkt ist die zugrundeliegende Landnutzung basierend auf Corine Landcover (CLC) hinterlegt.

Die Verteilung der Beprobungspunkte sowie die zugrundeliegende Landnutzung sind in Abbildung 23 dargestellt. Im Folgenden werden nur die Landnutzungsklassen Ackerland, Grünland, Obst- und Weinbau betrachtet.

Abbildung 23: Beprobungspunkte des LUCAS-Messnetzes mit zugehöriger Landnutzung



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Die Aufbereitung der Daten für die Nutzung in MoRE erfolgte in ArcGIS. In einem ersten Schritt wurden die Beprobungspunkte mit den MoRE-Analysegebieten verschnitten, um mittlere Oberbodengehalte pro Analysegebiet und Landnutzung berechnen zu können. Für die Landnutzungsklassen Obst- und Weinbau standen nicht ausreichend Messwerte zur Verfügung, deshalb wurde für diese zwei Klassen der berechnete mittlere Werte für Deutschland herangezogen. Für Ackerland und Grünland wurden mithilfe einer flächenhaften Interpolation allen Analysegebieten mit fehlenden Datenpunkten ein mittlerer länderspezifischer Wert zugeordnet. Das Verfahren basiert auf der Kriging-Interpolation, verwendet aber für die Vorhersage keine Punkt- sondern Polygondaten (in diesem Fall die mittleren Werte pro Analysegebiet). Fehlende Werte treten dann auf, wenn für das Analysegebiet keine LUCAS-Messpunkte der jeweiligen Landnutzungsklasse vorliegen oder wenn keine frei verfügbaren Daten für das Land (z.B. die Schweiz) vorliegen. Mit der flächenhaften Interpolation wurden so Analysegebieten mit fehlenden Werten mittlere Oberbodengehalte aus den umliegenden Analysegebieten zugeordnet.

Damit der Berechnungsansatz aus METRIS-BW auf die LUCAS-Daten angewendet werden kann, müssen die verfügbaren P-Olsen-Werte im ersten Schritt auf P-CAL-Werte umgerechnet werden. In Schick et al. (2013) wird hierfür eine einfache Regressionsgleichung angegeben (Gleichung 17).

Gleichung 17: Umrechnung von P-Olsen in P-CAL-Werte nach Schick et al. (2013)

$$P_{CAL} = -66,6 + 2,85 * P_{Olsen}$$

Mit

P_{CAL} = pflanzenverfügbare Phosphorgehalt im Boden ermittelt mit der Calcium-Acetat-Lactat(CAL)-Methode [mg/kg]

P_{Olsen} = pflanzenverfügbare Phosphorgehalt im Boden ermittelt mit der Olsen-Methode [mg/kg]

Für einen P-Olsen-Oberbodengehalt von < 36 mg/kg ist allerdings der u.a. von Neyroud und Lischer (2003) festgestellte Zusammenhang $P-CAL > P-Olsen$ nicht gegeben. Für P-Olsen-Oberbodengehalt von < 36 mg/kg treten nach der Umrechnung zudem negative Werte auf. Deshalb wird in diesem Fall der P-Olsen-Wert beibehalten.

Im zweiten Schritt werden die resultierenden P-CAL-Gesamt-Gehalte in mg/kg in P_2O_5 mg/100g Boden umgerechnet (Abbildung 18) (LfULG 2019).

Gleichung 18: Umrechnung von P-CAL in Phosphat (P_2O_5)

$$P_2O_5 = \frac{PCAL}{10} \cdot 2,29$$

Mit

P_2O_5 = Phosphatgehalt im Boden [mg/100 g Boden]

P_{CAL} = pflanzenverfügbare Phosphorgehalt im Boden ermittelt mit der Calcium-Acetat-Lactat(CAL)-Methode [mg/kg]

Die berechneten Werte liegen in der gleichen Größenordnung wie die in Baden-Württemberg verfügbaren Daten (Tabelle 14). Lediglich für die Landnutzung Obstbau ist eine starke Abweichung erkennbar, Grund hierfür kann die vergleichsweise geringe Datengrundlage im LUCAS-Datensatz sein.

Tabelle 14: Mittlere P_2O_5 -Oberbodengehalte aus dem LUCAS-Datensatz und aus METRIS-BW

Landnutzung	Mittlere berechnete P_2O_5 -Oberbodengehalte in mg/100g Boden aus LUCAS-Datensatz	Mittlere gemessene P_2O_5 -Oberbodengehalte in mg/100g Boden aus METRIS-BW
Ackerland	18	17
Grünland	12	10
Obstbau	8	21
Weinbau	26	32

Für die baden-württembergischen Analysegebiete werden die P-Oberbodengehalte landwirtschaftlicher Flächen aus METRIS-BW flächengewichtet auf die MoRE-Analysegebiete übertragen.

Die P_2O_5 -Oberbodengehalte in mg/100 g Boden werden für die Landnutzungen Acker, Grünland, Wein- und Obstbau als Eingangsdatum in MoRE importiert.

Zur Ableitung der Phosphorkonzentrationen im Oberflächenabfluss und im präferentiellen Abfluss über Acker- und Grünlandflächen aus P_2O_5 -Oberbodengehalten wurden in BW Daten aus Berechnungsversuchen auf 23 Standorten mit unterschiedlichen P_2O_5 -Oberbodengehalten herangezogen (Kiemle et al. 2019). Für Wein- und Obstbauflächen wird angenommen, dass

dieser Ansatz übertragen werden kann. Auf Grundlage der Messdaten wurde ein Berechnungsansatz entwickelt. Die Konzentration im Oberflächenabfluss wird aus dem P_2O_5 -Oberbodengehalt berechnet (Gleichung 19). Die Konzentration im präferentiellen Abfluss wird in Abhängigkeit von der Konzentration im Oberflächenabfluss abgeleitet (Gleichung 20).

Gleichung 19: Berechnung der P-Konzentration im Oberflächenabfluss

$$c_{dir2,P} = 0,0113 \cdot P_2O_5 + 0,0285$$

Mit

$c_{dir2,P}$ = Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss [mg/l],

P_2O_5 = Phosphat-Oberbodengehalt [mg P_2O_5 /100 g Boden],

Gleichung 20: Berechnung der P-Konzentration im präferentiellen Abfluss

$$c_{dir,P} = 0,73 \cdot c_{dir2,P}$$

Mit

$c_{dir,P}$ = Phosphorkonzentration im präferentiellen Abfluss [mg/l],

$c_{dir2,P}$ = Phosphorkonzentration im Oberflächenabfluss [mg/l].

Für nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen (Wald, offene Flächen, Gletscher) werden die bereits im Modell hinterlegten Konzentrations-Konstanten weiterhin verwendet (Fuchs et al. 2010).

Die Einträge über vegetationsbedeckte Flächen über den Pfad Oberflächenabfluss werden in MoRE (bestehend aus dem „echten“ Oberflächenabfluss und dem präferentiellen Abfluss) berechnet, indem aus den landnutzungsspezifischen Konzentrationen eine flächengewichtete Phosphor-Konzentration im Oberflächenabfluss abgeleitet wird. Die Einträge über vegetationsbedeckte Flächen und alpine Flächen werden zum Gesamteintrag über den Oberflächenabflusspfad aufsummiert.

5.3.2 Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen

Die in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Berechnungsansätze für die Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und präferentiellen Abfluss wurden in diesem Vorhaben ausgetestet. Die Konzentrationen im Oberflächenabfluss liegen ca. 30 % höher als die Konzentrationen im präferentiellen Abfluss. Da sich in MoRE der Oberflächenabfluss sowohl aus der schnellen Komponente („echter“ Oberflächenabfluss) als auch aus der langsameren Komponente („präferentieller Abfluss“) zusammensetzt aber nicht differenziert werden kann (siehe Kapitel 5.1), kann nur ein Ansatz zur Konzentrationsberechnung in MoRE implementiert werden. Für die bundesweite Modellierung wird die Konzentration im „präferentiellen Abfluss“ (Gleichung 20) verwendet und auf die Wassermenge des Oberflächenabflusses bezogen. Würden hier die Konzentration im Oberflächenabfluss (Gleichung 19) angewendet, würden die Einträge stark überschätzt, da der „echte“ Oberflächenabfluss nur ca. $\frac{1}{4}$ der Wassermenge des MoRE-Oberflächenabflusses entspricht.

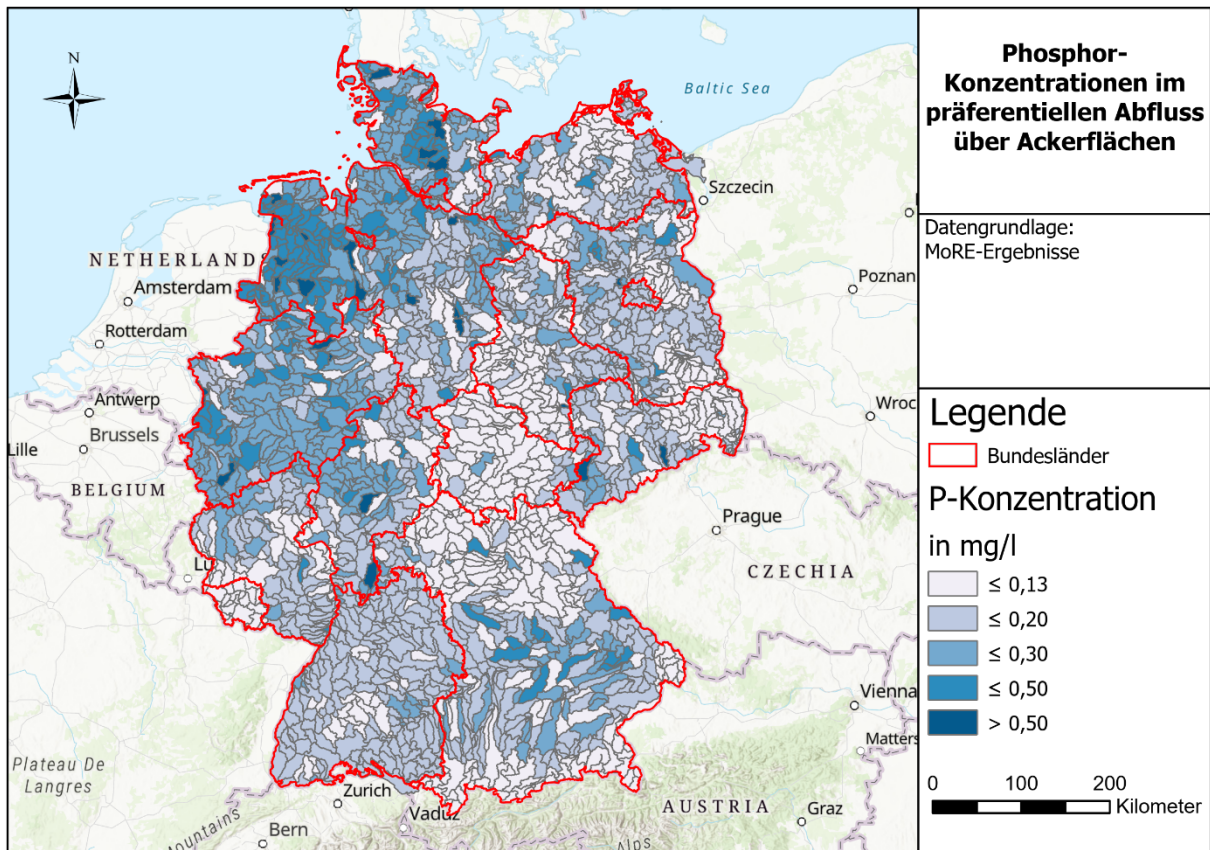
Die resultierenden Konzentrationen aus dem präferentiellen Abfluss der verschiedenen landwirtschaftlichen Landnutzungen sind in Tabelle 15 dargestellt. Die Landnutzungen Wein- und Obstbau haben jeweils die höchste Konzentration mit 0,24 mg/l. Im Vergleich zur bisherigen Modellierung sind die Konzentrationen bis auf das Ackerland höher.

Tabelle 15: Mittlere gelöste Phosphor-Konzentrationen im präferentiellen Abfluss für Deutschland

Landnutzung	Mittlere Konzentration in mg/l, neue Modellierung	Mittlere Konzentration in mg/l, bisherige Modellierung	Mittlere Konzentration in mg/l, METRIS-BW
Ackerland	0,18	0,20	0,10
Grünland	0,13	0,07	0,10
Weinbau	0,24	-	0,29
Obstbau	0,24	-	0,29
Wald	0,035	0,035	-
Offene Flächen	0,035	0,035	-
Schneebedeckte Flächen	0,010	0,010	-

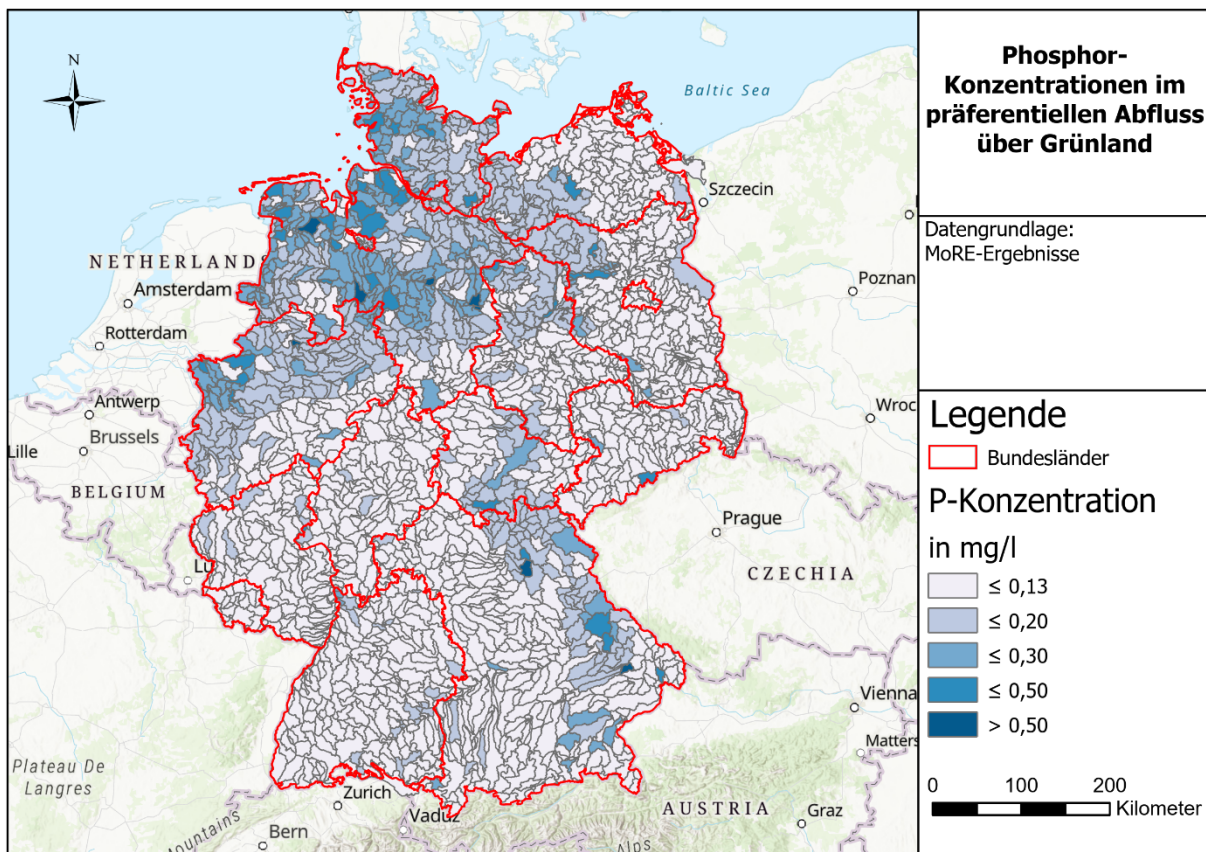
In Abbildung 24 und Abbildung 25 sind die räumlichen Verteilungen der gelösten Phosphor-Konzentrationen im Oberflächenabfluss der MoRE-Modellierung für die Landnutzungen Acker- und Grünland dargestellt.

Abbildung 24: Gelöste Phosphor-Konzentrationen im präferentiellen Abfluss über Ackerflächen



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Abbildung 25: Gelöste Phosphor-Konzentrationen im präferentiellen Abfluss über Grünland



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.3.3 Phosphoreinträge über den Eintragspfad Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss wird derzeit in MoRE nicht landnutzungsdifferenziert ausgewiesen. Deshalb werden die Einträge auf Ebene der vegetationsbedeckten Flächen berechnet. Unter vegetationsbedeckte Flächen fallen die Landnutzungen: Acker, Grünland, Wein- und Obstbau, natürliche Flächen (Wälder) und offene Flächen. Die Konzentrationswerte können auf Ebene der Analysegebiete landnutzungsspezifisch (siehe Tabelle 15) und flächengewichtet bei der Berechnung der Einträge berücksichtigt werden. Die Einträge über alpine Flächen werden separat berechnet.

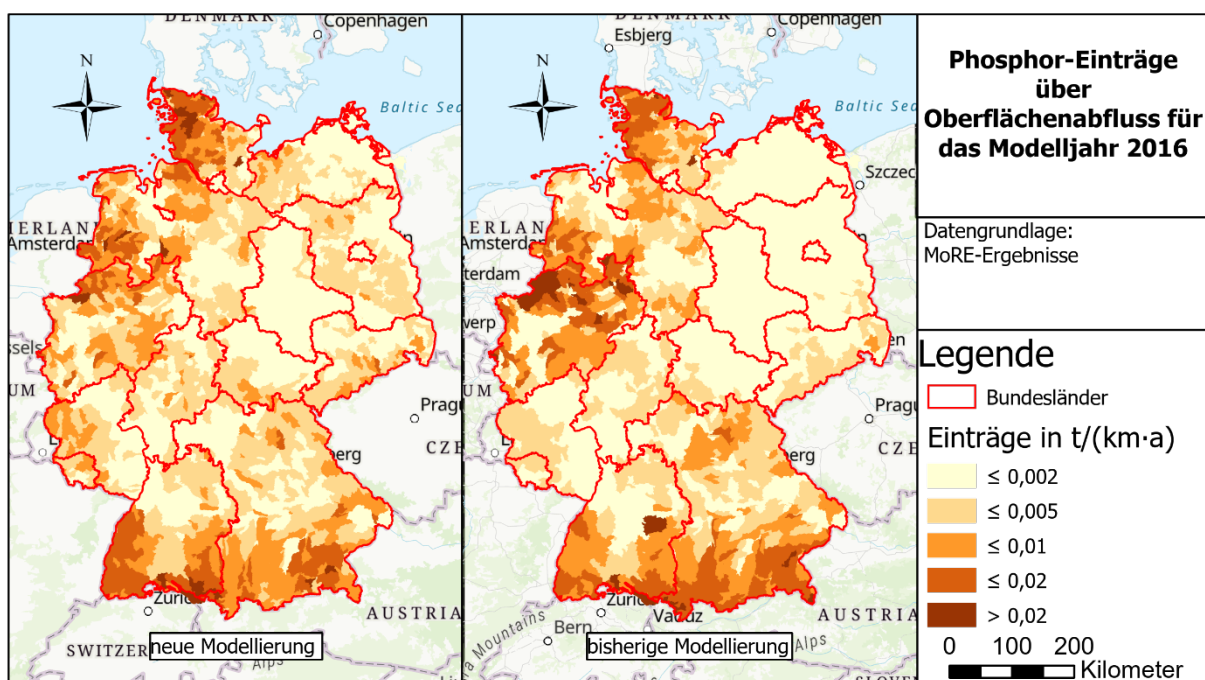
Die resultierenden Einträge mit den Konzentrationen über den präferentiellen Abfluss sind in Tabelle 16 zusammengefasst. Die Einträge über vegetationsbedeckte Flächen sind im Vergleich der bisherigen Modellierung und den Ergebnissen bei Verwendung der Konzentration im präferentiellen Abfluss ca. 2 % niedriger. Die Einträge über alpine Flächen ändern sich um ca. 39 %, da der Berechnungsansatz des Oberflächenabflusses über alpine Flächen geändert wurde (siehe Kapitel 5.1). Insgesamt führt das zu 3 % niedrigeren Einträgen über den Pfad Oberflächenabfluss (ca. -40 t/a). Die räumliche Verteilung der Phosphoreinträge über Oberflächenabfluss ist in Abbildung 26 dargestellt.

Die Einträge über alpine Flächen nehmen aufgrund des neuen Berechnungsansatzes stark ab. Höhere Einträge in den Analysegebieten kommen hauptsächlich durch die neue Landnutzung (z.B. mehr vegetationsbedeckte Flächen) und die neuen Konzentrationswerte zustande.

Tabelle 16: Deutschlandweite Phosphor(P)-Einträge über Oberflächenabfluss, Ansatz Konzentration im präferentiellen Abfluss

Nutzung	Neuer P-Eintrag in t/a	Bisheriger P-Eintrag in t/a	Differenz in %
vegetationsbedeckte Flächen (Acker, Grünland, Wald, etc.)	1.410	1.440	-2
alpine Flächen	8,5	14	-39
Gesamt	1.420	1.460	-3

Abbildung 26: Flächenspezifische gelöste Phosphoreinträge über den Oberflächenabfluss von nicht befestigten Flächen



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.3.4 Fazit

Der Ansatz aus METRIS-BW zur Ermittlung von Konzentrationen im präferentiellen Abfluss liefert auch für Deutschland und die angrenzenden Gebiete plausible Werte. Mithilfe des LUCAS-Datensatz können regionalisierte pflanzenverfügbare Phosphor-Konzentrationen für Deutschland und Europa abgeleitet werden. Dies ist eine deutliche Verbesserung zu den bisher verwendeten bundes- und länderspezifischen Werten. In der bisherigen Modellierung wurde die Konzentration im Oberflächenabfluss aus der P-Akkumulation im Boden und der Wasserlöslichkeit berechnet. Jedoch liegt die P-Akkumulation nur für jedes Bundesland als ein konstanter Wert vor, sodass die bisherigen Phosphor-Konzentrationen die Grenzen der Bundesländer widerspiegeln. Mit den neuen Daten liegt somit ein einheitlicher und harmonisierter Datensatz vor. Jedoch muss beachtet werden, dass der Ansatz aus METRIS-BW nur basierend auf baden-württembergischen Böden abgeleitet wurde. Abweichende Bodentypen in anderen Bundesländern oder Ländern können zu unterschiedlichen Zusammenhängen

zwischen Gehalt im Oberboden und Konzentration im Oberflächenabfluss bzw. präferentiellen Abfluss führen.

Es muss zudem bedacht werden, dass bei der Berechnung der Einträge über Oberflächenabfluss nur die Konzentrationen aus dem präferentiellen Abfluss berücksichtigt werden. Die Konzentrationen im „echten“ Oberflächenabfluss sind ca. 30 % höher als die Konzentrationen im präferentiellen Abfluss. Derzeit stehen für diese Abflusskomponenten noch keine differenzierten Daten zur Verfügung.

Für zukünftige Modellierungen wird empfohlen, zwischen Oberflächenabfluss und präferentiellem Abfluss zu differenzieren. Allerdings müssten die für METRIS-BW getroffenen Annahmen hinsichtlich der Abflusskomponenten für die deutschlandweite Modellierung überprüft werden. Danach könnten die hier verwendeten Grundlagendaten und Annahmen übertragen und die Modellierung weiter verbessert werden.

5.4 Phosphor-Eintrag über den Pfad Grundwasser

Phosphor kommt im Grundwasser hauptsächlich in Form von Phosphat bzw. Orthophosphat (o-PO_4) vor. In Abhängigkeit von der Beschaffenheit des grundwasserführenden Gesteins kommt es dort sowohl natürlich, als auch anthropogen verursacht vor. Wichtige anthropogene Quellen sind im urbanen Bereich Abwässer und in der landwirtschaftlichen Nutzung verwendete Düngemittel. Es ist davon auszugehen, dass die oberen Grundwasserleiter hauptsächlich durch anthropogen bedingte Einträge beeinflusst werden.

5.4.1 Eingangsdaten und Methoden

Grundlage in MoRE für die Abschätzung der Phosphoreinträge in Oberflächengewässer sind gemessene Konzentrationen im Grundwasser. Hierfür werden die öffentlich verfügbaren Grundwassermessstellen des WRRL-Messnetz verwendet, die von den Ländern bereitgestellt, und vom UBA zur Verfügung gestellt wurden (Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Daten der Bundesländer 2019). In Deutschland gibt es ca. 7.000 Grundwassermessstellen im WRRL-Messnetz. Das WRRL-Messnetz ist hinsichtlich Messstellenauswahl und Beprobung durch einheitliche Kriterien und Anforderungen gekennzeichnet. Hauptsächlich liegen für die Messstellen Untersuchungen zu Orthophosphat vor, während Pges nur an wenigen Messstellen analysiert wurde. Geht man davon aus, dass Phosphor im Grundwasser hauptsächlich in gelöster Form als Phosphat bzw. Orthophosphat (o-PO_4) vorkommt, können diese Werte weiter genutzt werden. Die vorliegenden Orthophosphat-Konzentrationen wurden für die weitere Bearbeitung in Orthophosphat-Phosphor ($\text{o-PO}_4\text{-P}$) umgerechnet, da in MoRE der Eintrag von Gesamt-Phosphor modelliert wird.

Ziel im Vorhaben ist es, auf Grundlage der vorliegenden Messdaten regionalisierte Grundwasserkonzentrationen für die deutschlandweite Modellierung abzuleiten. Hierfür wurde in einem ersten Schritt ein Random-Forest-Verfahren geprüft, das von Knoll et al. (2020) für die Ableitung regionalisierter Nitratkonzentrationen entwickelt wurde.

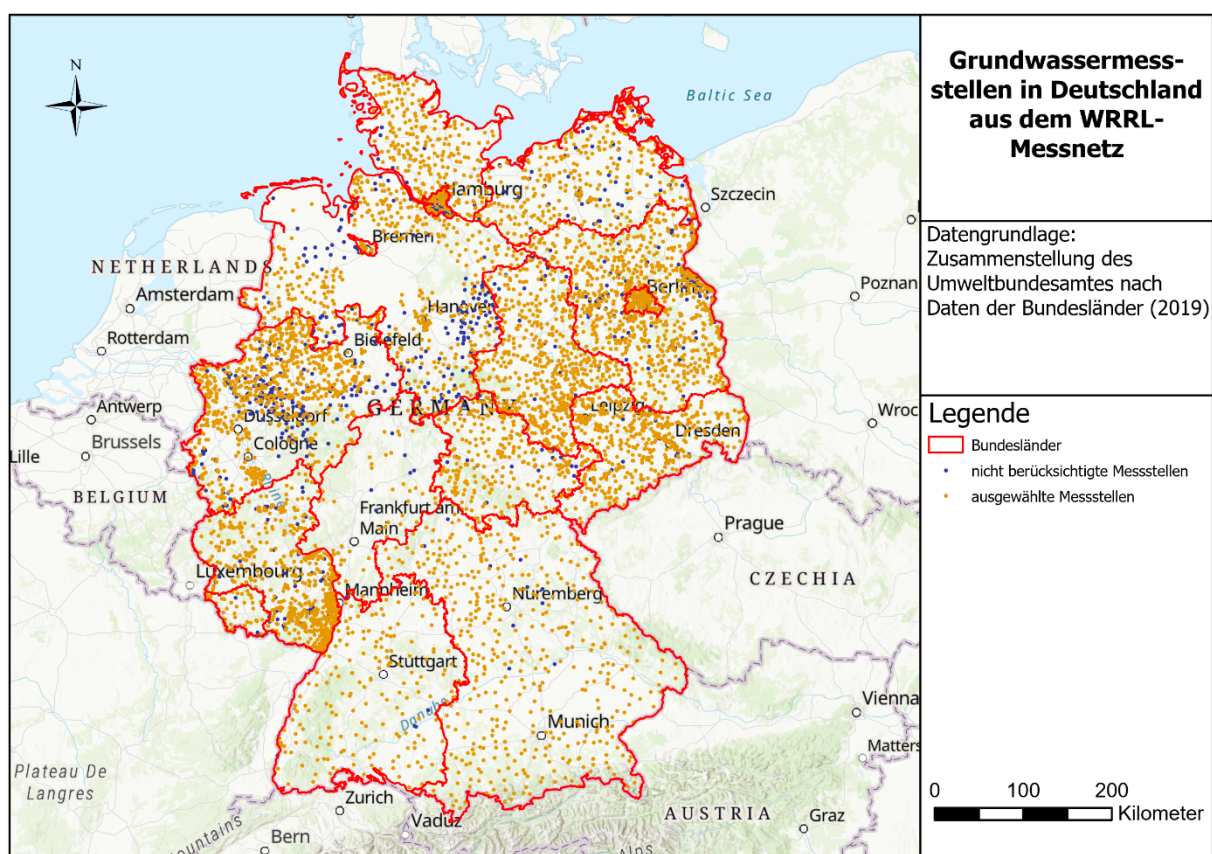
Für die weitere Auswertung wurden die Messstellen nach vorab festgelegten Kriterien ausgewählt (nach Knoll et al. 2020). In Abbildung 27 sind alle verfügbaren Messstellen für Orthophosphat in Deutschland dargestellt und die entsprechend der nachfolgenden Kriterien verbleibenden Grundwassermessstellen gekennzeichnet. Dabei werden folgende Kriterien herangezogen:

- ▶ Metadaten und Informationen zur Messtiefe sind vorhanden,

- ▶ Messstellen mit einer Tiefe > 100 m werden ausgeschlossen, um den Einfluss tiefer Grundwasserleiter auszuschließen.
- ▶ Aktueller Zeitraum (2009-2018) wird verwendet,
- ▶ Messstellen mit einer starken Varianz der jährlichen Mittelwerte werden ausgeschlossen (Standardfehler des Mittelwerts (SEM) der Zeitreihen ist > 0,032 mg/l für Orthophosphat-Phosphor (entspricht < 95 % Quantil)), um eine repräsentative Konzentration mit robusten Mittelwerten für den Probenahmezeitraum zu erhalten und
- ▶ Werte der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen > 99 % Perzentil wurden entfernt.

An insgesamt 5.788 der Messstellen (mit 44.126 Messwerten) wurden im Zeitraum von 2009 bis 2018 Orthophosphat-Konzentrationen gemessen. In Tabelle 17 sind die statistischen Kennwerte der o-PO₄-P-Konzentrationen (mg/l) der einzelnen Bundesländer und in Deutschland gelistet. Abbildung 28 zeigt die mittleren Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen (2009 bis 2018) an den ausgewählten Messstellen.

Abbildung 27: Ausgewählte Grundwassermessstellen in Deutschland zur Ableitung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen

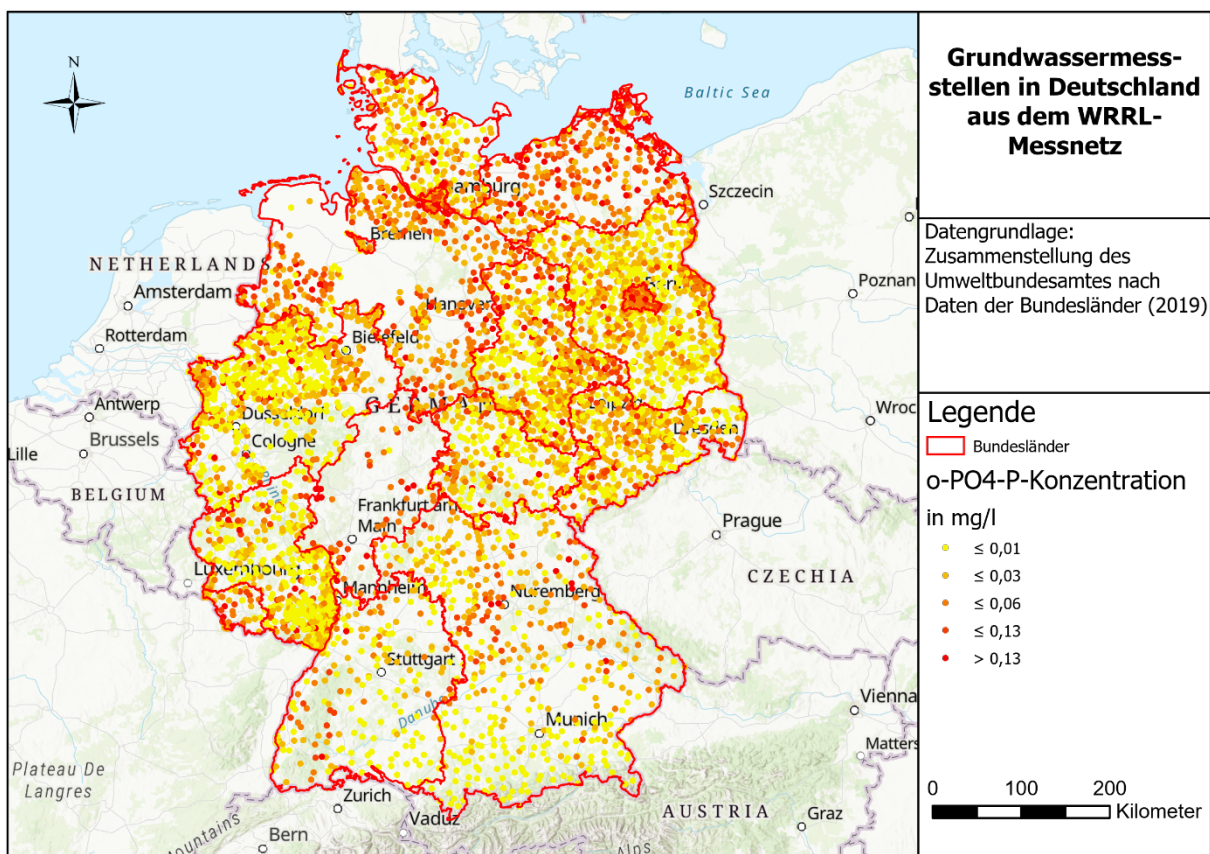


Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Tabelle 17: Statistische Kennwerte der Orthophosphat-Phosphor (o-PO₄)-Konzentrationen (mg/l) der Grundwasser Messstellen in den Bundesländern und Deutschland; EU-Wasserrahmenrichtlinien-Messnetz

Bundesländer	Anzahl Messstellen	Minimum o-PO ₄ -P in mg/l	Median o-PO ₄ -P in mg/l	Mittelwert o-PO ₄ -P in mg/l	Maximum o-PO ₄ -P in mg/l
Brandenburg	724	0,005	0,033	0,059	1,600
Berlin	124	0,0008	0,106	0,170	2,604
Baden-Württemberg	189	0,011	0,030	0,070	1,662
Bayern	441	0,006	0,035	0,066	1,180
Bremen	19	0,005	0,047	0,208	2,564
Hessen	46	0,020	0,159	0,267	1,027
Hamburg	99	0,013	0,207	0,370	2,974
Mecklenburg-Vorpommern	356	0,015	0,140	0,230	3,373
Niedersachsen	436	0,006	0,100	0,164	2,319
Nordrhein-Westfalen	861	0,012	0,028	0,078	2,794
Rheinland-Pfalz	791	0,015	0,027	0,066	1,584
Schleswig-Holstein	228	0,008	0,038	0,096	3,495
Saarland	42	0,024	0,048	0,111	0,518
Sachsen	551	0,008	0,044	0,081	3,499
Sachsen-Anhalt	520	0,015	0,057	0,128	3,311
Thüringen	297	0,005	0,038	0,088	1,054
Deutschland	5.788	0,0008	0,047	0,104	3,499

Abbildung 28: Mittlere Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser (mg/l) in Deutschland im Messzeitraum 2009 bis 2018 an den Messstellen des Wasserrahmenrichtlinien-Messnetzes (WRRL)

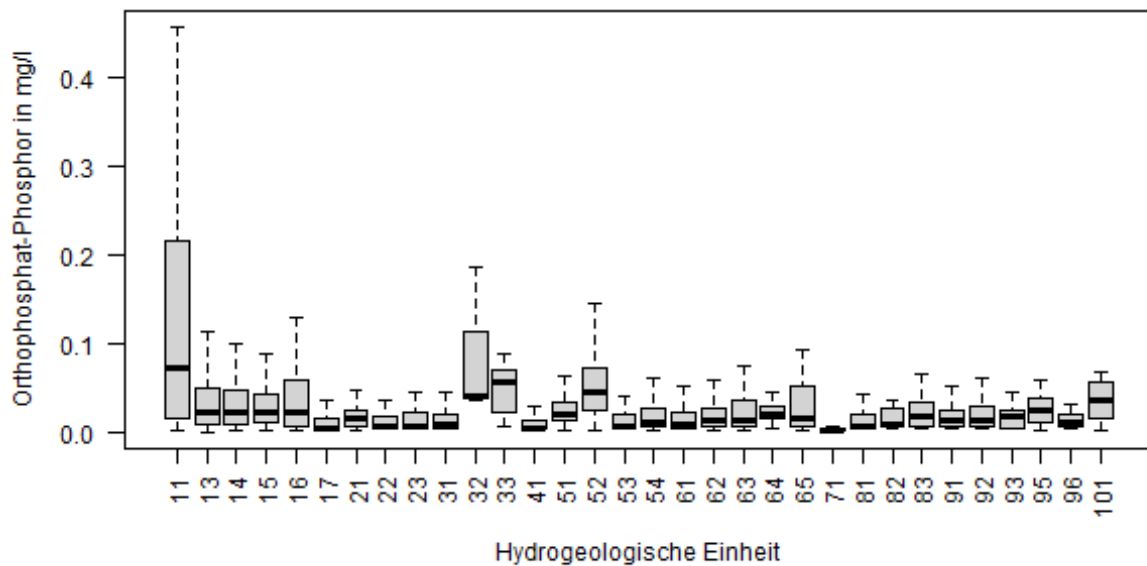


Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Zur Prüfung der Anwendbarkeit des Random-Forest Modells (RF) zur Ableitung regionalisierter Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen wurde das Vorgehen von Knoll et al. (2020) angewendet. Für die Regionalisierung werden verschiedene Prädiktoren verwendet, die bundesweit verfügbar sind (u.a. Landnutzung, Hydrogeologie und Hydrologie sowie Bodeneigenschaften) und in drei Szenarien getestet. Allerdings ist die Modellgüte aller drei Szenarien nicht gut genug, um die vorhergesagten Grundwasserkonzentrationen als Basis nachfolgender Nährstoffeintragsmodellierungen zu nutzen (siehe Anhang Kap. C.2). Es gibt mehrere Erklärungsmöglichkeiten für die schlechte Performance des RF-Modells. Zum einen könnte das Modell überangepasst sein. Jedoch kann dem zu großen Teilen durch die Kreuzvalidierung entgegengewirkt werden. Weitere Gründe können sein, dass die meiste Variation im Datensatz zufällig ist, d. h. nicht durch die Prädiktoren erklärbar. Oder aber die Datenmenge ist nicht ausreichend für das Modell, um die Zusammenhänge zu erkennen bzw. zu erlernen und dann gute Vorhersagen treffen zu können. Um den letzten Punkt zu testen, wurden im nächsten Schritt nur die Bundesländer Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt ausgewählt, da diese eine höhere Messstellendichte aufweisen. Somit sollten Unsicherheiten verringert und die Performance des RF-Modells verbessert werden. Die Ergebnisse sind im Anhang Kap. C.2.2 dargestellt. Hierbei stellte sich jedoch heraus, dass die Modell-Performance ebenfalls unzureichend ist. Der Grund könnte sein, dass die meiste Variation im Datensatz zufällig ist, d. h. nicht durch die verwendeten Prädiktoren erklärbar ist. Dies ist bei allen drei Szenarien der Fall. Es lässt sich abschließend festhalten, dass das RF-Modell mit den erarbeiteten Prädiktoren nicht für die großräumige Vorhersage von Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser in Deutschland geeignet ist.

Eine Korrelationsanalyse der $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen mit den verwendeten Prädiktoren (Landnutzung, Bodeneigenschaften, ...) bestätigt, dass das RF-Modell nicht für eine Ableitung regionalisierter Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser geeignet ist, da es keine signifikanten Korrelationen gibt. Lediglich bei den hydrogeologischen Einheiten können deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Kategorien erkannt werden (Abbildung 29). Es lässt sich feststellen, dass eine Klassifikation der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration über diese Gruppen möglich ist. Deshalb wurde zur Ableitung von deutschlandweit regionalisierten Grundwasserkonzentrationen stattdessen die Median-Konzentrationen für hydrogeologische Teilräume verwendet.

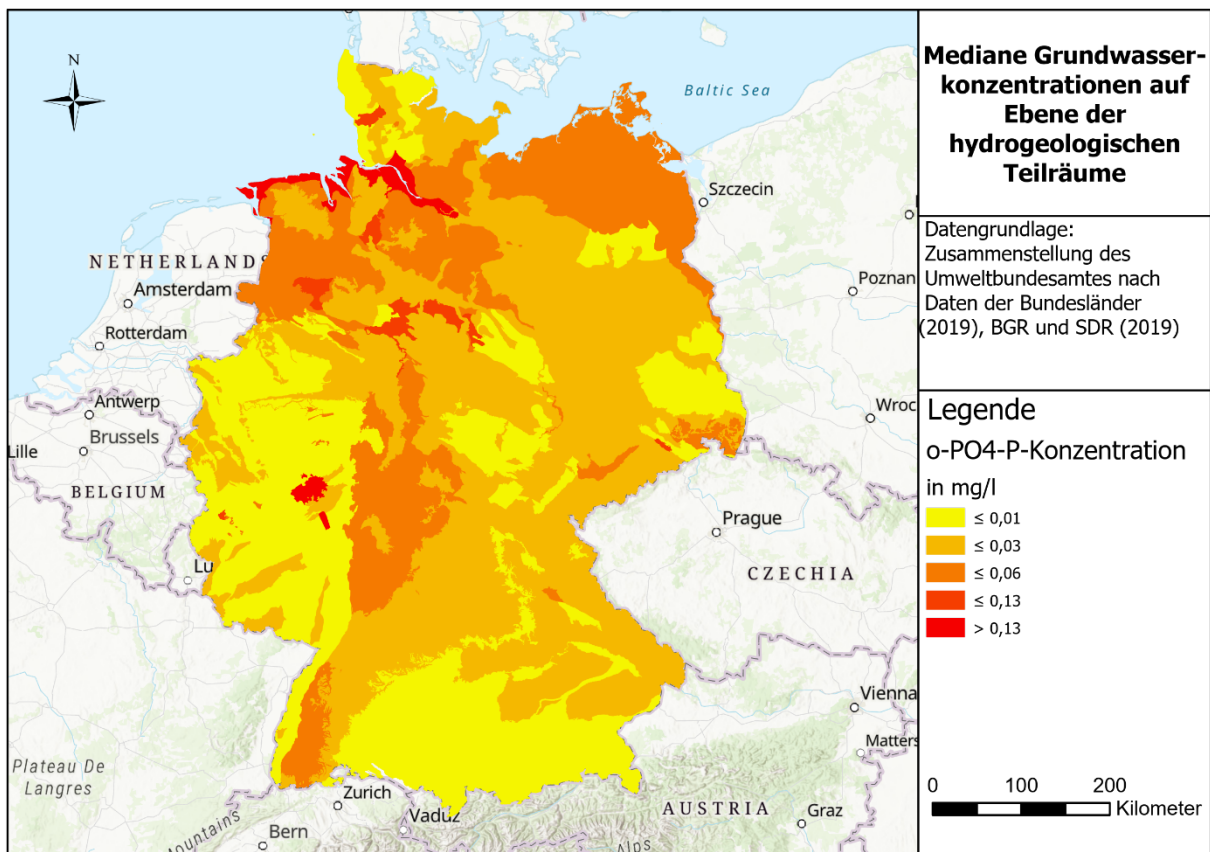
Abbildung 29: Boxplots der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Zusammenhang mit den hydrogeologischen Einheiten



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Die hydrogeologischen Teilräume umfassen 247 verschiedene Kategorien (Abbildung 46, Anhang). Hydrogeologische Teilräume sind dabei einzelne oder mehrere hydrogeologische Einheiten, die einen regional einheitlichen Bau aufweisen. Die Grenzziehung berücksichtigt, wo hydrogeologisch sinnvoll, die physisch-geographische naturräumliche Gliederung. Die 5.788 Grundwasser-Messstellen dienen als Grundlage für die Ableitung von flächengewichteten Median-Konzentrationen von Orthophosphat-Phosphor für jeden Teilraum. Die Grundwasser-Messstellen wurden anhand ihrer Lage den Teilräumen zugeordnet und für jeden Teilraum ein Median bestimmt (Abbildung 30). Für 24 Teilräume konnten keine Messstellen zugeordnet werden. Diese erhielten Werte aus anderen Teilräumen, die ähnlich oder nahe gelegen sind (Tabelle 24, Anhang).

Abbildung 30: Mediane Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser (mg/l) auf Ebene der hydrogeologischen Teilräume im Messzeitraum 2009 bis 2018

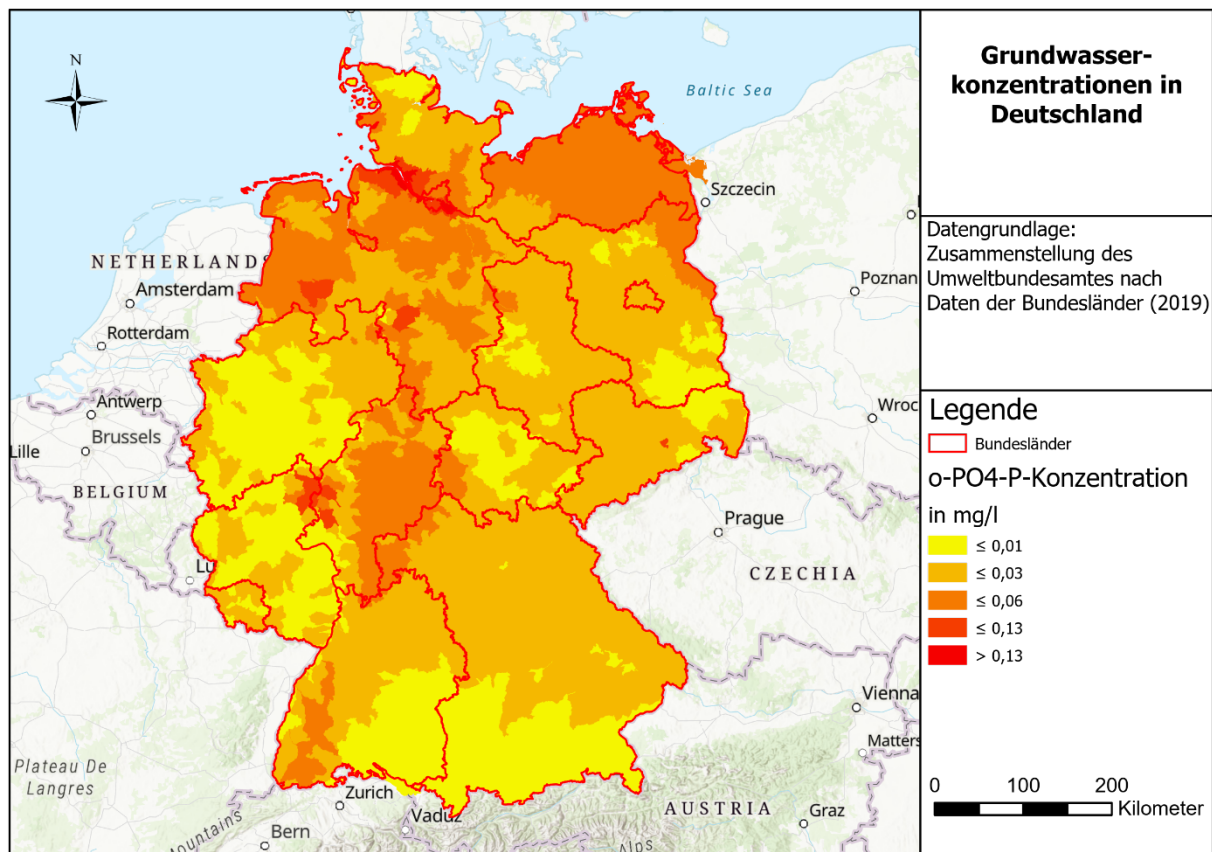


Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.4.2 Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser

Die Medianwerte der Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen der Teilräume wurden flächengewichtet auf die Analysegebiete übertragen. Die neu abgeleiteten Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser sind in Abbildung 31 dargestellt. Die Konzentrationen liegen zwischen $\leq 0,015$ mg/l und $> 0,09$ mg/l. Die höchsten Konzentrationen treten an der Elbmündung, im Norden von Deutschland und in der Nähe von Koblenz und Hannover (Mitte von Deutschland) auf, bedingt durch die hohen Konzentrationen in den zugrundeliegenden hydrogeologischen Teilräumen. Im deutschlandweiten Mittel liegen die Orthophosphat-Phosphor Konzentrationen im Grundwasser bei 0,02 mg/l. Die bisherige Berechnung der Phosphoreinträge über das Grundwasser erfolgte in MoRE basierend auf den Annahmen aus Behrendt et al. (1999) zu den Grundwasserkonzentrationen in verschiedenen Bodentypen. Eine ausführliche Vorgehensweise ist in Fuchs et al. (2010) beschrieben. Die bisher verwendeten Grundwasser-Konzentrationen lagen für Deutschland im Mittel bei 0,10 mg/l und damit deutlich höher als der aus den Messdaten abgeleitete Mittelwert.

Abbildung 31: Mediane Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser in Deutschland, regionalisiert auf Grundlage hydrogeologischer Teilräume



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.4.3 Phosphoreinträge über den Eintragspfad Grundwasser

Die medianen Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser je Analysegebiet wurden als Eingangsdatum für die Phosphor-Konzentration im Modell hinterlegt. Für Grundwasser gilt, dass Phosphor gelöst transportiert wird und somit dem gesamten Phosphor (P_{ges}) im Grundwasser entspricht. Deshalb wird in der MoRE-Modellierung und im folgenden Text der Begriff Phosphor-Konzentration verwendet. Die Eintragsberechnung in MoRE erfolgt über einen Konzentrationsansatz (Gleichung 21):

Gleichung 21: Berechnung der Grundwassereinträge von Phosphor

$$E_{GW} = c_{GW} \cdot Q_{GW} \frac{86400 \cdot 365}{1000 \cdot 1000}$$

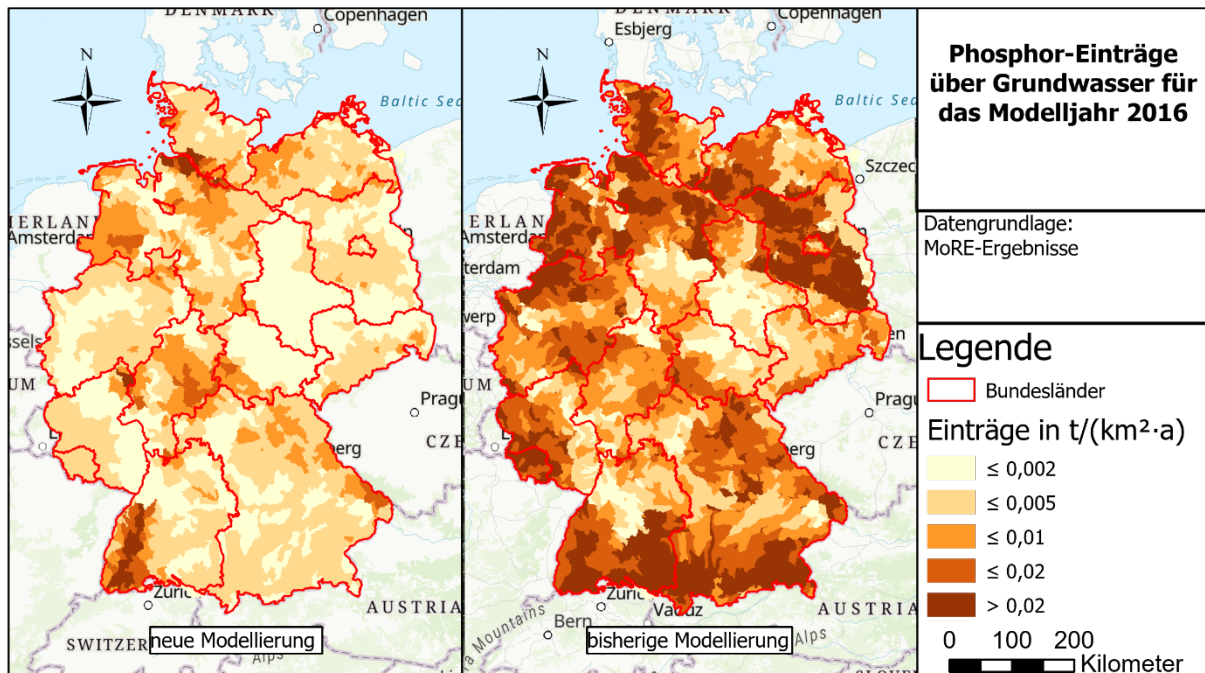
Mit

- E_{GW} = Phosphoreinträge über Grundwasser [t/a],
- c_{GW} = Phosphor-Konzentration im Grundwasser [mg/l],
- Q_{GW} = Abfluss über Grundwasser [m³/s].

Die neuen Konzentrationen liegen deutlich unter den bisher verwendeten Konzentrationen, weshalb die berechneten Einträge stark abnehmen. Die modellierten Grundwassereinträge in deutsche Oberflächengewässer betragen ca. 1.250 t/a für das Jahr 2016. In der bisherigen

Modellierung betragen die P-Einträge über das Grundwasser 5.100 t/a. Die räumliche Verteilung der Phosphoreinträge über das Grundwasser ist in Abbildung 32 dargestellt.

Abbildung 32: Flächenspezifische Phosphoreinträge über das Grundwasser



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

5.4.4 Fazit

Auch wenn aufwändige Verfahren wie das Random-Forest-Modell auf den ersten Blick geeignet scheinen komplexe Zusammenhänge abzubilden, konnten für Phosphor bisher auf Grundlage der verfügbaren Datengrundlagen keine plausiblen Ergebnisse erzeugt werden. Durch die Regionalisierung verfügbarer Messwerte aus dem WRRL-Messnetz auf Grundlage von hydrogeologischen Randbedingungen konnten mit einem vereinfachten Extrapolationsverfahren Eingangsdaten abgeleitet werden, die zu einer deutlichen Verbesserung der bisherigen bundesweiten MoRE-Modellierung führen. Vorteile der neu abgeleiteten Daten sind:

- ▶ Berücksichtigung regionalisierter Konzentrationswerte (auf Ebene der hydrogeologischen Einheiten anstelle von Bodenarten) und
- ▶ Nutzung von Monitoringdaten aus einem umfangreichen Datensatz.

5.5 Phosphoreinträge über alle Eintragspfade

Über alle relevanten Eintragspfade betragen die modellierten P-Einträge in die deutschen Oberflächengewässer insgesamt ca. 15.400 t/a (Tabelle 18). Die größten Anteile an den Gesamteinträgen haben die urbanen Eintragspfade kommunale Kläranlagen und Kanalisationssysteme mit zusammen über 60 %, gefolgt von der Erosion (11 %). Durch die neuen Eingangsdaten und methodischen Ansätze werden im Vergleich 26 % niedrigere P-Gesamteinträge für Deutschland modelliert. Die größten Änderungen treten bei den Eintragspfaden Erosion und Grundwasser auf (- 43 % und -75 %).

Bei der bisherigen Modellierung der Phosphoreinträge (Fuchs et al. 2019a) waren ebenfalls die kommunalen Kläranlagen (32 %) der Haupteintragspfad in die Gewässer, gefolgt von Grundwasser (24 %), Kanalisationssystemen (19 %) und Erosion (13 %). Die neuen Ergebnisse weisen für den Grundwasserpfad nun lediglich nur noch einen Anteil von 8 % aus. Mit Blick auf die Aktualität der verwendeten Messwerte und die für Phosphor anzunehmenden Transportprozesse kann davon ausgegangen werden, dass die Nutzung der Orthophosphat-Konzentrationen im Grundwasser zu einer realitätsnahen Abschätzung der grundwasserbedingten Einträge geführt hat.

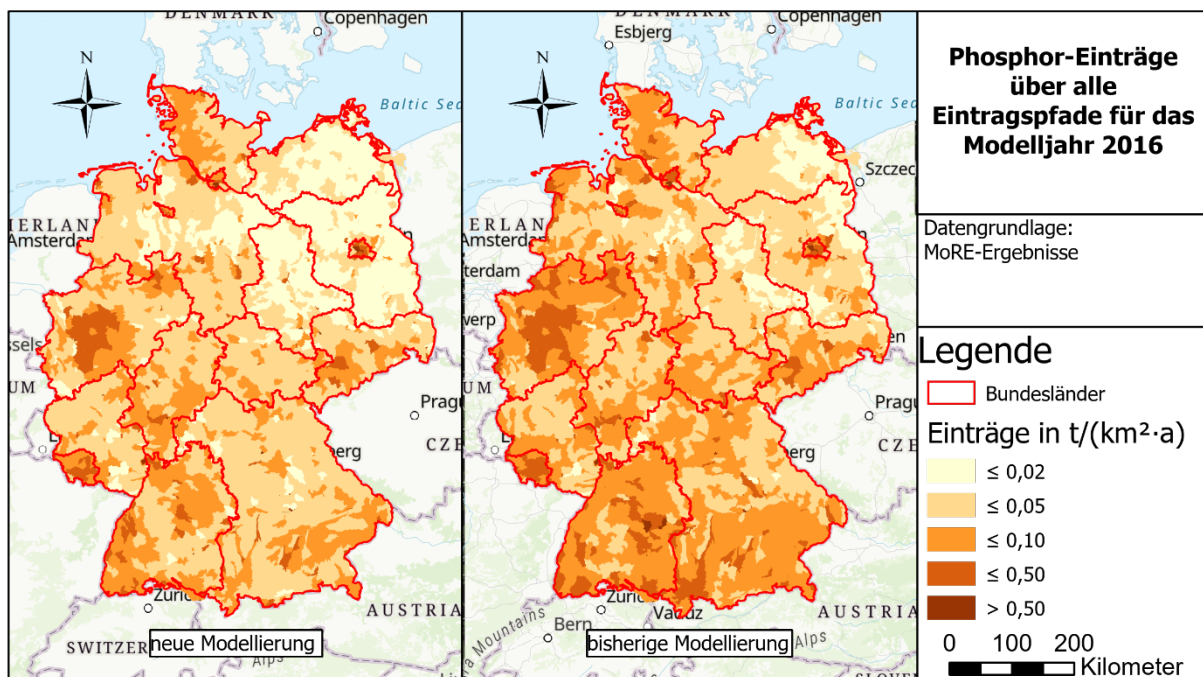
Neben der Modifizierung von Eingangsdaten und Ansätzen für die drei Eintragspfade Erosion, Oberflächenabfluss und Grundwasser, gibt es auch Änderungen der Einträge bei den Eintragspfaden Kanalisationssysteme und Dränagen. Diese sind auf den geänderten Landnutzungsdatensatz mit einer höheren räumlichen Auflösung zurückzuführen.

Tabelle 18: Modellierte Eintragspfad-spezifische Gesamtphosphoreinträge für Deutschland

Eintragspfad	Neuer Eintrag in t/a	Anteil am Gesamteintrag in %	Bisheriger Eintrag in t/a	absolute Differenz in t/a	relative Differenz in %
Kommunale Kläranlagen	5.810	38	5.810	0	0
Industrielle Direkteinleiter	250	2	250	0	0
Kanalisationssysteme	3.830	25	4.120	-290	-7
atmosphärische Deposition	200	1	200	0	0
Oberflächenabfluss	1.420	9	1.460	-40	-3
Erosion	1.640	11	2.900	-1.260	-43
Grundwasser	1.250	8	5.100	-3.850	-75
Dränagen	1.010	7	1.080	-70	-6
Gesamt	15.400	100	20.910	-5.510	-26

Die räumliche Verteilung der Phosphor-Gesamteinträge ist in Abbildung 33 dargestellt. Auch hier ist der deutliche Rückgang der Einträge mit der neuen Modellierung bedingt durch die neuen Ansätze und Eingangsdaten erkennbar.

Abbildung 33: Flächenspezifische Phosphor-Gesamt-Einträge in Deutschland

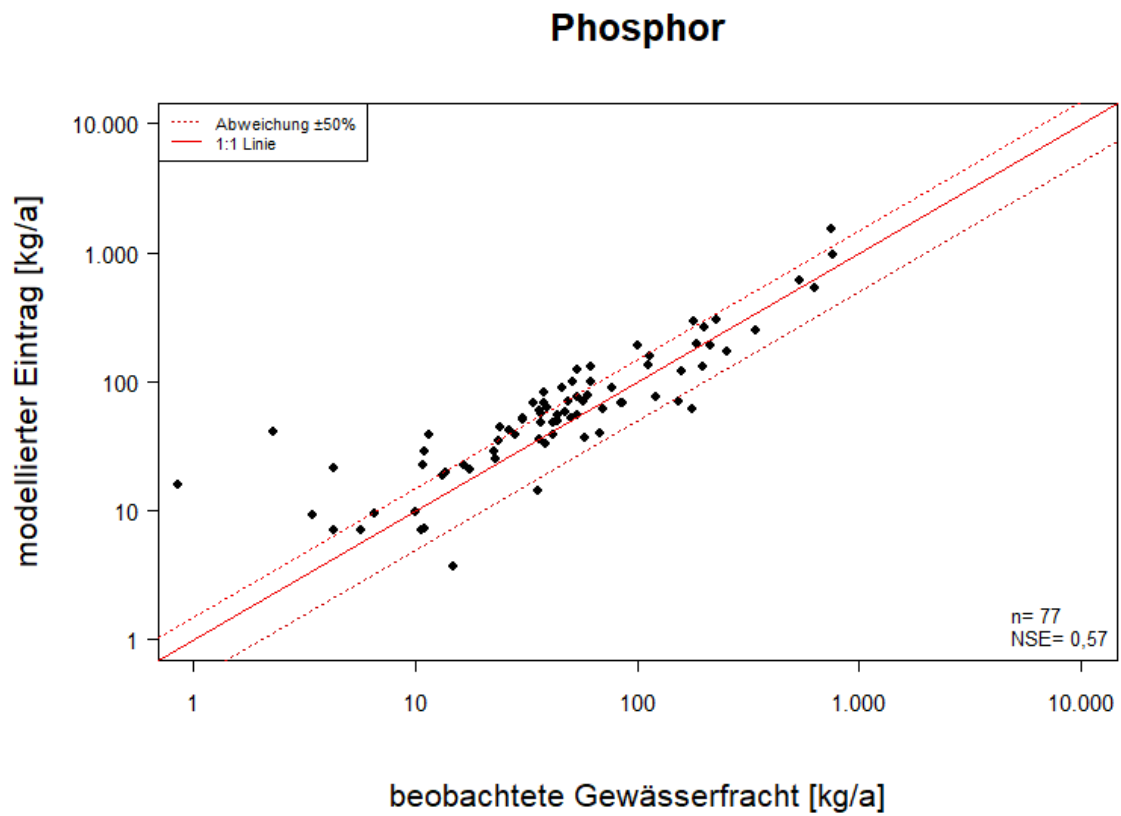


Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Zur Plausibilisierung der Modellergebnisse werden die modellierten Stoffeinträge den beobachteten Gewässerfrachten an ausgewählten Gütemessstellen für das Jahr 2016 gegenübergestellt (Abbildung 34). Es wird davon ausgegangen, dass für den in die Gewässer eingetragenen Phosphor während der Abflusspassage bis hin zur Messstelle kein langfristiger Rückhalt in Sedimentationsräumen (außerhalb des Fließgewässerbettes bei Extremereignissen) zu erwarten ist. Rückhalt und Freisetzung von Phosphor gleichen sich bei der Abbildung mittlerer langjähriger Verhältnisse somit aus. Auch für das Jahr 2016 kann von ausgeglichenen Verhältnissen ausgegangen werden. Die Auswahl der Gütemessstellen erfolgt nach vorab festgelegten Kriterien (Fuchs et al. 2019a). Die Modellgüte wird anhand der Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) (Nash und Sutcliffe 1970) bewertet. Die Plausibilisierung anhand der Gewässerfrachten zeigt eine weitgehend gute Übereinstimmung von modellierten Einträgen und beobachteten Gewässerfrachten. In der Abbildung sind die 1:1-Linie und die Abweichung von $\pm 50\%$ dargestellt. Der NSE beträgt 0,57, was noch eine gute Modelleffizienz darstellt. Insgesamt überschätzt die Modellierung die gemessene Fracht um ca. 21 %. Grund hierfür kann u.a. das Monitoring-Konzept an den Gütemessstellen sein. Hier handelt es sich um Einzelproben, die wie in Kapitel 3.3.3 nur eingeschränkt geeignet sind, um die Fracht von Partikel gebundenen Stoffen ausreichend abzubilden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die bundeweite Modellierung der P-Einträge valide Ergebnisse liefert und die neuen Modell-Ansätze und Eingangsdaten in den Eintragspfaden Erosion, Grundwasser und Oberflächenabfluss plausibel sind.

Abbildung 34: Vergleich modellierter und beobachteter Gewässerfrachten für das Jahr 2016 für Gesamtphosphor



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Phosphoreinträge belasten nach wie vor die Oberflächengewässer und verhindern in zahlreichen Wasserkörpern das Erreichen eines guten Zustands der Oberflächengewässer (OGewV, EU WRRL). Um die Belastungen wirksam reduzieren zu können, müssen Emissionen quantifiziert und die Eintragsquellen und Eintragspfade zuverlässig lokalisiert werden. Für die Berechnung Partikel gebundener Phosphoreinträge in die Gewässer über den durch Bodenerosion ausgelösten Sedimenteintrag stehen für die regionale Planungsebene im Wasserressourcenmanagement diverse Modellansätze zur Verfügung, die zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen (Kapitel 2). Dies ist vor allem dadurch begründet, dass der Feststofftransport stark ereignisbezogen verläuft und die räumliche und zeitliche Auflösung von Modellen einen erheblichen Einfluss auf das Berechnungsergebnis hat. Weiterhin sind die Möglichkeiten der Plausibilisierung von partikelgebundenen Stoffeinträgen limitiert, da flächendeckend keine geeigneten Gütedaten zur Verfügung stehen.

Ein Ziel dieses, vom Umweltbundesamt finanzierten Vorhabens bestand deshalb darin, den bei der deutschlandweiten Stoffeintragsmodellierung mit dem Modell MoRE erreichten Entwicklungsstand und hier insbesondere die Modellaussagen für den Eintragspfad Bodenerosion durch Wasser zu verbessern. Ein Schwerpunkt der Projektarbeit war daher die Weiterentwicklung der Ansätze zur Modellierung des Feststoffeintrags, der für die Einträge von Phosphor und einer Reihe weiterer Stoffe wesentlich ist. Die Abbildung des stark ereignisbezogenen Eintragspfades für Feststoffe erfolgte deshalb in einer möglichst hohen räumlichen Auflösung unter Nutzung deutschlandweit und flächendeckend einsetzbarer empirischer bzw. stochastischer Verfahren nach dem neuesten Stand von Wissenschaft und Technik.

Im Rahmen der hier vorgestellten Arbeiten kann gezeigt werden, dass die genutzten Instrumente zur Modellierung des langjährigen mittleren Sedimenteintrages im Vergleich mit den über kontinuierlich beprobende Feststoffsammler erfassten Feststofffrachten und unter Berücksichtigung der Grundlast im Testgebiet Kraichbach plausible Ergebnisse liefern. Es kann davon ausgegangen werden, dass der hier genutzte und bereits in vielen anderen Studien erfolgreich eingesetzte Modellansatz gerade für Gebiete mit einer hohen Bedeutung des partikulären Stoffeintrages gute Ergebnisse im Sinne einer Abbildung der stofflichen Einträge liefern kann. Eine Verwendung des Ansatzes für eine bundesweite Modellierung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag erscheint unter Berücksichtigung dieser positiven Validierung gerechtfertigt. Nichtsdestotrotz bergen die hier genutzten Algorithmen Unsicherheiten und bilden den Prozess der Erosion bis hin zum Eintrag von Sediment nur vereinfachend ab. Zukünftig sollte die Erfassung von Sedimentfrachten mit kontinuierlich arbeitenden Feststoffsammlern in weiteren Testgebieten mit abweichenden Einzugsgebietscharakteristika ausgeweitet werden, um die Datenbasis zur Überprüfung von Modellergebnissen zu erweitern. Aktuell läuft hierzu ein vom Umweltbundesamt gefördertes Projekt (FKZ 3719212020) mit dem Titel „Weiterentwicklung der deutschlandweiten Bilanzierung der Einträge von Spurenstoffen und Bewertung von Reduzierungsmaßnahmen“, bei welchem Feststoffsammler an Gewässern, an Mischwasserentlastungen und an Regenwassereinleitungen zum Einsatz kommen, um weitere Kenntnisse über den Feststofftransport und die Quellen zu erlangen.

Für die Abbildung der Bodenerosion durch Wasser werden die von Auerwald et al. (2019) veröffentlichten Ergebnisse zur Regenerosivität genutzt, da diese erstmalig geeignet sind Aspekte des sich aktuell vollziehenden Klimawandels abzudecken. Für die Berechnung der Sedimenteinträge werden verbesserte Algorithmen genutzt, die im Rahmen diverser

Forschungsvorhaben (Gebel et al. 2014; Gebel et al. 2016; Gebel et al. 2017) und in unterschiedlichen Regionen (Deutschland, China, Südafrika) bereits erprobt und validiert wurden, wobei hier insbesondere auch die in 2018 erfolgte Modellierung des Sedimenteintrages in Baden-Württemberg auf dem 1 m x 1 m Raster in Kooperation mit dem KIT zu nennen ist (Modell METRIS für Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, siehe Kiemle et al. (2019)).

Die hier eingesetzte Modellkette zur Abbildung von Bodenerosion, Sedimenteintrag und P-Eintrag wurde bereits in Baden-Württemberg (BW) im Model METRIS-BW (Kiemle et al. 2019) und in Sachsen im Model STOFFBILANZ⁷ (modifiziert für den P-Eintrag) genutzt.

Für BW wurden die Bodenabträge aus bereits vorliegenden Ergebnissen des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) übernommen (RP Freiburg und LGRB 2015) und anschließend die beschriebene Sedimenteintragsberechnung durchgeführt. Die Sedimenteintragsberechnung in METRIS-BW erfolgt allerdings höher aufgelöst auf einem 1 m Raster. Die bundeslandweite Validierung über die Pges-Frachten ergab in BW eine Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) von 0,89. Die gemessenen Frachten wurden in der Modellierung nicht ganz erreicht (Kiemle et al. 2019). Im Vergleich zu den METRIS-BW Ergebnissen liegen die Bodenab- und Sedimenteinträge sowie die Pges-Einträge in der bundesweiten Modellierung (MoRE) für BW etwas höher. Ein Grund ist die höhere Regenerosivität (R-Faktor) nach Auerswald et al. (2019) in MoRE.

Für das Land Bayern berechnen Fischer et al. (2019) etwas höhere Bodenabträge, wobei hier ebenfalls der R-Faktor nach Auerswald et al. (2019) einbezogen wurde. Hinsichtlich der einbezogenen Datenquellen sind aber diverse Unterschiede zur MoRE-Modellierung ersichtlich, die eine Vergleichbarkeit einschränken (z. B. Ableitung C-Faktor, Bodendaten).

Für Sachsen liegen im Rahmen der Modellierungen mit STOFFBILANZ Ergebnisse zu Bodenabtrag, Sedimenteintrag und P-Eintrag u.a. für den Zeitschnitt 2012 (Mittelwerte der Jahre 2007 bis 2012) sowie 2015 bis 2018 vor (Gebel et al. 2016, 2022), die im Wesentlichen nach der im vorliegenden Bericht verfolgten Methodik durchgeführt worden sind. Auch wenn für die spezifische Modellierung in Sachsen teilweise andere Eingangsdaten (u.a. höhere räumliche Auflösung) zur Anwendung kommen, ist eine gute Übereinstimmung mit dem bundesweit implementierten MoRE-Ansatz festzustellen. Die P-Eintragsmodellierung wurde an ca. 50 Messstellen über Beprobungen von Pges, kombiniert mit an Abflusspegeln abgeleiteten Abflusssummen validiert (Gebel et al. 2016). In der Modellierung der Jahre 2015, 2016 und 2018 wird die modellierte Phosphorfracht überschätzt (Gebel et al. 2022), was auf die extrem geringe Wasserführung in den sächsischen Fließgewässern in diesem Zeitraum zurück zu führen ist. Im abflussstärkeren Jahr 2017 wird hingegen eine sehr gute Übereinstimmung von 0,88 für die NSE erreicht. Im Mittel der vier Jahre beträgt die NSE 0,53.

Eine bundesweite Modellierung sowohl der Bodenabträge als auch der Sedimenteinträge und P-Einträge erfolgte auch mit dem Modellverbund AGRUM-DE (Schmidt et al. 2022). Methodisch entsprechen die Modellierungen weitgehend denen in verschiedenen Bundesländern (z.B. Nordrhein-Westfalen, Hessen, Schleswig-Holstein, vgl. Tetzlaff et al. (2020a), Tetzlaff et al. (2020b), Ta et al. (2020)) bzw. dem Flussgebiet Weser (Heidecke et al. 2015). Ein direkter Vergleich der Ergebnisse ist aufgrund methodischer Unterschiede und unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Auflösungen nur eingeschränkt möglich. Grundsätzlich zeigt sich aber, dass AGRUM-DE vergleichbar hohe Bodenabträge, aber höhere Sedimenteinträge sowie höhere partikelgebundene P-Einträge generiert. Dabei wird der R-Faktor bei der Berechnung der Bodenerosion durch Wasser basierend auf dem Ansatz der DIN 19708 (2017) oder vergleichbaren Ansätzen ausgewiesen. Der von Auerswald et al. (2019) ausgewiesene Aspekt

⁷ <https://visdat.de/umweltmodellierung/stoffbilanz/>; <https://viewer.stoffbilanz.de/login/index.php>

einer ansteigenden Regenerosivität (R-Faktor) als Folge des Klimawandels bleibt folglich bisher unberücksichtigt. Der Pges-Eintrag in die Oberflächengewässer beträgt bei AGRUM-DE ca. 19.500 t/a gegenüber 15.400 t/a bei MoRE. In den Nebengewässern nimmt AGRUM-DE eine Retention von Phosphor in Höhe von 21 % an, die zu einer entsprechenden Reduzierung der Gesamtfracht an den Einzugsgebietsauslässen führt und sich den Ergebnissen von MoRE somit annähert. Im Modell MoRE wird davon ausgegangen, dass eine langfristige Retention von P weder in den Haupt- noch in den Nebengewässern zu erwarten ist.

Bundesweite Ergebnisse zur Bodenabtragsberechnung unter Verwendung der ABAG liegen auch aus weiteren Studien vor. Die bundesweit modellierten Bodenabträge von Wurbs und Steininger (2011) für Ackerflächen liegen in der Größenordnung der in der vorliegenden Studie modellierten Werte. Die Regenerosivität wurde auch hier ermittelt nach DIN 19708 (2017). Die von Plambeck (2020) ebenfalls bundesweit vorliegenden Ergebnisse zum Bodenabtrag unter Berücksichtigung der R-, K-, L- und S-Faktoren ordnen sich gut in die hier erzielten Ergebnisse ein und berücksichtigen auch bereits die Regenerosivität nach Auerswald et al. (2019).

Auch auf europäischer Ebene liegen Ergebnisse der Bodenabtrags- und Sedimenteintragsmodellierung vor. Hier kann auf die umfangreichen Arbeiten des ESDAC (European Soil Data Centre) verwiesen werden (Borrelli et al. 2018; Panagos et al. 2014; Panagos et al. 2015b; Panagos et al. 2015d; Panagos et al. 2015a; Panagos et al. 2015c). Die im Rahmen dieser Studien vorgenommenen Modellierungen zum Bodenabtrag und Sedimenteintrag in Europa liegen für das Gebiet Deutschlands in einer vergleichbaren Größenordnung zu den Ergebnissen der vorliegenden Studie. Dies gilt auch für die Ableitung der LS-Faktoren und C-Faktoren sowie für die getroffenen Annahmen zur konservierenden Bodenbearbeitung. Die K-Faktoren sind etwas höher als in der hier vorliegenden Modellierung, die R-Faktoren hingegen niedriger (Panagos et al. 2014; Panagos et al. 2015a). Die räumliche Auflösung der in den ESDAC-Datensätzen verarbeiteten Geodaten liegt je nach Thema bei 25 m x 25 m bis 100 m x 100 m und somit niedriger als in der hier vorliegenden Modellierung mit dem aktuellen MoRE-Ansatz.

Die auf Grundlage unterschiedlicher Modelle bzw. Modellansätze erzeugten Ergebnisse fallen im Vergleich zu denjenigen in der vorliegenden Studie teilweise recht unterschiedlich aus und verdeutlichen die dringende Notwendigkeit die Ergebnisse ABAG-basierter Modellierungen sowie der sich daraus ableitenden Sedimenteinträge und P-Einträge zu validieren. Ein Vergleich von modellierten Sediment- und P-Einträgen mit gemessenen Frachten aus einem kontinuierlichen Feststoffmonitoring, wie hier im Testgebiet Kraichbach realisiert, stellt einen wichtigen Schritt hin zu einer Erhöhung der Plausibilität von Modellergebnissen dar. Die sich im Feststoffmonitoring der vergangenen Jahre manifestierenden Effekte von Einflüssen des Klimawandels werden in der vorliegenden Modellierung mit MoRE durch die Ableitung der Regenerosivität durch Einbeziehung des R-Faktors nach Auerswald et al. (2019) mit berücksichtigt.

Auch für die Eintragspfade von gelöstem Phosphor konnte im Vorhaben die bundesweite Modellierung durch die Nutzung von Monitoringdaten verbessert werden. Bei der bisherigen Modellierung wurden die Konzentrations-Werte auf grober Ebene (z.B. Bundesländer oder Bodentypen) regionalisiert. Mit den neuen Daten liegen räumlich höhere aufgelöste Daten vor, die anhand weiterer Faktoren (z.B. Landnutzung, Hydrogeologie) in die Fläche extrapoliert werden konnten.

Für den Eintragspfad Oberflächenabfluss liegen regionalisierte und landnutzungsdifferenzierte Eingangsdaten vor, die nicht mehr die Bundeslandgrenzen widerspiegeln. Mithilfe des in METRIS-BW entwickelten Ansatzes zur Bestimmung der Konzentration von gelöstem Phosphor

im Oberflächenabfluss kann der Transport von Phosphor im Oberflächenabfluss beschrieben werden. Der neue Ansatz führt zu keinen gravierenden Änderungen der Phosphoreinträge über den Oberflächenabfluss (siehe Kap. 5.3.3). Der neue Ansatz bildet jedoch die Prozesse realitätsnaher ab als die bisherige Modellierung. Wünschenswert wäre für die Modellierung der Phosphoreinträge über diesen Pfad die Differenzierung des Oberflächenabflusses in die schnelle und langsame Komponente. Die Ergebnisse des METRIS-BW Projektes zeigen, dass sich die Konzentrationen der zwei Komponenten deutlich unterscheiden. Im vom Umweltbundesamt finanzierten Vorhabens „Operationalisierung der Stoffeintragsmodellierung mit LARSIM-MoRE“ (FKZ 3717 22 223 0) wird das Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME in die MoRE-Modellierung implementiert und liefert den Grundstein für eine zukünftige Implementierung des langsamen und schnellen Oberflächenabflusses.

Für das Grundwasser lieferte das im Vorhaben getestete Random-Forest Modell keine plausiblen Ergebnisse, es zeigte sich aber deutlich der Einfluss der hydrogeologischen Einheiten, die letztendlich für die Regionalisierung verwendet wurden. Die neu abgeleiteten Konzentrationswerte liegen deutlich unter den bisherigen Werten (siehe Kap. 5.4.2), was zu deutlich geringeren Einträgen über diesen Eintragspfad führt. Dies erscheint plausibel, da die neu abgeleiteten Konzentrationen im Grundwasser auf Messdaten basieren und nicht mehr modellbasiert abgeleitet werden.

Die Ergebnisse und Validierung der Eintragsmodellierung mit MoRE zeigen, dass die Modellierung plausible Werte liefert. Die Eingangsdaten und Ansätze der Eintragspfade Erosion, Grundwasser und Oberflächenabfluss wurden aktualisiert und erlauben eine gute Prognosegenauigkeit. Die in diesem Projekt am Beispiel von Phosphor gewonnenen Erkenntnisse werden für zukünftige Modellierungen beibehalten.

Darüber hinaus gibt es aber auch einige Aspekte, die bei der Modellierung der Einträge weiterer Stoffe berücksichtigt oder angepasst werden müssen:

1. Die neu integrierten Sedimenteinträge sind für alle weiteren Stoffe, die in MoRE implementiert sind, zur Eintragsberechnung zu verwenden.
2. Der Sedimenteintrag, basierend auf der Bodenabtragsberechnung mittels ABAG und einem mittleren Oberflächenabfluss, ist als langjähriger mittlerer Wert in MoRE integriert, d.h. jährliche Schwankungen werden nicht abgebildet.
3. Das Anreicherungsverhältnis (ENR) wurde basierend auf dem Feingehalt des Bodens abgeleitet. Wie das eingetragene Sediment zusammengesetzt ist, hängt jedoch auch von der Stärke des Ereignisses ab, wie im Ansatz von Auerswald (1989) berücksichtigt wird. Deshalb wird hier eine weitere Überarbeitung angestrebt, die die beiden Ansätze kombiniert.
4. Für das Ausland wurden aufgrund der Datenverfügbarkeit vereinfachte Ansätze angewendet. Durch weitere Recherchen könnten auch für die Eintragspfade Erosion und Grundwasser höher aufgelöste Daten für die Modellierung verwendet werden. Dies war im vorliegenden Vorhaben nicht umsetzbar bzw. Daten teilweise nicht verfügbar.
5. Eine weitere Verbesserung der Modellierung kann erreicht werden durch die Bereitstellung der in diesem Projekt nicht zur Verfügung stehenden, auf Bundeslandebene allerdings vorliegenden, spezifischen Daten (beispielsweise PCAL-Werte für den Oberflächenabfluss).
6. Die Ergebnisse zeigen, welchen Einfluss das Volumen des Oberflächenabflusses auf die Berechnung der Einträge hat. Im aktuell verwendeten Ansatz in MoRE wird der Oberflächenabfluss (bestehend aus dem schnellen Oberflächenabfluss und dem präferentiellen Abfluss) empirisch abgeschätzt. Hier ist die Differenzierung der beiden Komponenten erforderlich, da die Konzentrationen stark voneinander abweichen. Eine Möglichkeit bietet hier das Wasserhaushaltsmodell LARSIM-ME.

7. Beim grundwasserbürtigen Eintragspfad zeigte sich, dass die vorhandenen Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen nicht mit den vorhandenen Gesamt-Phosphor-Konzentrationen vergleichbar sind. Leider lagen keinen weiteren Informationen zu den Messmethoden und -bedingungen vor, sodass dieser Zusammenhang nicht weiter untersucht werden konnte. Es wird aber davon ausgegangen, dass P hauptsächlich gelöst im Grundwasser transportiert wird und der Anteil des partikelgebundenen P im Grundwasser vernachlässigbar gering ist.

Die projektspezifischen Ergebnisse einschließlich der Eingangsdaten werden in einem webbasierten Viewer mit interaktiven Analyse-, Regionalisierungs- und Downloadtools vorgehalten. Die dabei anfallenden großen Datenmengen werden als netCDF-Formate verarbeitet. NetCDF erlaubt sehr hohe Kompressionsraten und ein sehr effektives Indexing der Daten-Arrays. In Verbindung mit dem GDAL virtual raster format ist es möglich Daten direkt im Arbeitsspeicher des CPU zu prozessieren und somit auf zeitintensive Lese- und Schreibzugriffe auf die Festplattenspeicher zu verzichten, was eine dynamische Visualisierung und Analyse großer Datensätze auf dem Webserver ermöglicht.

Der webbasierte Viewer ist auch öffentlich zugänglich (<https://stoffeintraege-more.de/>), allerdings ohne die Funktionalität des Datendownloads. Das System kann somit zur Entscheidungsunterstützung z.B. im Hinblick auf die Lokalisierung von Maßnahmen direkt genutzt werden. Zugleich soll durch die webbasierte Plattform eine möglichst große Transparenz im Hinblick auf den Ergebnisvergleich mit anderen Modellen/Ansätzen erreicht werden.

Über ein nutzergesteuertes interaktives Resampling werden alle rasterbezogen vorliegenden Eingangs- und Ergebnisdaten auf die hierarchisch vorliegenden räumlichen Bezugsebenen in MoRE und darüber hinaus (Analysegebiete, Flussgebietseinheiten, Teileinzugsgebiete, Teilbearbeitungsgebiete, Bundesländer und Kreise) extrahiert. Über zusätzliche Filter können bestimmte Raumebenen oder einzelne ausgewählte Räume für die Abfragen selektiert werden sowie Nutzungen ein- oder ausgeschaltet werden. Neben der räumlichen Visualisierung der Eingangs- und Ergebnisdaten im Kartenbild sowie einem zusätzlich ausgelieferten Histogramm mit statistischen Kennwerten, können statistische Analysen und Diagrammauswertungen in einem Statistikmodul nutzergesteuert generiert werden. Ein Download der abgefragten Daten als shape-file oder xlsx-file ist ebenfalls (Passwort- geschützt) möglich. Die Rasterdaten können allerdings nicht über die implementierten Download-Routinen bezogen werden, da die vorliegende 10 x 10 m Rasterebene einen zu großen Datenumfang aufweist.

7 Quellenverzeichnis

- Abdelwahab, O. M.M.; Bisantino, T.; Milillo, F.; Gentile, F. (2013): Runoff and sediment yield modeling in a medium-size mediterranean watershed. In: *J Agricult Engineer* 44 (2s).
- Ali, K. F.; De Boer, D. H. (2010): Spatially distributed erosion and sediment yield modeling in the upper Indus River basin. In: *Water Resour. Res.* 46 (8).
- Allion, K.; Gebel, M.; Uhlig, M.; Halbfass, S.; Bürger, S.; Kiemle, L.; Fuchs, S. (2021): Use of Monitoring Approaches to Verify the Predictive Accuracy of the Modeling of Particle-Bound Solid Inputs to Surface Waters. In: *Water* 13 (24), S. 3649. Online verfügbar unter <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/24/3649>, zuletzt geprüft am 10.01.2022.
- Allion, K.; Kiemle, L.; Fuchs, S. (2022): Four Years of Sediment and Phosphorus Monitoring in the Kraichbach River Using Large-Volume Samplers. In: *Water* 14 (1), S. 120. Online verfügbar unter <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/1/120>, zuletzt geprüft am 10.01.2022.
- Arnold, J. G.; Moriasi, D. N.; Gassman, P. W.; Abbaspour, K. C.; White, M. J.; Srinivasan, R. et al. (2012): SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. In: *Transactions of the ASABE* 55 (4), S. 1491–1508.
- Auerswald, K. (1989): Predicting Nutrient Enrichment from Long-Term Average Soil Loss. In: *Soil Technology* (2), S. 271–277. Online verfügbar unter https://www.gruenland.wzw.tum.de/fileadmin/auerswald/1989_Auerswald-STech.pdf, zuletzt geprüft am 12.01.2022.
- Auerswald, K. (2000): Bodenerosion - Ursachen, Schutzmassnahmen und Prognose. Vorsorgender Bodenschutz, 2000.
- Auerswald, K.; Ebertseder, F.; Levin, K.; Yuan, Y.; Prasuhn, V.; Plambeck, N. O. et al. (2021): Summable C factors for contemporary soil use. In: *Soil and Tillage Research* 213 (12), S. 105155.
- Auerswald, K.; Fiener, P.; Dikau, R. (2009): Rates of sheet and rill erosion in Germany — A meta-analysis. In: *Geomorphology* 111 (3-4), S. 182–193.
- Auerswald, K.; Fischer, F. K.; Winterrath, T.; Brandhuber, R. (2019): Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23 (4), S. 1819–1832.
- Auerswald, K.; Schwab, A. (1999): Erosionsgefährdung (C-Faktor) unterschiedlich bewirtschafteter Weinbauflächen. In: *Vitic. Enol. Sci.* (54), S. 54–60.
- Auerswald, K.; Schwertmann, U. (1988): Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: *Bodenschutz*.
- Auerswald, K.; Weigand, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. In: *VDLUFA-Schriftenreihe* 50, S. 37–54.
- Auerswald, K.; Wiegand, S. (2001): Ist die Erosionsschadenskartierung geeignet, um im Sinne der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Erosionsflächen zu identifizieren und den Bodenabtrag festzustellen? In: *Bodenschutz* (4), S. 123–128.

Ballabio, C.; Panagos, P.; Monatanarella, L. (2016): Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. In: *Geoderma* 261, S. 110–123.

Behrendt, H.; Huber, P.; Kornmilch, M.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Unter Mitarbeit von W. Pagenkopf, Martin Bach und Ulrike Schweikart, 1. Aufl. 1 Band. Berlin: Umweltbundesamt (TEXTE, 75/99).

Bigner, R. L.; Theurer, F. D. (2016): Agricultural Non-Point Source Pollution Model (AGNPS) website. Online verfügbar unter <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199>, zuletzt geprüft am 01.10.2021.

Borrelli, P.; Panagos, P.; Langhammer, J.; Apostol, B.; Schütt, B. (2016): Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. In: *Ecological Indicators* 60, S. 1208–1220.

Borrelli, P.; van Oost, K.; Meusburger, K.; Alewell, C.; Lugato, E.; Panagos, P. (2018): A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. In: *Environmental Research* 161, S. 291–298.

Brandhuber, R.; Treisch, M.; Fischer, F.; Kistler, M.; Maier, H.; Auerswald, K. (2017): Starkregen, Bodenabschwemmungen und Struzfluten. Beobachtungen und Analysen im Mai/Juni 2016 (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 2).

Bug, J.; Mosimann, T. (2012): Rill erosion in Lower Saxony - Results of an 11-year survey on the expansion, small-scale distribution and cause of soil erosion. In: *Die Bodenkultur* 63, S. 63–75.

Bundesamt für Kartografie und Geodäsie (BKG) (2019b): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE 2015. Zur Verfügung gestellt vom Umweltbundesamt.

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) (2017): Digitales Geländemodell für Deutschland im 10-m-Raster: DGM10/BKG/2017.

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) (2019a): Digitales Basis-Landschaftsmodell 2016 (AAA-Modellierung). Bundesrepublik Deutschland. UTM-Abbildung in der Zone 32 und 33.

Bundesamt für Landwirtschaft (2019): Erosionsrisikokarte des Ackerlandes, mittlerer Bodenabtrag in Tonnen/(ha*Jahr). Schweiz. Online verfügbar unter <https://opendata.swiss/de/dataset/erosionsrisikokarte-der-schweiz-mittlerer-bodenabtrag-in-tonnen-hajahr>.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=641D1613-5E4B-43B6-A0CB-723371356E62&pageId=brief_SIMPLE_QUERY_FRAME&history=catalogHistory, zuletzt aktualisiert am 01.07.2003, zuletzt geprüft am 13.10.2020.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2007): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands 1:1.000.000. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter

https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=02F23B5B-5FB8-48BA-ADDA-7ECA7481C4DE&pageId=brief_SIMPLE_QUERY_FRAME&history=catalogHistory, zuletzt aktualisiert am 10.07.2007, zuletzt geprüft am 13.10.2020.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2014): Potentielle Erosionsgefährdung der Ackerböden durch Wasser in Deutschland. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften. Hannover. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Ressourcenbewertung/Bodenerosion/Wasser/PEGWasser_Handzettel_de.pdf?blob=publicationFile&v=1, zuletzt geprüft am 25.10.2021.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2015a): Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden in Deutschland. We1000_250. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=edcd248c-2781-4108-a437-2a700908887e&pageId=brief_SIMPLE_QUERY_FRAME&history=catalogHistory, zuletzt aktualisiert am 01.07.2003, zuletzt geprüft am 03.11.2021.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2015b): Grundwasserstufen in Deutschland. GWS1000_250. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=33b088ba-49e9-4186-a9ef-80dee2f92586&pageId=brief_SIMPLE_QUERY_FRAME&history=catalogHistory, zuletzt aktualisiert am 01.07.2003, zuletzt geprüft am 03.11.2021.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2015c): Hydrogeologische Raumgliederung von Deutschland (HYRAUM). Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=b73b55f1-14ec-4b7c-aa59-49b997ce7bbd&pageId=brief_SIMPLE_QUERY_FRAME&history=catalogHistory, zuletzt aktualisiert am 01.06.2015, zuletzt geprüft am 13.10.2020.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2015d): Wasserspeicherfähigkeit (Feldkapazität) der Böden Deutschlands bis in 1m Tiefe. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=91DB02B4-48A2-4BE3-81E8-99F400108491&pageId=brief_BROWSER_QUERY_FRAME&history=catalogHistory, zuletzt aktualisiert am 03.08.2015, zuletzt geprüft am 13.10.2020.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2019a): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK1000): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK1000/buek1000_node.html, zuletzt geprüft am 21.01.2022.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2019b): Mittlere jährliche Grundwasserneubildung von Deutschland 1:1.000.000 (GWN1000). Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover. Online verfügbar unter <https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Query/Detail.do?fileIdentifier=91DB02B4-48A2->

[4BE3-81E8-99F400108491&pageId=brief BROWSER QUERY FRAME&history=catalogHistory](https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK200/buek200_node.html), zuletzt aktualisiert am 15.08.2019.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2020): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 (BÜK200): Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Online verfügbar unter [https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche Karten Datenbanken/BUEK200/buek200_node.html](https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK200/buek200_node.html), zuletzt geprüft am 21.01.2022.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR); Staatliche Geologische Dienste Deutschlands (SGD) (2019): HÜK250 - Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:250.000. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und Staatliche Geologische Dienste Deutschlands (SGD). Hannover (Digitaler Datenbestand, Version 3.0). Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/Projekte/laufend/Beratung/Huek200/huek200_projektbeschr.html;jsessionid=B76A70C53B943D0841871E6B33670D23.1_cid292?nn=1542268, zuletzt geprüft am 13.12.2020.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2020): Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit sowie für Ernährung und Landwirtschaft, 2020. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nitratbericht_2020_bf.pdf, zuletzt geprüft am 12.08.2022.

Bundesregierung Deutschland (2016): Oberflächengewässerverordnung (Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer) vom 20. Juni 2016. OGeWV. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf.

Carter, J.; Owens, P.; Walling, D.; Leeks, G. (2003): Fingerprinting suspended sediment sources in a large urban river system. In: *Science of The Total Environment* 314-316, S. 513-534.

Cassidy, R.; Jordan, P. (2011): Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. In: *Journal of Hydrology* 405 (1-2), S. 182-193.

COST Action 869 (Hg.) (2006): Mitigation Options for Nutrient Reduction in Surface Water and Groundwaters. Proposal for a new COST Action. 164th CSO Meeting, 29-30 March 2006.

Desmet, P.J.J.; Govers, G. (1996): A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. In: *Journal of Soil and Water Conservation* 51 (5), S. 427-433. Online verfügbar unter <https://www.jswconline.org/content/51/5/427>.

Destatis (2017): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Fruchtwechsel /Agrarstrukturerhebung. Wiesbaden (5411209169004).

DWD Climate Data Center (CDC) (2022): Raster der Monatssumme der Niederschlagshöhe für Deutschland, Version v1.0., 2022.

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates. Vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

European Commission (2019): Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) and the Floods Directive (2007/60/EC). Brussels (COM(2019) 95 final). Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=COM:2019:95:FIN&from=EN>.

European Environment Agency (EEA) (2016): CORINE Land Cover vector data. 2012. Copernicus Land Monitoring Services. Online verfügbar unter <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/view>, zuletzt geprüft am 19.04.2016.

Fischer, F. K.; Auerswald, K.; Maier, H.; Brandhuber, R. (2019a): Erosionsschutz Bayern – Radargestützte Erosionsprognose Teil I: Methodenentwicklung und Validierung der ABAG. Freising-Weihenstephan., 2019 (3).

Fischer, F. K.; Auerswald, K.; Winterrath, T.; Brandhuber, R. (2020): Klimabedingte Zunahme der Regenerosivität seit 1960. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 13 (11), S. 609–613.

Fischer, F. K.; Winterrath, T.; Junghänel, T.; Walawender, E.; Auerswald, K. (2019b): Mean annual precipitation erosivity (R factor) based on RADKLIM Version 2017.002, 2019.

Freeman, T.G. (1991): Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. In: *Computers & Geosciences* 17 (3), S. 413–422.

Fuchs, S.; Allion, K.; Morling, K.; Toshovski, S. (2019a): Aktualisierung der Stoffeintragsmodellierung (Regionalisierte Pfadanalyse) für die Jahre 2015-2016. Karlsruhe, 2019.

Fuchs, S.; Butz, J.; Bechtel, A. (2004): Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, 2004.

Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. et al. (2017a): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies. An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 (4), S. 239.

Fuchs, S.; Mayer, I.; Haller, B.; Roth, H. (2014): Lamella settlers for storm water treatment - performance and design recommendations. In: *Water Science & Technology* 69 (2), S. 278–285.

Fuchs, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. (2018): Ubiquitäre Schadstoffe – Eintragsinventare, Umweltverhalten und Eintragsmodellierung. Abschlussbericht (Forschungskennzahl 3714 21 200 0), 2018 (52/2018). Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ubiquitaere-schadstoffe-eintragsinventare>.

Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. et al. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (TEXTE, 45/2010). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4017.pdf>.

Fuchs, S.; Schwarz, M. (2007): Ableitung naturraumtypischer Anreicherungs-faktoren zur Bestimmung des Phosphor- und Schwermetalleintrages in Oberflächengewässer durch Erosion. 1. Aufl. 1 Band. Karlsruhe.

Fuchs, S.; Wander, R.; Rogozina, T.; Hilgert, S.; Scherer, U. (2012): Methodische Optimierung von Modellansätzen zur Schadstoffbilanzierung in Flussgebietseinheiten zur Förderung der Umsetzungsstrategie zur Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht für das Vorhaben FZK: 370 822 202/01. Karlsruhe, 2012. Online verfügbar unter <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1000051892>.

Fuchs, S.; Weber, T.; Wander, R.; Toshovski, S.; Kittlaus, S.; Reid, L. et al. (2017b): Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Endbericht. 1. Aufl. 1 Band. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (TEXTE, 05/2017). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2017-01-17_texte_05-2017_masnahme_neffizienz-stoffeintrage_komp.pdf.

Fuchs, Stephan; Kaiser, Maria; Kittlaus, Steffen; Reid, Lucas; Toshovski, Snezhina; Nickel, J. P. et al. (2019c): International vergleichende Analyse der Methoden zur Bilanzierung der Einträge von Spurenstoffen in die Gewässer vor dem Hintergrund steigender Anforderungen an Ergebnisgenauigkeit, Berichterstattung und Maßnahmenplanung. In Bearbeitung, unveröffentlicht.

Fuchs, Stephan; Kaiser, Maria; Reid, Lucas; Toshovski, Snezhina; Nickel, Jan Philip; Gabriel, Oliver et al. (2019b): Grenzüberschreitende Betrachtung des Inn-Salzach-Einzugsgebietes als Grundlage für ein transnationales Gewässermanagement.

Gebel, M.; Allion, K.; Plambeck, N. O.; Fuchs, S.; Ullrich, A. (2021): Deutschlandweite hochaufgelöste Modellierung von Sedimenttransfers in die Oberflächengewässer zur Ableitung partikelgebundener Phosphoreinträge. In: *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft* 14 (7), S. 413–417.

Gebel, M.; Bürger, S.; Halbfaß, S.; Uhlig M. (2022): Dynamische Bilanzierung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer im Zeitraum 2016 bis 2021 - Fortschreibung der Modellierung von Nährstoffeinträgen in GWK und OWK in Sachsen für den Zeitschnitt 2018. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/40472>, zuletzt geprüft am 11.08.2022.).

Gebel, M.; Bürger, S.; Halbfaß, S.; Uhlig, M. (2016): Modellgestützte Ermittlung der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer. Status quo und Ausblick bis 2027. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11373>, zuletzt geprüft am 15.10.2021.

Gebel, M.; Bürger, S.; Wallace, M.; Malherbe, H.; Vogt, H.; Lorz, C. (2017): Simulation of land use impacts on sediment and nutrient transfer in coastal areas of Western Cape, South Africa. In: *Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems* 3 (1), S. 1–17.

Gebel, M.; Kaiser, M.; Halbfaß, S. (2008): Modellierung diffuser Sediment- und Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Koberbach. Fraureuth.

Gebel, M.; Uhlig, M. (2018): Berechnung von Flächenanbindung, Anbindungswahrscheinlichkeit und Sedimenteintrag in die Gewässersysteme in Baden-Württemberg.

Gebel, M.; Uhlig, M.; Halbfaß, S.; Meissner, R.; Duan, S. (2014): Predicting erosion and sediment yield in a mesoscale basin in the semiarid monsoon region Miyun/China. In: *Ecol Process* 3 (1), S. 39.

Halbfaß, S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Zugl.: Dresden, Techn. Univ., Diss., 2004. Berlin: Rhombos-Verl. (Beiträge zur Landschaftsforschung, 1).

Halbfaß, S.; Grunewald, K. (2005): Modellierung diffuser Sediment-, Phosphor- und Stickstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Bautzen. Pirna.

Halbfaß, S.; Grunewald, K. (2006): Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab. In: *Wasserwirtschaft* 96 (12), S. 24–28.

Halbfaß, S.; Grunewald, K. (2008): Ermittlung räumlich verteilter SDR-Faktoren zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab. In: *Wasserwirtschaft* 3, S. 31–35.

Halbfaß, S.; Ullrich, J. (2007): Modellierung diffuser Sediment-, Phosphor- und Stickstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Quitzdorf. Pirna.

Harmel, R. D., Cooper, R. J., Slade, R. M., Haney, R. L., & Arnold, J. G. (2006a). Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *Transactions ASABE*, 49(3), 689–701.

Harmel, R. D., King, K. W., Haggard, B. E., Wren, D. G., & Sheridan, J. M. (2006b). Practical guidance for discharge and water quality data collection on small watersheds. *Transactions ASABE*, 49(4), 937–948.

Hartwich, R.; Behrens, J.; Eckelmann, W.; Haase, G.; Richter, A.; Roeschmann, G.; Schmidt, R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1 000 000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Hannover.

Häußermann, Uwe; Bach, Martin; Klement, Laura; Breuer, Lutz (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Dessau-Roßlau (TEXTE, 131/2019).

Heidecke, C.; Hirt, U.; Kreins, P. (2015): Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser. Braunschweig: Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (Thünen Report, 21).

HELCOM (2021): Baltic Sea Action Plan. 2021 update. Helsinki, Finland, 2021.

Hilden, M. (2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern. Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren. Berlin: Kulturbuch-Verl.

- Horowitz, A. J. (2008): Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrient fluxes. In: *Science of The Total Environment* 400 (1-3), S. 315–343.
- Horowitz, A. J. (2013): A review of selected inorganic surface water quality-monitoring practices: are we really measuring what we think, and if so, are we doing it right? In: *Environmental science & technology* 47 (6), S. 2471–2486.
- Hrabalíková, M.; Janeček, M. (2017): Comparison of different approaches to LS factor calculations based on a measured soil loss under simulated rainfall. In: *Soil & Water Res.* 12 (No. 2), S. 69–77.
- Hürdler, J.; Prasuhn, V.; Spiess, E. (2015): Abschätzung diffuser Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Gewässer der Schweiz. MODIFFUS 3.0. Zürich, 2015.
- ISO 11263. (1994). Soil quality – Determination of phosphorus – Spectrometric determination of phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution. International Organization for Standardization (p. 5). Switzerland: Geneva.
- Jones, A. S.; Horsburgh, J. S.; Mesner, N. O.; Ryel, R. J.; Stevens, D. K. (2012): Influence of Sampling Frequency on Estimation of Annual Total Phosphorus and Total Suspended Solids Loads 1. In: *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 48 (6), S. 1258–1275.
- Kaiser, M.; Gebel, M.; Halbfaß, S. (2008): Modellierung diffuser Sediment- und Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Saidenbach. Pirna.
- Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Ebbert, S.; Maus, C.; Uhl, M. e. a. (2015): Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik. Abschlussbericht, 2015.
- Kiemle, L.; Wagner, A.; Hüsener, J.; Fuchs, S.; Henning, K.; Haile, C. (2019): Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL. Modellbeschreibung und Ergebnisse der MONERIS-BW Version „August 2019“. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe, unveröffentlicht.
- Kinnell, P. I. A. (2001): The USLE-M and Modeling Erosion within Catchments. In: D. E. Stott, R. H. Mohtar und G. C. Steinhardt (Hg.): *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization on Meeting held May 24-29, 1999 at Perdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory*, S. 924–928.
- Knoll, L.; Breuer, L.; Bach, M. (2019): Large scale prediction of groundwater nitrate concentrations from spatial data using machine learning. In: *Science of The Total Environment*, S. 1317–1327. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.045.
- Knoll, L.; Breuer, L.; Bach, M. (2020): Nation-wide estimation of groundwater redox conditions and nitrate concentrations through machine learning. In: *Environmental Research Letters* 15 (6), S. 64004. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1088%2F1748-9326%2F15%2F6%2F64004>.
- Lemm, J. U.; Venohr, M.; Globevnik, L.; Stefanidis, K.; Panagopoulos, Y.; Gils, J. et al. (2021): Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an

integrated understanding of river status deterioration. In: *Glob. Change Biol.* 27 (9), S. 1962–1975.

LfULG (2019): Umrechnungsfaktoren einzelner Nährstoffe nach Element oder Bindungsform. Unter Mitarbeit von M. Grunert. Online verfügbar unter https://www.landwirtschaft.sachsen.de/download/Tab_22_Umrechnungsfaktoren_einzeln_Naehrstoffe_nach_Element_oder_Bindungsform_2019_02_27.pdf.

Moore, I. D.; Nieber, J. L. (1989): Landscape assessment of soil erosion and nonpoint source pollution. In: *J. Minnesota Acad. Sci.* (55), S. 18–25.

Mosimann, T.; Bug, J.; Sanders, S.; Beisiegel, F. (2009): Bodenerosionsdauerbeobachtung in Niedersachsen 2000 - 2008. Methodik, Erosionsgeschehen, Bodenabträge und Anwendung der Ergebnisse. Hannover: Inst. für Physische Geographie und Landschaftsökologie Leibniz-Univ. Hannover (Geosynthesis, 14).

Nash, J. E.; Sutcliffe, J. V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. In: *Journal of Hydrology* 10 (3), S. 282–290.

National Aeronautics and Space Administration (NASA) (2005): Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Digital Elevation Model. Online verfügbar unter <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/index.html>, zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Neyroud, J.-A.; Lischer, P. (2003): Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166 (4), S. 422–431.

Nickel, J. P.; Fuchs, S. (2019): Micropollutant emissions from combined sewer overflows. In: *Water Sci Technol* 80 (11), S. 2179–2190.

Nickel, J. P.; Fuchs, S. (2021): Large-Volume Samplers for Efficient Composite Sampling and Particle Characterization in Sewer Systems. In: *Water* 13 (20), S. 2831.

Nickel, J. P.; Fuchs, S.; Hörner, L. (2021): Aktuelle Daten zur stofflichen Belastung von Mischwasserentlastungen. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)* 68 (10).

Nobre, A. D.; Cuartas, L. A.; Hodnett, M.; Rennó, C. D.; Rodrigues, G.; Silveira, A. et al. (2011): Height Above the Nearest Drainage – a hydrologically relevant new terrain model. In: *Journal of Hydrology* 404 (1-2), S. 13–29.

O’Callaghan, J. F.; Mark, D. M. (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data. In: *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 28 (3), S. 323–344.

Orgiazzi, A.; Ballabio, C.; Panagos, P.; Jones, A.; Fernández-Ugalde, O. (2018): LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. In: *Eur J Soil Sci* 69 (1), S. 140–153.

Panagos, P.; Ballabio, C.; Borrelli, P.; Meusburger, K.; Klik, A.; Rousseva, S. et al. (2015a): Rainfall erosivity in Europe. In: *Science of The Total Environment* 511, S. 801–814.

Panagos, P.; Borrelli, P.; Meusburger, K. (2015b): A New European Slope Length and Steepness Factor (LS-Factor) for Modeling Soil Erosion by Water. In: *Geosciences* 5 (2), S. 117–126.

Panagos, P.; Borrelli, P.; Poesen, J.; Ballabio, C.; Lugato, E.; Meusburger, K. et al. (2015c): The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. In: *Environmental Science & Policy* 54, S. 438–447.

Panagos, P.; Borrellia, P.; Meusburger, K.; Alewell, C.; Lugato, E.; Montanarella, L. (2015d): Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. In: *Land Use Policy* (48), S. 38–50. Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837715001611>.

Panagos, P.; Meusburger, K.; Ballabio, C.; Borrelli, P.; Alewell, C. (2014): Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. In: *Science of The Total Environment* 479–480, S. 189–200.

Plambeck, N. O. (2020): Reassessment of the potential risk of soil erosion by water on agricultural land in Germany: Setting the stage for site-appropriate decision-making in soil and water resources management. In: *Ecological Indicators* 118 (1–11), S. 106732.

Poesen, J. (2018): Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. In: *Earth Surf. Process. Landforms* 43 (1), S. 64–84.

Prasuhn, V. (2020): Twenty years of soil erosion on-farm measurement: Annual variation, spatial distribution and the impact of conservation programmes for soil loss rates in Switzerland. In: *Earth Surf. Process. Landforms* 45 (7), S. 1539–1554.

Regierungspräsidium Freiburg (RP Freiburg); Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) (2015): Daten zur Bodenerosion in Baden-Württemberg. Erläuterungen, 2015.

Renard, K. G.; Foster, G. R.; Weesies, G. A.; Mccool, D. K.; Yoder, D. C. (1997): Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington, 1997 (703).

Robertson, D. M., & Roerish, E. D. (1999). Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams. *Water Resources Research*, 35(12), 3747–3759.

Sauer, S.; Goldschmitt, M.; Pecoroni, D.; Wiesner, T. (2017): Materialien zur Bodenerosion durch Wasser in Rheinland-Pfalz. Mainz, 2017 (2).

Sauerborn, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland – Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. Bonn, 1994 (13).

Schick, J.; Kratz, S.; Rückamp, D.; Shwiekh, R.; Haneklaus, S.; Schnug, E. (2013): Comparison and Inter-Calibration of Different Soil P Tests Used in the Baltic Sea Countries. Baltic Manure WP4 Standardisation of Manure Types with Focus on Phosphorus, 2013.

Schmidt, B.; Kuhn, U.; Trepel, M.; Fischer, M.; Krüger, A.; Kreins, P.; Zinnbauer, M.; Eysholdt, M., Wendland, F., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Wolters, T., Venohr, M., Nguyen, H. H. (2022): Bestimmung der Nährstoffbelastung und des Handlungsbedarfs in den deutschen Flussgebieten. In: *Wasser und Abfall* 4, 2022, 22-30.

Schmidt, J. (1996): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Unter Mitarbeit von FID GEO: Selbstverl. des Inst. für Geograph. Wiss., Berlin.

Schob, A.; Schmidt, J.; Tenholtern, R. (2006): Derivation of site-related measures to minimise soil erosion on the watershed scale in the Saxonian loess belt using the model EROSION 3D. In: *CATENA* 68 (2-3), S. 153–160.

Schreiber, W.; Krauss-Kalweit, I. (1999): Frachten von Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern - Einfluß der Probenahmestrategie auf die Ermittlung. In: *Wasserwirtschaft* 89 (10).

Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.

Skeffington, R. A.; Halliday, S. J.; Wade, A. J.; Bowes, M. J.; Loewenthal, M. (2015): Using high-frequency water quality data to assess sampling strategies for the EU Water Framework Directive. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19 (5), S. 2491–2504.

Ta, P.; Tetzlaff, B.; Trepel, M.; Wendland, F. (2020): Implementing a Statewide Deficit Analysis for Inland Surface Waters According to the Water Framework Directive—An Exemplary Application on Phosphorus Pollution in Schleswig-Holstein (Northern Germany). In: *Water* 12 (5), S. 1365.

Tate, K. W., Dahlgren, R. A., Singer, M. J., & Allen-Diaz, B. (1999). Timing, frequency of sampling affect accuracy of water-quality monitoring. *California Agriculture*, 53(6), 44–48.

Tetzlaff, B.; Elbers, J.; Elhaus, D.; Gömann, H.; Ta, P. (2020a): GROWA + NRW 2021 – Teilbericht VI: Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer. Online verfügbar unter https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/teilbericht_vi_phosphormodellierung-mephos_2020-11-22.pdf, zuletzt geprüft am 28.10.2021.

Tetzlaff, B.; Ta, P.; Zang, C.; Michaelis, B.; Zacharias, M. (2020b): Modellierung des Phosphor-Eintrags aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Hessens. Projektphase Juli - Oktober 2020. Jülich. Online verfügbar unter https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/duengeverordnung/Tetzlaff_Modellierung_des_Phosphor-Eintrags_aus_diffusen_und_punktuellen_Quellen_in_die_Oberflaechengewaeser_Hessens.pdf, zuletzt geprüft am 28.10.2021.

Tetzlaff, B.; Wendland, F. (2012): Modelling Sediment Input to Surface Waters for German States with MEPhos: Methodology, Sensitivity and Uncertainty. In: *Water Resour Manage* 26 (1), S. 165–184.

Thünen-Institut (TI) (2020): Pges-Gehalte im Oberboden von Waldflächen aus der Bodenzustandserhebung II (BZE Wald II).

TLLLR (2020): Phosphordaten aus der Bodenzustandserhebung, Landesamt für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR), Thüringen.

Toshovski, S.; Kaiser, M.; Fuchs, S.; Sacher, F.; Thoma, A.; Kümmel, V.; Lambert, B. (2020): Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen. Ein deutschlandweit harmonisiertes Vorgehen. Dessau-Roßlau, 2020 (173/2020). Online verfügbar unter

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/prioritaere-stoffe-in-kommunalen-klaeranlagen>, zuletzt geprüft am 08.12.2020.

Tóth, G.; Jones, A.; Montanarella, L. (Hg.) (2013): LUCAS topsoil survey. Methodology, data and results. Luxembourg: Publications Office (EUR, Scientific and technical research series, 26102).

Umweltbundesamt (UBA) (2022): Die Wasserrahmenrichtlinie Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Unveröffentlicht, 2022.

University of Wisconsin-Extension (1997): Urban Runoff – a source of concern. Madison, 1997.

Vandenbergh, A., Goethals, P. L. M., van Griensven, A., Meirlaen, J., de Pauw, N., Vanrolleghem, P., et al. (2006). Application of automated measurement stations for continuous water quality monitoring of the Dender River in Flanders, Belgium. *Environ. Monit. Assess.*, 108. 85-98.

Veith, T. (2002): Agricultural BMP Placement for Cost-Effective Pollution Control at the Watershed Level, 2002.

Venohr, M.; Behrendt, H.; Fuchs, S.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D. et al. (2008): Entwicklung, Dokumentation und Anwendung eines szenariofähigen Managementtools zur Beschreibung der Einträge, Retention und Frachten in Flusssystemen. Endbericht zum F+E-Projekt FKZ 205 24 204 Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für die Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen der internationalen Berichtspflichten, 2008.

Venohr, M.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D.; Gericke, A.; Wetzig, A. et al. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. In: *International Review of Hydrobiology* 96 (5), S. 435–483. Online verfügbar unter <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/iroh.201111331/pdf>.

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (2002): Methodenbuch des VDLUFA. 4. Aufl. Darmstadt, 2002 (Band I).

Villa, A.; Fölster, J.; Kyllmar, K. (2019): Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods. In: *Environmental monitoring and assessment* 191 (10), S. 605.

Voges, J. (1999): Empirisches Modell für die mittlere Maßstabsebene zur GIS-gestützten Bestimmung der Anbindung erosionsgefährdeter Ackerflächen. Unter Mitarbeit von My University, 1999.

Wagner, A. (2019): Event-Based Measurement and Mean Annual Flux Assessment of Suspended Sediment in Meso Scale Catchments. Dissertation. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaft, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung.

Wendland, F.; Herrmann, F.; Kunkel, R.; Tetzlaff, B.; Wolters, T. (2022): AGRUM-DE – Diffuse Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Deutschlands mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung. Endbericht.

Wischmeier, W. H.; Smith, D. D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. Science. Washington DC, 1978 (No. 537).

Wischmeyer, W. H.; Smith, D. D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning. Maryland, 1978 (537).

Wu, S.; Li, J.; Huang, G. (2005): An evaluation of grid size uncertainty in empirical soil loss modeling with digital elevation models. In: *Environ Model Assess* 10 (1), S. 33–42.

Wurbs, D.; Steininger, M. (2011): Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden. Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. Dessau-Roßlau (TEXTE, 16/2011).

Yu, B.; Rosewell, C. J. (1996): Technical Notes: A Robust Estimator of the R-factor for the Universal Soil Loss Equation. In: *American Society of Agricultural Engineers* 39 (2), S. 559–561.

Zusammenstellung des Umweltbundesamtes nach Daten der Bundesländer (2019): Grundwasserqualitätsdaten.

A Anhang Feststoffsammler

A.1 Feststoffsammlerdaten

Tabelle 19: Zusammenfassung der Analyseergebnisse des Feststoffsammlers

Proben-Nr.	Datum Probenahme	Start Probenahme	Ende Probenahme	M _{Sed} in mg	P _{tot} in mg/kg	P _{gelöst} in mg/l	AFS in mg/l
1	21.03.2017	09.03.2017 16:36	16.03.2017 12:32	33,9	2.004	0,09	0,64
2	05.04.2017	21.03.2017 15:43	29.03.2017 09:38	10,0	2.316	0,13	1,35
3	27.04.2017	05.04.2017 12:07	14.04.2017 12:58	14,9	1.797	0,10	3,25
4	16.05.2017	27.04.2017 14:38	06.05.2017 20:46	11,9	1.979	0,17	1,99
5	08.06.2017	16.05.2017 14:46	27.05.2017 03:51	24,7	1.906	0,17	0,89
6	11.07.2017	08.06.2017 15:24	23.06.2017 17:29	39,4	1.678	0,14	1,70
7	08.08.2017	11.07.2017 14:56	27.07.2017 08:51	84,6	2.046	0,24	0,20
8	05.09.2017	08.08.2017 11:24	21.08.2017 14:26	42,9	1.974	0,19	0,40
9	29.09.2017	05.09.2017 14:07	20.09.2017 06:12	211	1.352	0,15	0,65
10	21.11.2017	03.11.2017 15:31	13.11.2017 07:31	140	1.709	0,19	2,60
11	22.01.2018	10.01.2018 11:59	18.01.2018 10:05	27,9	-	0,15	1,44
12	31.01.2018	22.01.2018 11:27	29.01.2018 11:07	29,0	1.577	0,12	1,95
13	12.02.2018	31.01.2018 17:32	06.02.2018 07:55	31,1	2.223	0,13	1,65
14	22.02.2018	12.02.2018 14:32	19.02.2018 12:29	15,7	2.165	0,03	1,35
15	14.03.2018	22.02.2018 15:59	10.03.2018 04:25	23,2	1.785	0,11	4,18
16	27.03.2018	14.03.2018 14:18	24.03.2018 03:58	18,0	2.068	0,14	0,86
17	10.04.2018	27.03.2018 13:55	05.04.2018 18:20	32,0	1.931	0,11	1,35
18	27.04.2018	10.04.2018 10:25	19.04.2018 15:13	39,4	1.799	0,03	1,25
19	16.05.2018	27.04.2018 10:56	09.05.2018 10:44	28,5	-	0,16	2,40
20	05.06.2018	16.05.2018 12:08	24.05.2018 21:45	880	1.497	0,19	1,10
21	20.06.2018	05.06.2018 10:44	15.06.2018 19:20	195	1.703	0,21	0,80
22	23.07.2018	04.07.2018 14:44	19.07.2018 10:08	74,9	1.490	0,18	1,45
23	10.08.2018	23.07.2018 12:39	10.08.2018 10:15	49,3	1.432	0,12	2,35
24	28.09.2018	04.09.2018 11:18	28.09.2018 10:35	101,2	1.372	0,07	2,30
25	19.10.2018	28.09.2018 12:04	19.10.2018 10:00	21,3	1.206	0,07	2,20
26	30.11.2018	09.11.2018 11:26	28.11.2018 13:47	10,1	1.354	0,17	1,90
27	10.12.2018	30.11.2018 14:29	10.12.2018 14:16	323	1.346	0,14	5,57

Proben-Nr.	Datum Probenahme	Start Probenahme	Ende Probenahme	M _{Sed} in mg	P _{tot} in mg/kg	P _{gelöst} in mg/l	AFS in mg/l
28	08.02.2019	18.01.2019 13:42	02.02.2019 03:19	26,0	1.757	0,12	1,60
29	28.02.2019	08.02.2019 11:38	26.02.2019 03:28	15,3	1.368	0,09	1,60
30	23.05.2019	02.05.2019 14:16	17.05.2019 09:06	24,3	1.880	0,13	0,40
31	11.06.2019	23.05.2019 10:06	10.06.2019 16:55	21,9	1.666	0,15	2,05
32	11.07.2019	11.06.2019 13:48	03.07.2019 11:14	32,1	1.749	0,20	0,20
33	06.08.2019	11.07.2019 11:35	03.08.2019 03:32	235	1.422	0,21	1,50
34	02.09.2019	06.08.2019 13:27	02.09.2019 09:27	11,5	1.533	0,20	1,38
35	16.10.2019	11.09.2019 13:15	09.10.2019 11:13	58,4	1.776	0,14	1,35
36	10.06.2020	13.05.2020 12:54	28.05.2020 19:59	50,0	1.377	0,12	0,20
37	01.07.2020	10.06.2020 10:16	27.06.2020 08:08	43,4	1.587	0,16	96,9
38	11.09.2020	11.08.2020 09:52	08.09.2020 14:57	67,8	1.501	0,15	0,40
39	09.12.2020	19.11.2020 13:13	07.12.2020 13:38	25,3	2.002	0,11	0,97
40	24.03.2021	03.03.2021 12:03	14.03.2021 16:46	94,7	1.991	0,14	0,50
41	13.04.2021	24.03.2021 10:35	04.04.2021 05:59	89,0	1.514	0,11	1,05
42	11.05.2021	13.04.2021 11:27	01.05.2021 01:31	144	1.761	0,22	0,56
43	07.06.2021	11.05.2021 09:49	21.05.2021 06:14	145	1.804	0,22	0,71
44	01.09.2021	05.08.2021 10:52	30.08.2021 07:45	53,7	2.070	0,12	1,15
45	13.10.2021	01.09.2021 10:53	03.10.2021 15:27	41,1	1.704	0,008	1,00
46	18.11.2021	13.10.2021 10:16	06.11.2021 10:11	70,6	1.523	0,09	0,60
47	14.12.2021	18.11.2021 11:07	07.12.2021 11:39	27,0	1.781	0,12	1,10

- = Wert nicht gemessen, AFS = Abfiltrierbare Stoff, M_{Sed} = Gesamttrockenmasse, P_{gelöst} = Orthophosphat-Phosphorkonzentration, P_{tot} = Gesamt-Phosphorgehalt in der Feststoffprobe

Tabelle 20: Zusammenfassung der Datenanalyse des Feststoffsammlers

Proben-Nr.	Datum Probenahme	Start Probenahme	Ende Probenahme	Q _{max} in m ³ /s	C _{SS} in mg/l	C _P in mg/l
1	21.03.2017	09.03.2017 16:36	16.03.2017 12:32	0,93	53,6	0,19
2	05.04.2017	21.03.2017 15:43	29.03.2017 09:38	1,35	25,9	0,18
3	27.04.2017	05.04.2017 12:07	14.04.2017 12:58	0,82	32,9	0,15
4	16.05.2017	27.04.2017 14:38	06.05.2017 20:46	1,03	27,3	0,22
5	08.06.2017	16.05.2017 14:46	27.05.2017 03:51	1,11	56,1	0,27
6	11.07.2017	08.06.2017 15:24	23.06.2017 17:29	0,82	76,2	0,26
7	08.08.2017	11.07.2017 14:56	27.07.2017 08:51	2,37	103	0,45

Proben-Nr.	Datum Probenahme	Start Probenahme	Ende Probenahme	Q _{max} in m ³ /s	C _{SS} in mg/l	C _P in mg/l
8	05.09.2017	08.08.2017 11:24	21.08.2017 14:26	1,91	58,0	0,30
9	29.09.2017	05.09.2017 14:07	20.09.2017 06:12	4,41	239	0,47
10	21.11.2017	03.11.2017 15:31	13.11.2017 07:31	4,58	156	0,46
11	22.01.2018	10.01.2018 11:59	18.01.2018 10:05	2,23	44,0	-
12	31.01.2018	22.01.2018 11:27	29.01.2018 11:07	3,38	51,9	0,20
13	12.02.2018	31.01.2018 17:32	06.02.2018 07:55	2,46	46,8	0,23
14	22.02.2018	12.02.2018 14:32	19.02.2018 12:29	1,80	30,0	0,09
15	14.03.2018	22.02.2018 15:59	10.03.2018 04:25	1,11	32,0	0,16
16	27.03.2018	14.03.2018 14:18	24.03.2018 03:58	1,04	23,6	0,18
17	10.04.2018	27.03.2018 13:55	05.04.2018 18:20	1,70	36,1	0,17
18	27.04.2018	10.04.2018 10:25	19.04.2018 15:13	2,01	75,2	0,16
19	16.05.2018	27.04.2018 10:56	09.05.2018 10:44	0,98	48,7	-
20	05.06.2018	16.05.2018 12:08	24.05.2018 21:45	6,73	662	1,17
21	20.06.2018	05.06.2018 10:44	15.06.2018 19:20	2,20	144	0,46
22	23.07.2018	04.07.2018 14:44	19.07.2018 10:08	2,55	95,9	0,32
23	10.08.2018	23.07.2018 12:39	10.08.2018 10:15	1,25	59,3	0,20
24	28.09.2018	04.09.2018 11:18	28.09.2018 10:35	2,71	74,6	0,17
25	19.10.2018	28.09.2018 12:04	19.10.2018 10:00	0,59	23,1	0,09
26	30.11.2018	09.11.2018 11:26	28.11.2018 13:47	0,82	9,9	0,18
27	10.12.2018	30.11.2018 14:29	10.12.2018 14:16	6,10	296	0,53
28	08.02.2019	18.01.2019 13:42	02.02.2019 03:19	1,39	21,9	0,16
29	28.02.2019	08.02.2019 11:38	26.02.2019 03:28	0,93	25,7	0,12
30	23.05.2019	02.05.2019 14:16	17.05.2019 09:06	1,04	31,9	0,19
31	11.06.2019	23.05.2019 10:06	10.06.2019 16:55	1,03	28,6	0,20
32	11.07.2019	11.06.2019 13:48	03.07.2019 11:14	1,54	34,0	0,26
33	06.08.2019	11.07.2019 11:35	03.08.2019 03:32	4,20	272	0,60
34	02.09.2019	06.08.2019 13:27	02.09.2019 09:27	2,06	13,8	0,22
35	16.10.2019	11.09.2019 13:15	09.10.2019 11:13	2,84	60,1	0,24
36	10.06.2020	13.05.2020 12:54	28.05.2020 19:59	1,04	55,3	0,20
37	01.07.2020	10.06.2020 10:16	27.06.2020 08:08	1,01	139	0,22
38	11.09.2020	11.08.2020 09:52	08.09.2020 14:57	2,33	93,2	0,29
39	09.12.2020	19.11.2020 13:13	07.12.2020 13:38	0,96	29,6	0,17

Proben-Nr.	Datum Probenahme	Start Probenahme	Ende Probenahme	Q _{max} in m ³ /s	C _{SS} in mg/l	C _P in mg/l
40	24.03.2021	03.03.2021 12:03	14.03.2021 16:46	1,91	112	0,36
41	13.04.2021	24.03.2021 10:35	04.04.2021 05:59	0,85	106	0,27
42	11.05.2021	13.04.2021 11:27	01.05.2021 01:31	1,08	188	0,55
43	07.06.2021	11.05.2021 09:49	21.05.2021 06:14	1,19	164	0,51
44	01.09.2021	05.08.2021 10:52	30.08.2021 07:45	1,17	53,5	0,11
45	13.10.2021	01.09.2021 10:53	03.10.2021 15:27	1,08	41,1	0,07
46	18.11.2021	13.10.2021 10:16	06.11.2021 10:11	2,74	69,4	0,10
47	14.12.2021	18.11.2021 11:07	07.12.2021 11:39	1,59	29,0	0,05

- = Wert nicht berechnet, C_{SS} = berechnete Feststoff-Konzentration, C_P = berechnete Phosphor-Konzentration

A.2 Jährliche Phosphor-Frachten

Tabelle 21: Jährliche Phosphor-Frachten am Kraichbach und der Anteil der Grundlast

Jahr	Phosphorfracht in t/a	Grundlast in t/a (25.Perzentil)	Grundlast in t/a (Median)	Grundlast in t/a (75.Perzentil)	V _{Jahr} /V _{Mittel}
2003	12,53	1,93	2,14	2,55	1,28
2004	5,98	3,18	3,52	4,19	0,80
2005	5,82	3,27	3,62	4,31	0,86
2006	7,86	3,32	3,68	4,39	0,86
2007	6,56	3,17	3,52	4,19	0,97
2008	9,44	3,17	3,52	4,19	1,12
2009	7,00	3,36	3,72	4,43	0,97
2010	10,97	3,07	3,40	4,05	1,19
2011	8,51	2,56	2,84	3,38	1,11
2012	6,39	3,15	3,49	4,15	0,89
2013	14,50	2,17	2,40	2,86	1,39
2014	9,19	2,56	2,83	3,37	1,16
2015	8,74	2,98	3,30	3,93	0,96
2016	9,12	3,39	3,76	4,48	1,02
2017	6,39	3,27	3,62	4,31	0,79
2018	9,44	3,07	3,40	4,05	0,92
2019	6,05	3,13	3,46	4,13	0,77
2020	7,26	2,60	2,88	3,43	0,92

Jahr	Phosphorfracht in t/a	Grundlast in t/a (25.Perzentil)	Grundlast in t/a (Median)	Grundlast in t/a (75.Perzentil)	$V_{\text{Jahr}}/V_{\text{Mittel}}$
2003-2020 (Mittelwert)	8,43	2,96	3,28	3,91	1,00

V_{Jahr} - Abflussvolumen des Jahres, V_{Mittel} mittleres Abflussvolumen des Zeitraums 2003-2020

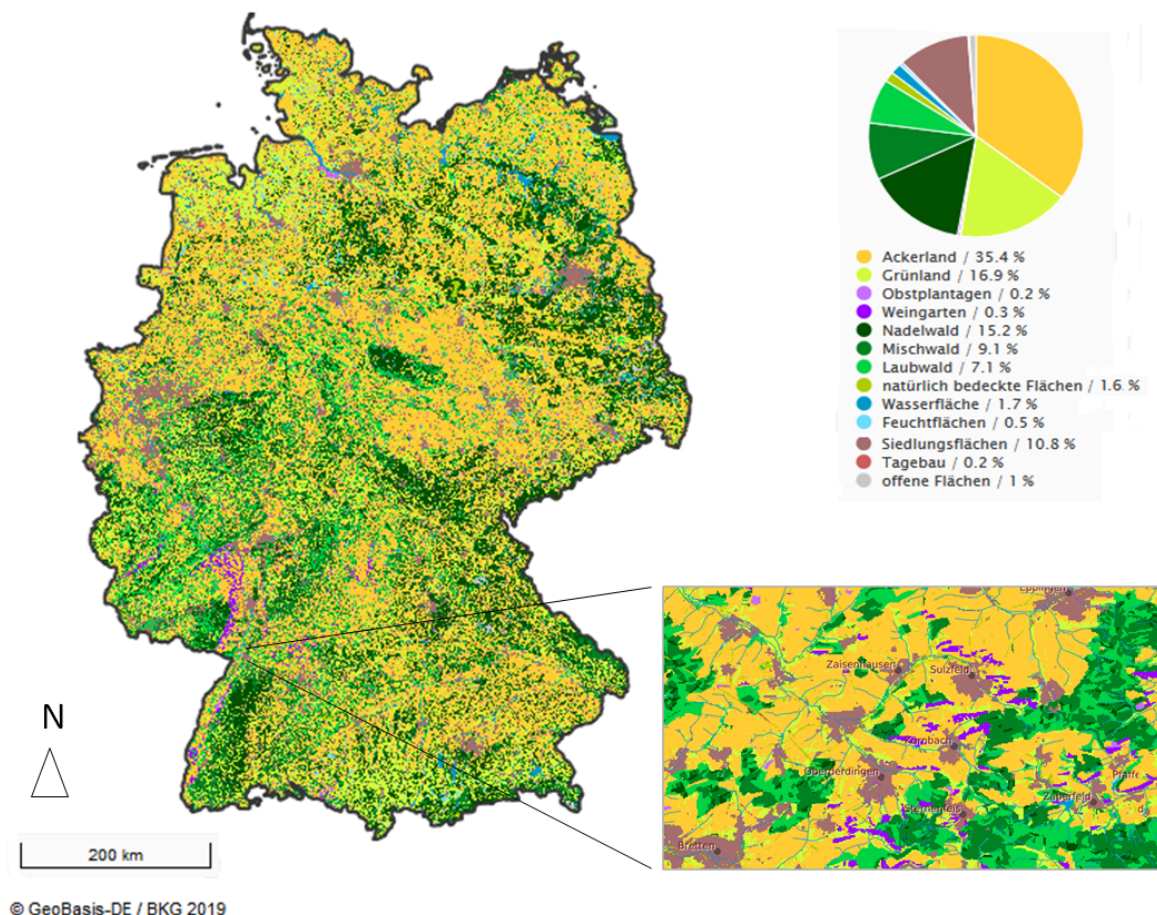
B Anhang Bodenabtrag und Sedimenteintragsmodellierung: Preprocessing von Eingangsdaten

B.1 Landnutzung und Gewässernetz

Hinsichtlich der Einbeziehung der Landnutzungsdaten wurde nach Prüfung der vorliegenden Datenbestände entschieden das Basis-DLM (ATKIS) des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (shape-Format) zu nutzen. Die Daten sind am höchsten aufgelöst und liegen auf Länderebene vor. Die Polygone mussten dementsprechend zusammengeführt werden, Polygone mit Mehrfachbelegung wurden zudem bereinigt. Eine Übersicht über die Landnutzungsverteilung (bundesweiter Überblick sowie Detailausschnitt) gibt Abbildung 35.

Abbildung 35: Landnutzungsverteilung in Deutschland auf Basis von ATKIS – DLM

Rasterbezogene Landnutzungsverteilung in Deutschland und Detailausschnitt (Kraichbachgebiet, Baden-Württemberg)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat.

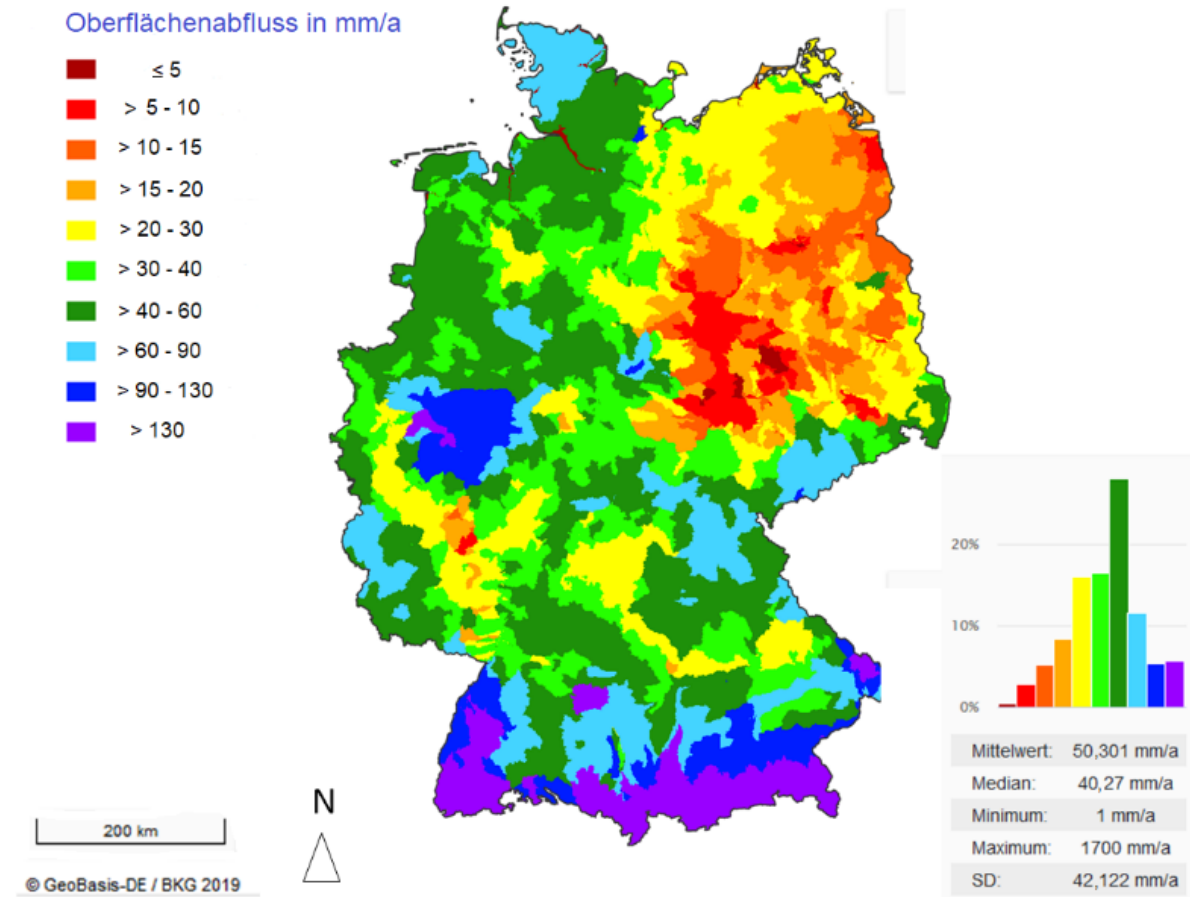
Bei dem für die Modellierung benötigten Gewässernetz wurde ebenfalls auf ATKIS – DLM (GeoBasis-DE / BKG 2019a) zurückgegriffen. Gebietshöhen, Hangneigung und Hangneigungsklassen wurden aus dem DGM 10 (GeoBasis-DE / BKG 2017) abgeleitet und auf die 10 m x 10 m Rasterzellen übertragen.

B.2 Oberflächenabfluss

Die Ergebnisse des modellierten Oberflächenabflusses je MoRE-Analysegebiet stammen aus den jahresbezogen bis 2016 vorliegenden MoRE-Modellierungen (Fuchs et al. 2017a) und werden als langjähriges Mittel für die Periode 2001 bis 2016 zusammengefasst betrachtet (Abbildung 36).

Abbildung 36: Langjähriger mittlerer Oberflächenabfluss für die Periode 2001 bis 2016

Langjähriger mittlerer Oberflächenabfluss für die Periode 2001 bis 2016 je Analysegebiet aus der Modellierung von MoRE



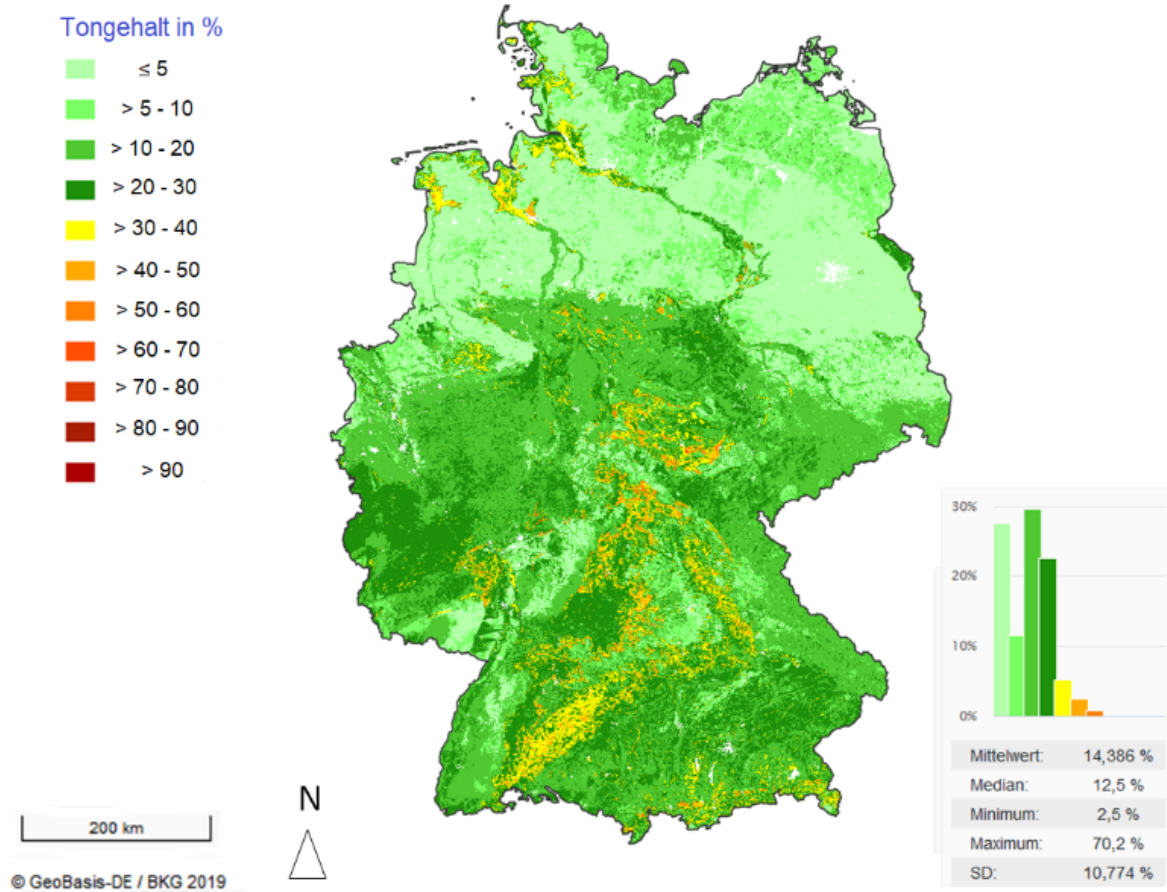
Quelle: eigene Darstellung, VisDat.

B.3 Ton-, Schluff und Humusgehalte

Die nachfolgend dargestellten Verteilungen der Ton-, Schluff- und Humusgehalte entstammen den in Kap. 3.4.1 genannten Kartenwerken und wurden nach den dort beschriebenen Methoden abgeleitet (Abbildung 37 bis Abbildung 39).

Abbildung 37: Tongehalt (Oberboden) in Deutschland

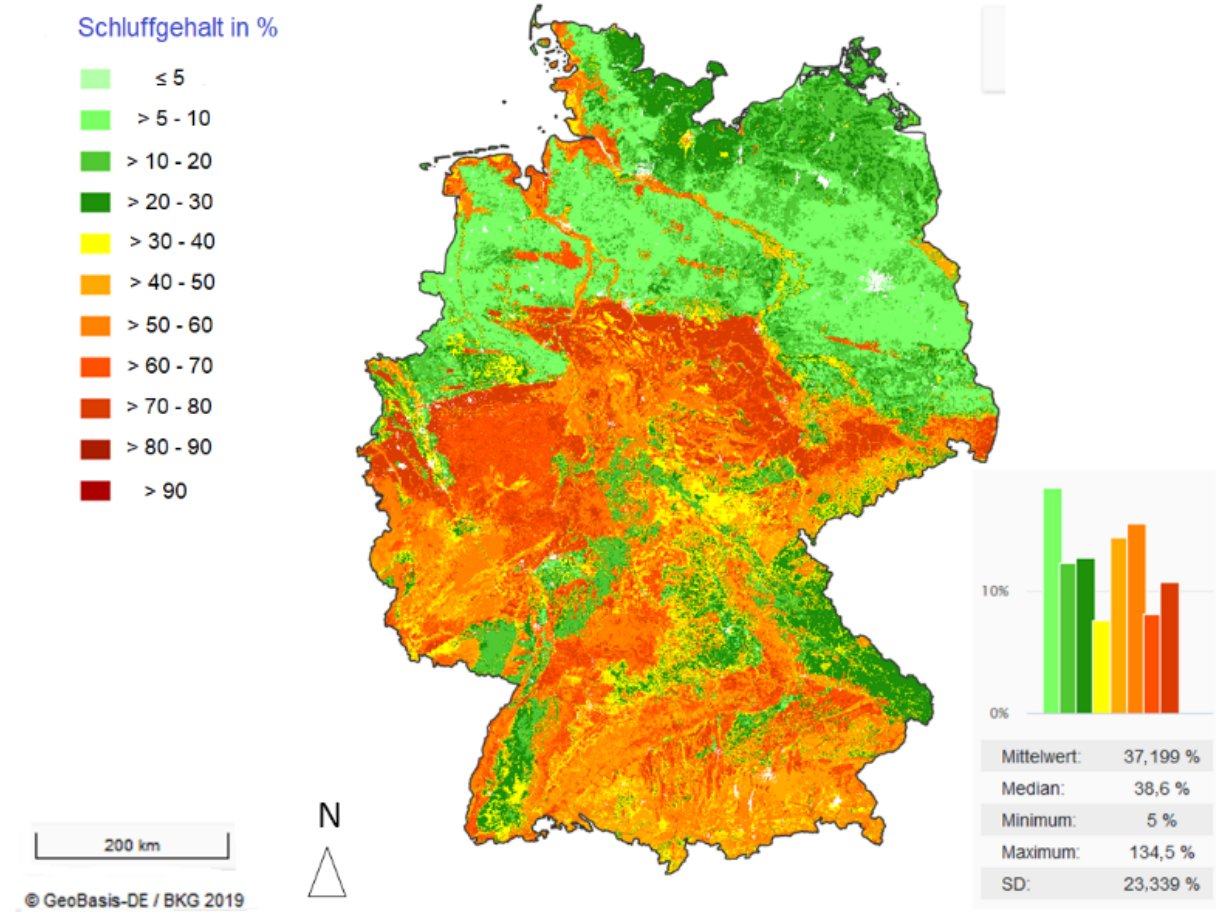
Rasterbezogener Tongehalt im Oberboden auf Basis der BUEK200 und BUEK1000 bzw. der BK50 (für Sachsen)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat.

Abbildung 38: Schluffgehalt (Oberboden) in Deutschland

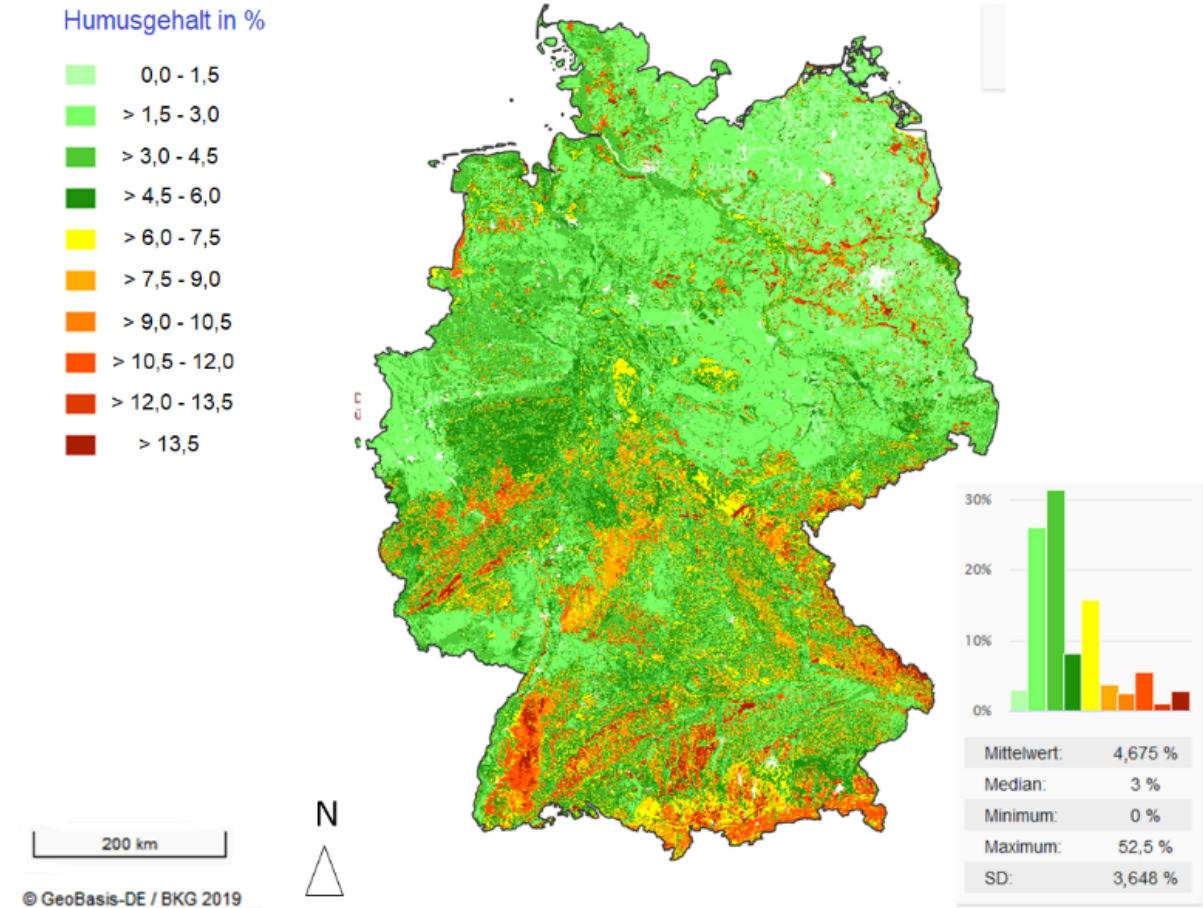
Rasterbezogener Schluffgehalt im Oberboden auf Basis der BUEK200 und BUEK1000 bzw. der BK50 (für Sachsen)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat.

Abbildung 39: Humusgehalt (Oberboden) in Deutschland

Rasterbezogener Humusgehalt im Oberboden auf Basis der BUEK200 und BUEK1000 bzw. der BK50 (für Sachsen)



Quelle: eigene Darstellung, VisDat.

C Anhang MoRE

C.1 Wasserbilanz

Die Zweiteilung der Abflusskomponenten in den direkten Abfluss und den Basisabfluss findet sich auch in MoRE wieder.

Kennzeichnend für den Oberflächenabfluss ist, dass das transportierte Niederschlagswasser nicht in den Boden eindringt, sondern oberflächlich abfließt und in ein Gewässer gelangt. Die Stoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss sind somit vom Oberboden abhängig. Ein Teil des Niederschlagswassers infiltriert in den Boden und bildet den präferentiellen Abfluss, der in den obersten Schichten oft hangparallel direkt zum Gewässer bewegt wird ohne zur Grundwasseroberfläche zu gelangen. Der präferentielle Abfluss resultiert somit ebenfalls direkt aus dem Niederschlag und liegt im Einflussbereich des Oberbodens.

Dem gegenüber steht der Basisabfluss, der sich aus dem verzögerten Zwischenabfluss und dem Grundwasserabfluss zusammensetzt. Es handelt sich hierbei um Abflüsse in tieferen Bereichen mit längeren Transportzeiten ins Gewässer.

In MoRE werden die Eintragspfade bisher vereinfacht als „Oberflächenabfluss“ und „Grundwasser“ bezeichnet, beinhalten beide aber sowohl eine schnelle als auch eine langsame Komponente, die aber bisher nicht weiter differenziert wurde.

Der gelöste Stofftransport, der aus dem Niederschlag resultiert, wird somit bisher über den Pfad „Oberflächenabfluss“ modelliert. Hierzu zählen nicht nur die Einträge aus dem oberflächlichen, sondern auch aus dem präferentiellen Abfluss. Der gelöste Stofftransport über den Basisabfluss wird über den Eintragspfad „Grundwasser“ modelliert und der partikuläre Stofftransport bei Regenereignissen über den Pfad „Erosion“ dargestellt.

Der Oberflächenabfluss in MoRE wird als Funktion des Gesamtabflusses ermittelt. Hierbei handelt es sich um den gesamten Oberflächenabfluss des Modellgebietes (Fuchs et al. 2010) und dieser bezieht sich somit nicht nur auf die vegetationsbedeckten Flächen, sondern auch auf urbane versiegelte Flächen. Da der Abfluss über befestigte Flächen im Eintragspfad „urbane Systeme“ berechnet wird, wird dieser vom ermittelten Oberflächenabfluss abgezogen. Der daraus resultierende Oberflächenabfluss bezieht sich dann nur auf unbefestigte, vegetationsbedeckte Flächen. Um den Anteil der Schneeschmelze am Oberflächenabfluss zu berücksichtigen, wird in MoRE zusätzlich zum Oberflächenabfluss über vegetationsbedeckte Flächen auch der Oberflächenabfluss über alpine Flächen berechnet. Dies erfolgt für Flächen mit einer Höhe von mehr als 1.000 m aus dem Niederschlag und Faktoren, die die Schneeschmelze definieren. Zessner et al. (2011) stellten fest, dass der aus dieser Vorgehensweise resultierende Oberflächenabfluss für alpine Gebiete in Österreich keine realistischen Werte liefert, da ein Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss von mehr als 85 % erreicht wird. Für tägliche Abflussdaten von Testeinzugsgebieten wurde eine Abflussseparation durchgeführt. Diese zeigte, dass der Oberflächenabfluss nur ca. 15-40 % beträgt. Aus den Testdaten leiteten Zessner et al. (2011) eine Korrektur des Oberflächenabflusses über alpine Flächen ab. Danach lag der Oberflächenabfluss ebenfalls bei ca. 18-40 %. Diese Anpassungen wurden nun für die MoRE Modellierung übernommen. Konkret wurden zwei Änderungen vorgenommen:

- ▶ Korrektur des Exponenten der Gleichung zur Berechnung der Schneeschmelze aus dem Niederschlag von 1 auf 0,6 und
- ▶ Korrektur der Berechnung des Oberflächenabflusses über vegetationsbedeckte Flächen.

Der maximale Oberflächenabfluss in den betreffenden alpinen Gebieten beträgt in der MoRE Modellierung jetzt nur noch 55 %.

C.2 Grundwasser: Random-Forest

C.2.1 Random-Forest für Deutschland

Die ausgewählten Messstellen werden mit den räumlichen Prädiktoren über die relevante Fläche verknüpft. Diese stellt das potenzielle Einzugsgebiet eines Monitoringstandorts dar, in dem die gemessene Grundwasserqualität durch Umweltfaktoren beeinflusst werden kann (Knoll et al. 2019). Da die Informationen über die Grundwasserströmungsbedingungen im großen Maßstab begrenzt sind, wurde ein vereinfachtes Verfahren nach Knoll et al. (2020) verwendet, um die beitragenden Bereiche für jede Überwachungsstelle zu bestimmen. Ein kreisförmiger Puffer mit einem Radius von 1.000 m führt zu besten Modelleleistungen (Knoll et al. 2019). Die räumlichen Prädiktoren werden innerhalb dieser Pufferzone kompiliert und mit der Messstelle verknüpft.

In diesem Vorhaben wurden drei Szenarien zur Regionalisierung mit dem RF-Modell ausgetestet. Die verwendeten Prädiktoren der Szenarien sind:

► Prädiktoren Set für Szenario 1 – SIMCOP:

- Landnutzung (ATKIS – DLM, BKG 2019a): Siedlung, Ackerland, Grünland, Wald, Wein- und Obstbau
- Hydrosphärischer N-Überschuss (Mittelwert 2007-2016) auf landwirtschaftlichen Flächen (Häußermann et al. 2019) als Stellvertreter für Düngung, da keine räumlich hochaufgelösten Daten zum P-Überschuss für Deutschland vorlagen
- Hydrogeologie und Hydrologie:
 - Hydrogeologische Einheiten (HÜK2015, BGR und SGD 2019),
 - Gesteinstypen der Aquifere, Verfestigung der Aquifere, Hohlraumart der Aquifere, Geochemischer Gesteinstyp der Aquifere, Durchlässigkeit und Leitercharakter (HYRAUM, BGR 2015c)

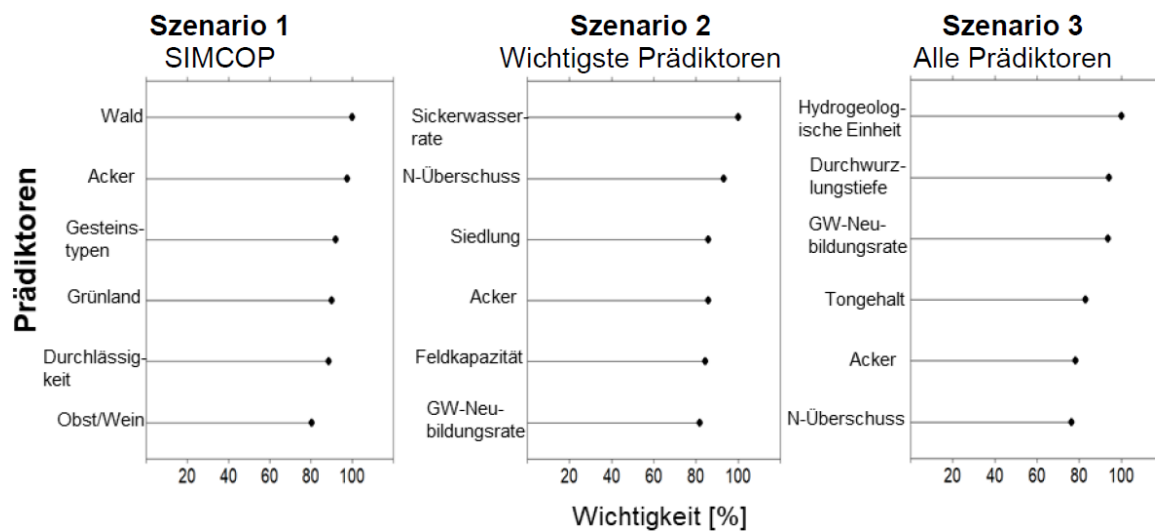
► Prädiktoren Set für Szenario 2 - Wichtigste Prädiktoren:

- Landnutzung (ATKIS – DLM, BKG 2019a): Siedlung, Ackerland, Grünland, Wald, Wein- und Obstbau
- Hydrosphärischer N-Überschuss (Mittelwert 2007-2016) auf landwirtschaftlichen Flächen Siedlung (Häußermann et al. 2019)
- Hydrogeologie und Hydrologie:
 - Grundwasserneubildungsrate (HAD33, BGR 2019b)
 - Grundwasserstufen (BGR 2015b)
 - Sickerwasserrate (SWR1000_250, BGR 2003)
 - Redox-Eigenschaften (Knoll et al. 2020)

- Bodeneigenschaften:
 - Feldkapazität (FK10dm100 (BGR 2015d))
 - Bodenart und Tongehalt (Hartwich et al. 1995)
 - Humusgehalt (HUMUS1000, BGR 2007)
- ▶ Prädiktoren Set für Szenario 3 - Alle Prädiktoren (mit Vorauswahl):
 - Landnutzung (ATKIS – DLM, BKG 2019a): Siedlung, Ackerland, Grünland, Wald, Wein- und Obstbau
 - Hydrosphärischer N-Überschuss (Mittelwert 2007-2016) auf landwirtschaftlichen Flächen Siedlung (Häußermann et al. 2019)
 - Hydrogeologie und Hydrologie:
 - Hydrogeologische Einheiten (HÜK2015, BGR und SGD 2019),
 - Gesteinstypen der Aquifere, Verfestigung der Aquifere, Hohlraumart der Aquifere, Geochemischer Gesteinstyp der Aquifere, Durchlässigkeit und Leitercharakter (HYRAUM, BGR 2015c)
 - Grundwasserneubildungsrate (HAD33, BGR 2019b)
 - Grundwasserstufen (BGR 2015b)
 - Sickerwasserrate (SWR1000_250, BGR 2003)
 - Redox-Eigenschaften (Knoll et al. 2020)
 - Bodeneigenschaften:
 - Feldkapazität (FK10dm100 (BGR 2015d))
 - Bodenart und Tongehalt (Hartwich et al. 1995)
 - Humusgehalt (HUMUS1000, BGR 2007)
 - Effektive Durchwurzelungstiefe (BGR 2015a)

Abbildung 40 zeigt jeweils die relative Bedeutung der sechs wichtigsten Prädiktoren der drei Szenarien. Bei allen drei Szenarien ist der Ackerflächenanteil unter den relevantesten Prädiktoren. Bei Szenario 2 und 3 sind außerdem der hydrosphärische N-Überschuss als Repräsentant der Düngeintensität sowie die Grundwasserneubildungsrate sehr relevant. Der wichtigste Prädiktor bei Szenario 1 ist der Waldflächenanteil, bei Szenario 2 die Sickerwasserrate und bei Szenario 3 die hydrogeologischen Einheiten.

Abbildung 40: Wichtigkeitsranking skaliert von 0 % - 100 % der wichtigsten Prädiktoren für das Modell Szenario 1 (links), Szenario 2 (Mitte) und Szenario 3 (rechts) basierend auf den Trainingsdaten.



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

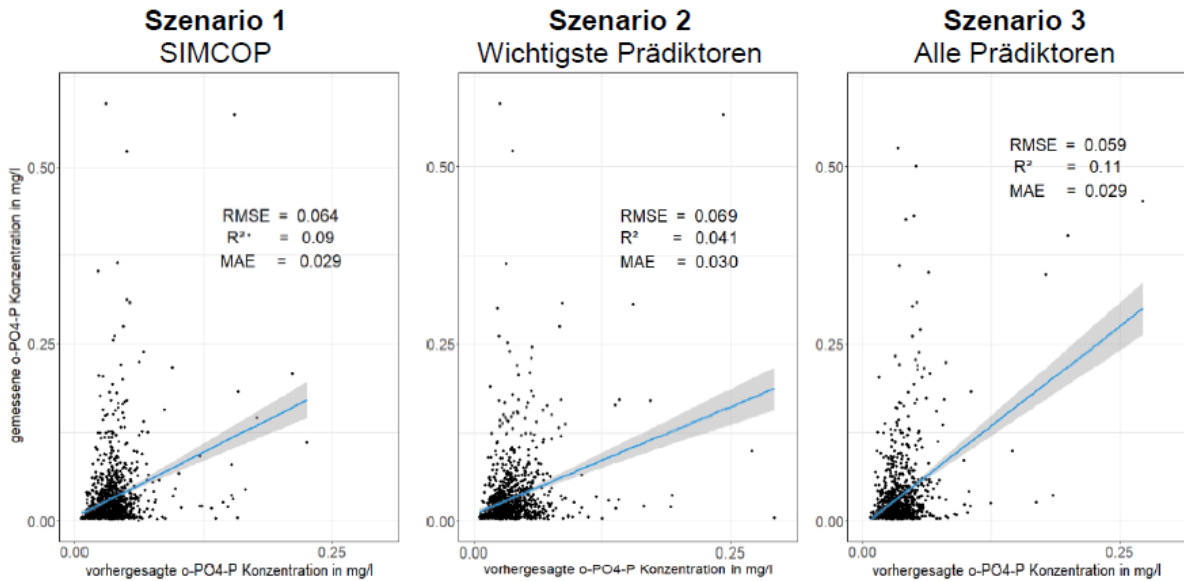
Alle drei Modelle führen zu einer guten prädiktiven Leistung für den Trainingsdatensatz (Tabelle 22). Für den unabhängigen Testdatensatz liefern die Modelle eine unzureichende prädiktive Leistung. Auf Basis aller Daten sind die Modelle gut. Szenario 2 erzielt dabei für den Trainings- und gesamten Datensatz etwas bessere Ergebnisse als Szenario 1 und 3, jedoch für den Testdatensatz schlechtere.

Tabelle 22: Bewertung der Modelleistung für die Modelle Szenario 1 bis 3 für das Teilgebiet basierend auf Testdaten, Trainingsdaten und allen Daten des Datensatzes für Deutschland

R ²	Testdaten	Trainingsdaten	Gesamter Datensatz
Szenario 1	0,09	0,61	0,49
Szenario 2	0,04	0,83	0,64
Szenario 3	0,11	0,57	0,47

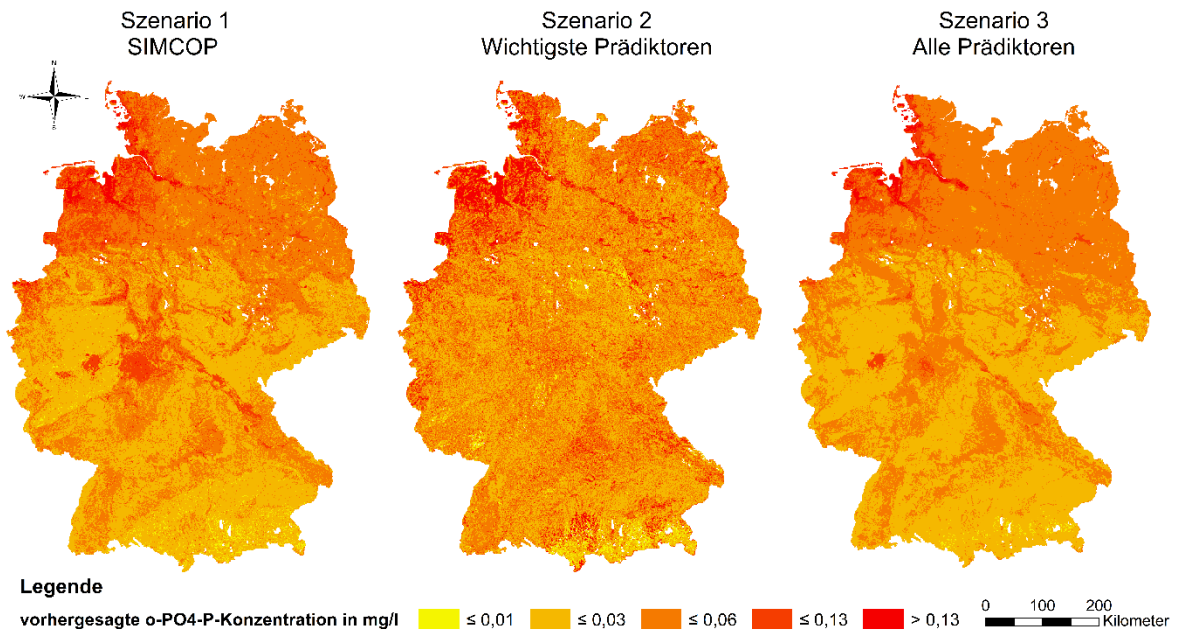
Die Vorhersagen der Grundwasser-o-PO₄-P-Konzentrationen für die Testdaten gegenüber den Messungen sind in Abbildung 41 dargestellt. Bei allen drei Szenarien wird deutlich, dass die o-PO₄-P-Konzentrationen systematisch unterschätzt werden. Die resultierenden vorhergesagten Konzentrationen für Deutschland sind in Abbildung 42 dargestellt.

Abbildung 41: Vorhergesagte gegenüber beobachteten Grundwasserkonzentrationen für die Modelle Szenario 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts), basierend auf Testdaten des WRRL-Datensatzes für Deutschland. Die blaue Linie zeigt die Regressionslinie zwischen den Beobachtungen und den Vorhersagen zusammen mit ihren 95 %-Konfidenzintervallen.



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Abbildung 42: Räumliche Vorhersage (1 km x 1 km) der Grundwasser-Orthophosphat-Phosphor-Konzentration für Deutschland durch die Modell Szenarien 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts) basierend auf dem WRRL-Datensatz



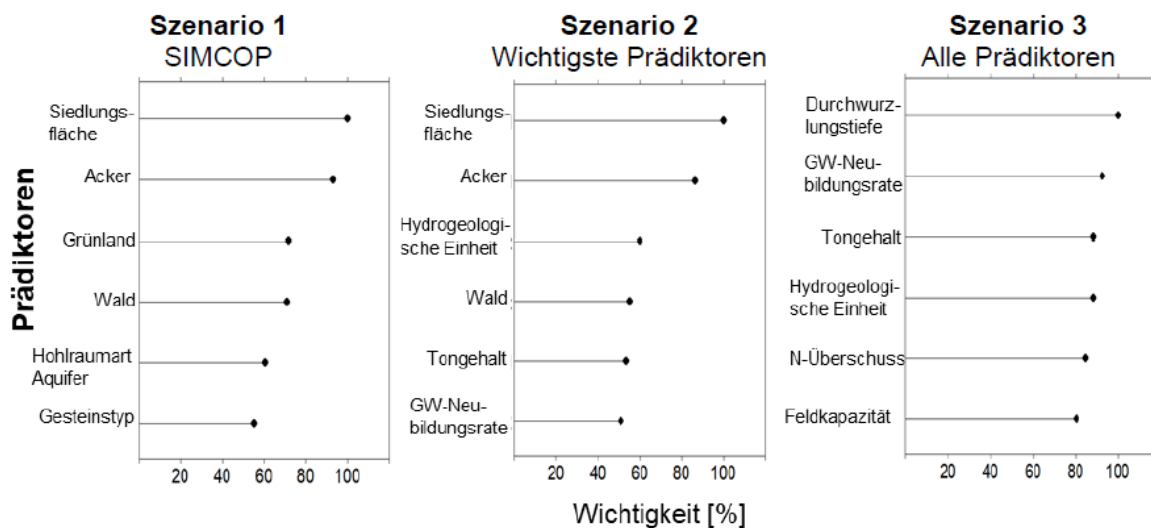
Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

C.2.2 Random-Forest für ausgewählte Bundesländer

Als Input-Daten wurden die mittleren o-PO₄-P-Konzentrationen (mg/l) im Grundwasser im Zeitraum von 2009 bis 2018 in den Bundesländern Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt aus dem WRRLL-Datensatz genutzt. Die Gesamtfläche der drei Bundesländer beträgt 68.347 km². Die Messstellendichte entspricht demnach 37,8 km² pro Messstelle.

Die Variablenbedeutung der in den Modellen von Szenario 1, 2 und 3 verwendeten Prädiktoren ist in Abbildung 43 aufgeführt. Es sind jeweils die wichtigsten sechs Prädiktoren aufgelistet. Der wichtigste Prädiktor bei Szenario 1 und 2 ist der Siedlungsflächenanteil und bei Szenario 3 die Durchwurzelungstiefe. Der Wald- und Ackerflächenanteil sowohl bei Szenario 1 als auch 2 sehr relevant. Die Grundwasserneubildungsrate und die hydrogeologischen Einheiten sind bei Szenario 2 sowie 3 wichtig.

Abbildung 43: Wichtigkeitsranking skaliert von 0 % - 100 % der wichtigsten Prädiktoren für das Modell Szenario 1 (links), Szenario 2 (Mitte) und Szenario 3 (rechts) basierend auf den Trainingsdaten für ausgewählte Bundesländer.



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

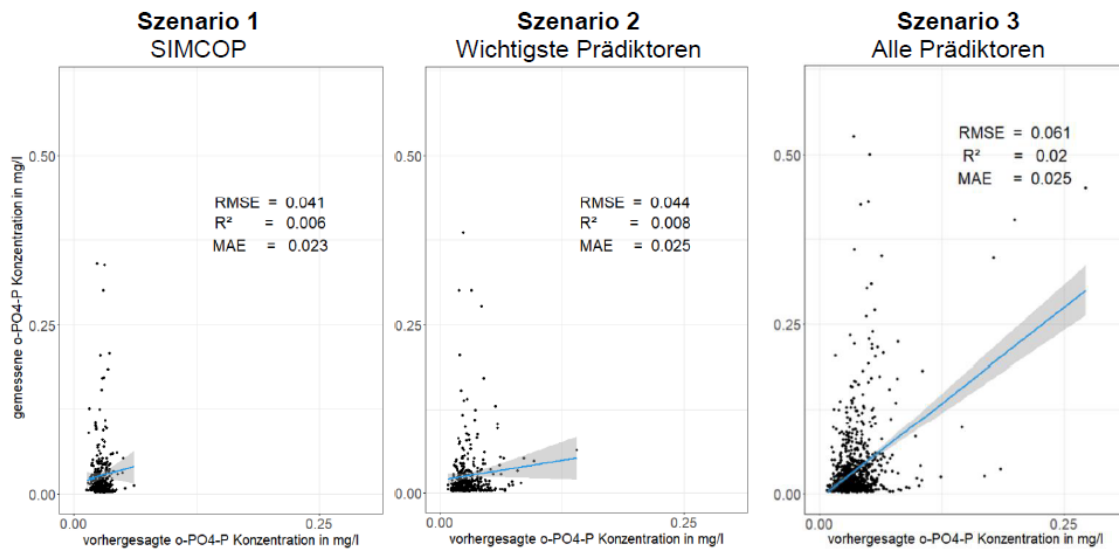
Alle drei Modelle führen zu einer guten prädiktiven Leistung für den Trainingsdatensatz (Tabelle 23). Für den unabhängigen Testdatensatz liefern die Modelle eine unzureichende prädiktive Leistung. Auf Basis aller Daten sind die Modelle gut. Szenario 2 erzielt dabei in den meisten Fällen etwas bessere Ergebnisse als Szenario 1 und 3.

Tabelle 23: Bewertung der Modellleistung für die Modelle Szenario 1 bis 3 für das Teilgebiet basierend auf Testdaten, Trainingsdaten und allen Daten des Datensatzes

R ²	Testdaten	Trainingsdaten	Gesamter Datensatz
Szenario 1	0,006	0,62	0,52
Szenario 2	0,008	0,91	0,78
Szenario 3	0,021	0,79	0,61

Die Vorhersagen der Grundwasser-o-PO₄-P-Konzentrationen für den Testdaten gegenüber den Messungen sind in Abbildung 41 dargestellt. Bei allen drei Szenarien wird deutlich, dass die o-PO₄-P-Konzentrationen systematisch unterschätzt werden.

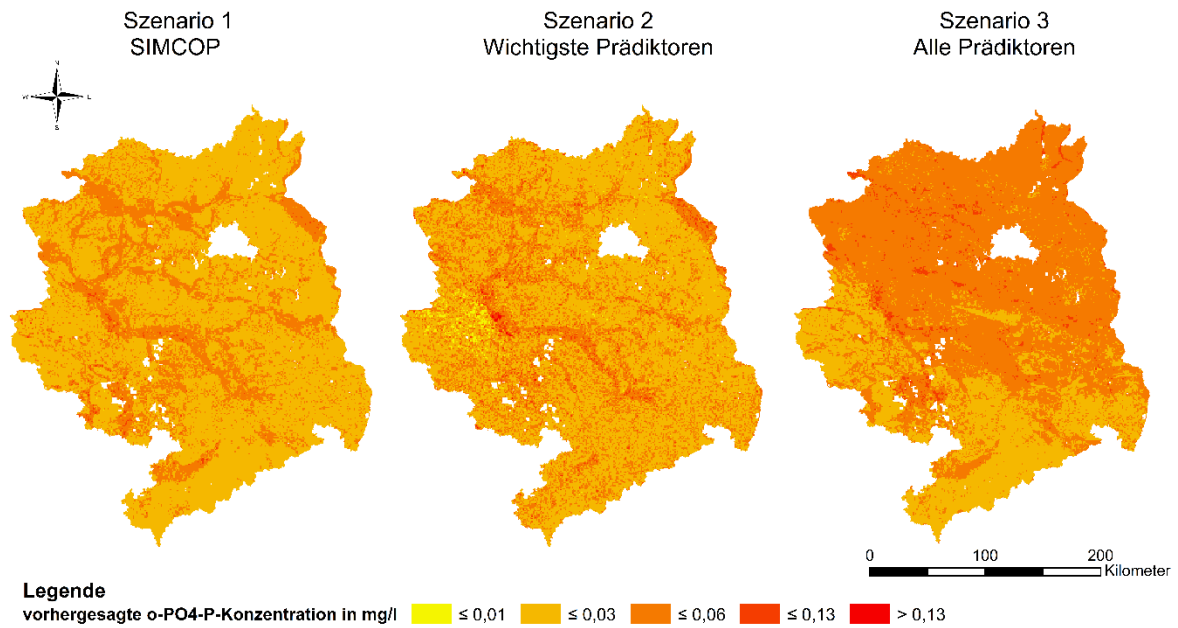
Abbildung 44: Vorhergesagte gegenüber beobachteten Grundwasserkonzentrationen für die Modelle Szenario 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts), basierend auf Testdaten des WRRL-Datensatzes für ausgewählte Bundesländer. Die blaue Linie zeigt die Regressionslinie zwischen den Beobachtungen und den Vorhersagen zusammen mit ihren 95 %-Konfidenzintervallen.



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Die vorausgesagte Rasterkarte der Orthosphosphat-Phosphor-Konzentration im Grundwasser ist in Abbildung 45 dargestellt. Es wird deutlich, dass sich alle drei Szenarien voneinander unterscheiden. Szenario 3 weist deutlich höhere Konzentrationen auf. Bei allen drei Szenarien kann man ähnliche kleinräumige Strukturen mit höheren Konzentrationen erkennen. Vergleicht man die Vorhersage mit den gemessenen Werten, erkennt man starke Abweichung. Dies trifft hierbei vor allem auf die Interpolation durch Szenario 3 zu. In diesem Fall wurden die Konzentrationen großflächig überschätzt.

Abbildung 45: Räumliche Vorhersage (1 km x 1 km) der Grundwasser-Orthophosphat-Phosphor-Konzentration für ausgewählte Bundesländer durch die Modell Szenarien 1 (links), 2 (Mitte) und 3 (rechts) basierend auf dem WRRL-Datensatz

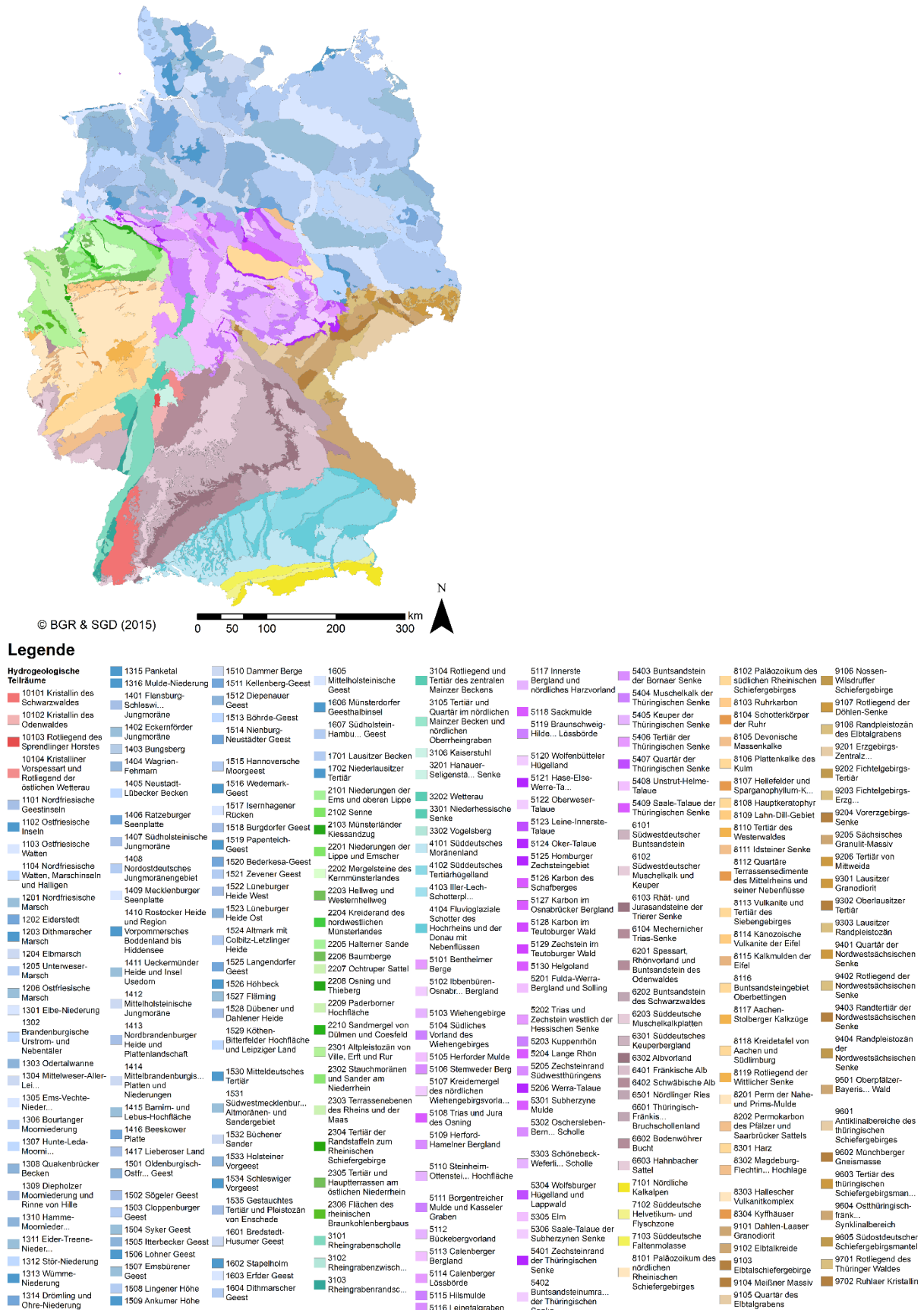


Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

C.2.3 Hydrogeologische Teilräume

In Abbildung 46 sind die hydrogeologischen Teilräume in Deutschland dargestellt. Da nicht in allen hydrogeologischen Teilräumen Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen vorlagen, wurden die Lücken mit der medianen Konzentration ähnlicher Teilräume ergänzt. Die Zuordnung ist in Tabelle 24 dargestellt.

Abbildung 46: Hydrogeologische Teilräume in Deutschland



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWG.

Tabelle 24: Zuordnung der hydrogeologischen Teilräume

Hydrogeologischer Teilraum ohne zugeordnete Konzentration	Ersatz Hydrogeologischer Teilraum
1103	1102
1104	1101
1206	1205
1504	1503
1511	1510
1513	1512
1517	1518
1525	1523
1526	1523
1530	1529
1702	1701
3202	3201
5104	5103
5106	5107
5125	5116
5127	5126
5128	5126
5129	5126
5130	5126
5403	5407
8108	8107
8111	8110
9302	9301
10103	10102