

Projekttitel

Modellierung des Phosphor-Eintrags aus diffusen und punktuellen Quellen in die
Oberflächengewässer Hessens

Projektphase Juli – Oktober 2020

Projektleitung/Projektbearbeitung

Dr. Björn Tetzlaff (b.tetzlaff@fz-juelich.de)

M.Sc. Phuong Ta (p.ta@fz-juelich.de)

Forschungszentrum Jülich, Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3:
Agrosphäre), 52425 Jülich

Unter Mitarbeit von

Dr. Carina Zang, Dez. W1 Gewässerökologie (carina.zang@hlnug.hessen.de)

Dr. Björn Michaelis, Dez. W2 Gewässergüte (bjoern.michaelis@hlnug.hessen.de)

M.Sc. Michael Zacharias, Dez. W4 Hydrogeologie, Grundwasser
(michael.zacharias@hlnug.hessen.de)

Auftraggeber

Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Inhalt

1	Hintergrund und Ziele des Forschungsvorhabens	4
2	Modellbeschreibung und Eingangsdaten.....	5
2.1	Grundlegende Beschreibung des Stoffeintragsmodells MEPhos.....	5
2.2	Quellen der verwendeten Eingangsdaten.....	6
3	Pfadbezogene Modellierung des P-Eintrags und Datenaufbereitung	9
3.1	Eintragspfad Dränagen	9
3.2	Eintragspfad grundwasserbürtiger Abfluss	13
3.3	Eintragspfad natürlicher Zwischenabfluss	16
3.4	Eintragspfad Wassererosion	19
3.5	Eintragspfad Abschwemmung.....	23
3.6	Eintragspfad atmosphärische Deposition auf Wasserflächen	25
3.7	Eintragspfad kommunale Kläranlagen.....	25
3.8	Eintragspfad industriell-gewerbliche Direkteinleiter	26
3.9	Eintragspfad Kleinkläranlagen.....	26
3.10	Eintragspfad Mischwasserentlastung	28
3.11	Eintragspfad Regenwasserkanäle im Trennsystem.....	31
3.12	Aufbereitung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt.....	33
4	Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag.....	37
4.1	Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer.....	37
4.1.1	P-Eintrag über Dränagen	37
4.1.2	P-Eintrag über grundwasserbürtigen Abfluss	37
4.1.3	P-Eintrag über natürlichen Zwischenabfluss.....	38
4.1.4	P-Eintrag über Wassererosion	39
4.1.5	P-Eintrag über Abschwemmung.....	41
4.1.6	P-Eintrag über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen	41
4.2	Phosphoreinträge aus Punktquellen in die Oberflächengewässer	42
4.2.1	P-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen	42
4.2.2	P-Eintrag aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern.....	43
4.2.3	P-Eintrag aus Kleinkläranlagen	44
4.2.4	P-Eintrag aus Mischwasserentlastung.....	45
4.2.5	P-Eintrag aus Regenwasserkanälen im Trennsystem	47
4.3	Gesamteinträge von Phosphor in die Oberflächengewässer	49
4.4	Frachtermittlung und Validierung der modellierten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer	54
5	Zusammenfassung.....	61
6	Literatur.....	62
7	Anhang.....	68

1 Hintergrund und Ziele des Forschungsvorhabens

Vor dem Hintergrund vielfältiger rechtlicher Anforderungen an den Gewässerschutz besteht im Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) Bedarf an räumlich differenzierten Daten zu diffusen und punktuellen Einträgen von Gesamtphosphor (Pges) in die Oberflächengewässer. So sind einerseits Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme im Zuge der weiteren Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) fortzuschreiben, andererseits erfordert die neu in Kraft getretene Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung von mit Nitrat belasteten und eutrophierten Gebieten (aVV GeA) die Nutzung detaillierter Modellergebnisse im Bedarfsfall auch für Pges. Eine Modellierung der P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen mit dem Modell MEPhos wurde für Hessen zuletzt 2008-2009 durchgeführt (Tetzlaff et al. 2009). Da in der Zwischenzeit große Fortschritte bei der P-Eliminierung in Kläranlagen sowie bei der Verbesserung von Eingangsdaten gemacht worden sind, bietet sich eine Neumodellierung an. Hierzu wurde das Forschungszentrum Jülich (IBG-3: Agrosphäre) (FZJ) vom HLNUG mit einer Aktualisierung der Studie beauftragt. Die Projektlaufzeit war der Zeitraum Juli bis Oktober 2020. Schwerpunkte der Aktualisierung sollte die Modellierung der Pges-Einträge aus Punktquellen und aus diffusen Quellen sowie die Ermittlung der Gewässerfrachten sein.

Die Ziele des Forschungsvorhabens sind:

- (I) Aktualisierung der Pges-Einträge aus Punktquellen über die Eintragspfade kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Kleinkläranlagen (erstmalig), Regenwasserkanäle im Trennsystem und Mischwasserentlastung
- (II) Modellierung der Pges-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion und Abschwemmung
- (III) Modellierung des Pges-Eintrags aus dem Grundwasser in die Oberflächengewässer
- (IV) Erstmalige Modellierung des Pges-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss sowie über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (erstmalig)
- (V) Modellierung des Pges-Eintrags aus den Dränagen
- (VI) Validierung der Modellergebnisse und Ermittlung aktueller mittlerer Frachten

Als Endergebnis liegen aktuelle Daten zu mittleren Pges-Einträgen über die elf Eintragspfade Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss, Grundwasser, Wassererosion, Abschwemmung, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Kleinkläranlagen, Regenwasserkanäle im Trennsystem und Mischwasserentlastung vor. Eine Neumodellierung des Wasserhaushalts für die Zeitreihe 1971-2000 (Tetzlaff et al. 2009) kann aus Gründen der kurzen Projektlaufzeit nicht erfolgen. Es ist jedoch geplant, in einer anschließenden zweiten Projektphase eine solche Neumodellierung vorzunehmen und die P-Modellierung dann noch einmal anzupassen. Hierbei wäre der aktuelle Wasserhaushalt zugrunde zu legen.

Wenn in diesem Bericht die Parameter Phosphor oder P genannt werden, ist damit stets Pges gemeint.

2 Modellbeschreibung und Eingangsdaten

Um die Belastung im Oberflächengewässer beschreiben zu können, müssen alle signifikanten Eintragspfade systematisch abgebildet werden. In der vorliegenden Studie stützt sich dabei die Simulation der diffusen Einträge auf das von FZJ entwickelte Modell MEPhos (Tetzlaff 2006), das nachfolgend beschrieben wird. Anschließend werden die benötigten Eingangsdaten für die Modellierung dargelegt.

2.1 Grundlegende Beschreibung des Stoffeintragsmodells MEPhos

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Einträge von Pges aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer zu quantifizieren (Tetzlaff 2006, Tetzlaff et al. 2009). Anwendungsskalen sind dabei Untersuchungsgebiete der Meso- bis Makroskala, d.h., Flusseinzugsgebiete zwischen ca. 100 bis ca. 50.000 km². MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, natürlicher Zwischenabfluss, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Wassererosion, atmosphärische Deposition auf Wasserflächen, kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Mischwasserentlastung, Regenwasserkanäle im Trennsystem und Kleinkläranlagen. Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten großer und mittlerer Maßstäbe, d.h., 1:5.000 – 1:50.000, werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der stofflichen Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten („Hot spots“) innerhalb von Flusseinzugsgebieten. Für diese Teilräume ermöglichen die validierten Modellergebnisse das Erarbeiten von Reduktionsstrategien zur Minderung der P-Belastung.

Abbildung 2-1 zeigt die vom Modell MEPhos berücksichtigten Pfade für P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen im Überblick. Die räumliche Auflösung der Einträge variiert zwischen den Pfaden in Abhängigkeit der Datenverfügbarkeit, der Datenauflösung und der anwendbaren Modellroutinen zur Abbildung der jeweiligen Einträge. Einträge von Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen und Kleinkläranlagen werden anlagen-spezifisch ausgewiesen, da die erforderlichen Daten aus den behördlichen Daten der Eigenkontrolle (gemäß Eigenkontrollverordnung) vorhanden sind. Einträge über atmosphärische Deposition betreffen ausschließlich die direkten Einträge auf die Gewässeroberfläche, wobei die Breitenangaben für Gewässerabschnitte vorliegen. Zur modellseitigen Abbildung der diffusen, abflussgebundenen Einträge und ihrer räumlichen Verortung werden Teilflächentypen, sog. Phosphotope abgeleitet. Jedem Phosphotop werden Stoffkonzentrationen (hier: Pges) zugewiesen. Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise für jeden Pfad die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit kg/(ha·a). Der erosionsbürtige Eintrag von Gesamtphosphor wird durch Multiplikation der Bodenabtragsgefahr einer Rasterzelle nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem Phosphorgehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt.

Die Modellierung der diffusen Einträge erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope bestehen meist aus zusammenhängenden Rasterzellen (clustern) und ergeben größere zusammenhängende Flächen. Die räumliche Auflösung der Modellierung diffuser P-Einträge ist mit 100 m (Dränagen, Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss) bzw. 5 m (Erosion, Abschwemmung, Gewässernetz) hoch. Einträge aus Punktquellen werden in Abhängigkeit der Datenlage bauwerksscharf oder als Summenwert für administrative Einheiten modelliert.

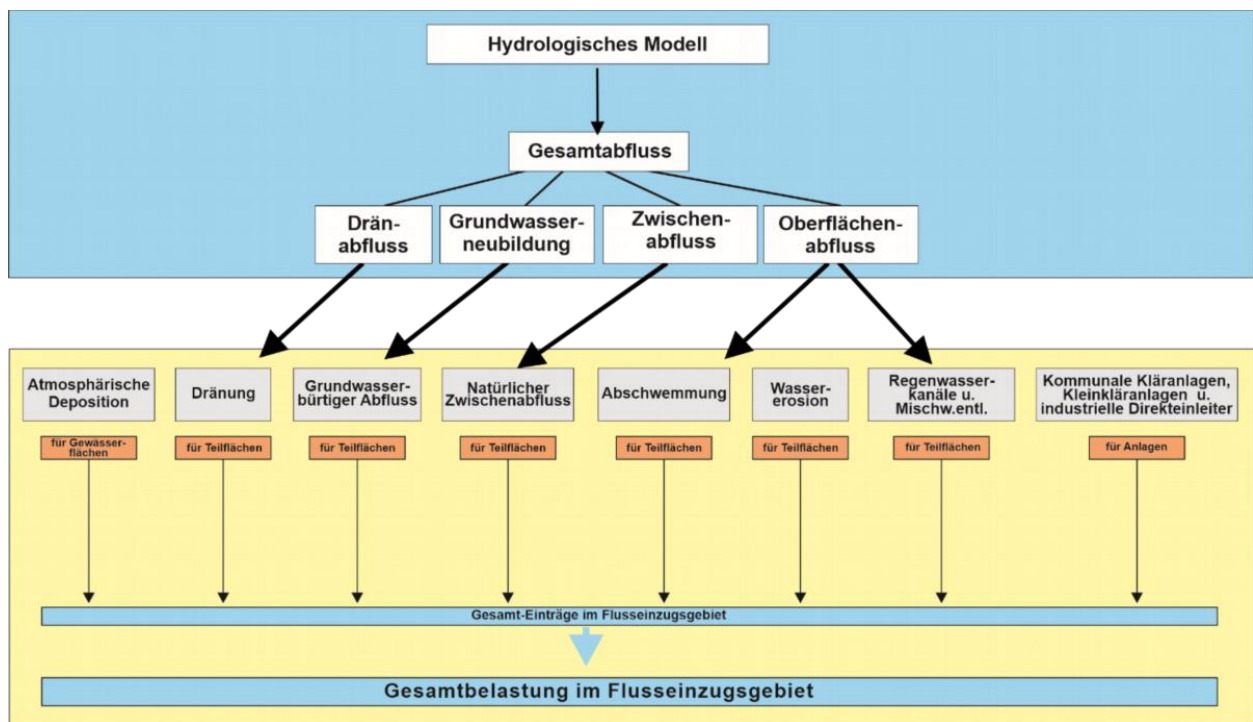


Abbildung 2-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Die Emissionen über alle Pfade werden für Flusseinzugsgebiete summiert. Der resultierende Wert stellt die Gesamtbelastung im Flusseinzugsgebiet dar und wird mit der aus Messdaten zum Abfluss und zur Gewässergüte ermittelten Fracht validiert.

Da die verschiedenen Eintragspfade mit Ausnahme von atmosphärischer Deposition und Direkt-einleitungen eng mit den Abflusskomponenten verknüpft sind, geht der Stoffeintragsmodellierung mit MEPhos eine Modellierung der mehrjährigen mittleren Wasserhaushaltsverhältnisse mit einem Wasserhaushaltsmodell voraus. Konkret berechnet werden der Gesamtabfluss und seine Komponenten Gesamtabflusshöhe, Oberflächenabflusshöhe, Sickerwasserhöhe, natürlicher Zwischenabfluss, Drainageabfluss und Grundwasserneubildung (grundwasserbürtiger Abfluss). In diesem Projekt wurde aus zeitlichen Gründen auf die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung 1971-2000 mit dem Modell GROWA aus dem Vorgängerprojekt (Tetzlaff et al. 2009) zurückgegriffen.

In Kapitel 3 werden die Modellansätze im Detail beschrieben, die im Modell MEPhos in der Studie für Hessen genutzt wurden.

2.2 Quellen der verwendeten Eingangsdaten

Für die Modellanalysen werden zahlreiche aktuelle klimatische, hydrologische, bodenkundliche, topographische, hydrogeologische sowie statistische Daten in hoher räumlicher Auflösung benötigt. Im Folgenden werden Herkunft, Erfassungsmethodik und Genauigkeit der verwendeten Eingabedatensätze behandelt. In den nachfolgenden Unterkapiteln wird dann auf die Verfahrensschritte bei der Datenaufbereitung sowie auf regionale Besonderheiten eingegangen.

In Tabelle 2-1 sind die für die Modellierung des P-Eintrags in Hessen verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt. Besonderer Wert wurde auf die umfassende Berücksichtigung von (Mess-)Daten aus dem Untersuchungsgebiet gelegt.

Tabelle 2-1: Datengrundlagen für die Modellierung des P-Eintrags in Hessen

Datenbedarf	Datensatz	Quelle
Niederschlagsdaten	Regionalisierte Niederschläge 1971-2000	HLNUG, aus Vorgängerstudie Tetzlaff et al. (2009)
Wasserhaushalt	Modellergebnisse GROWA 1971-2000	FZJ, aus Vorgängerstudie Tetzlaff et al. (2009)
Landnutzung	ATKIS DLM25 InVeKoS 2011-2016	HLNUG, aus Vorgängerstudie Erosionsatlas 2018
Versiegelungsgrade	Flächenversiegelung 2015	Copernicus-Landüberwachungsdienst
Relief	DGM 5	HLNUG
Bodendaten	Bodenkarte BFD50	HLNUG, aus Vorgängerstudie
Dränageflächen	Potenziell dränierte Landwirtschaftsflächen	FZJ, aus Vorgängerstudie
Erosionsdaten ABAG	Erosionsatlas 2018	HLNUG
Gehalte von P_{ges} im Oberboden	Daten aus Pecoroni (2013)	HLNUG
Gewässernetz	DLM25	HLNUG
Abfluss- und Gütedaten	Pegeldaten 2000-2019 Gütemessungen 2002-2019 zu P _{ges} und o-PO ₄ -P	HLNUG
Einzugsgebiete der Gütemessstellen	EZG_OW_Chem_MST_Prio1_113_Abgabe_20200730.shp EZG_OW_Chem_MST_Prio2_22_Abgabe_20200827.shp Eigene Ableitung	HLNUG HLNUG FZJ
Grundwasserdaten	GW-Monitoringdaten P _{ges} , o-PO ₄ -P 1999-2020	HLNUG
Bevölkerungsdaten	Bevölkerung der Gemeinden 2019	Hessisches Statistisches Landesamt

Datenbedarf	Datensatz	Quelle
Kläranlagendaten: <i>Stammdaten, Koordinaten der Einleitstellen, Jahresabwassermeng en, Ablaufkonzentratione n zu den Nährstoffen</i>	Komm_KA_ab_2006.xlsx Komm_KA_Berichte_kleiner_2006.xlsx Komm_KA_ab_2006_Stand_Juli_2020.xlsx KA-Berichte-vor-2006-ELS-Koordinaten.xlsx Komm_KA_2019.xlsx	HLNUG
Daten der industriellen Direkteinleiter: <i>Stammdaten, Koordinaten der Einleitstellen, Jahresabwassermeng en, Ablaufkonzentratione n zu den Nährstoffen</i>	Industrie Direkteinleiter Hessen Mai 2020.xlsx Industrie_P_2019.xlsx	HMUKLV überprüft und bereitgestellt durch HLNUG
Daten der Kleinkläranlagen: <i>Stammdaten, Koordinaten der Einleitstellen, Anschlusswerte, Einleitungsarten usw.</i>	KKA-Stammdaten-Messwerte.xlsx KKA-Stammdaten-GK-Standort-u-ELS.xlsx KKA-Messwerte-BJ-2019.xlsx	HLNUG
Kanallängen der kommunalen Kläranlagen	Kanalnetze-KomKA-Hessen.xlsx	HLNUG
Angeschlossene Gemeindeteile der Kläranlagen	KomKA-angeschl-Gem-20200715.xlsx	HLNUG
Daten zu den Sonderbauwerken des Mischsystems	MWE-KomKA-Hessen-20200715.xlsx	HLNUG
Geometrie der Verwaltungseinheit en Hessens (Kreise, Gemeinde, Gemarkungen usw.)	Verwaltungsgebiete 1 : 250 000 Ebenen ALK_GEMARKUNG.shp	GeoBasis-DE / BKG HLNUG

Die Eingangsdaten zur Modellierung diffuser Einträge liegen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m, im Fall von Erosion, Abschwemmung und Gewässernetz 5 m, vereinheitlicht. Aufbereitung, Darstellung und Analyse der Daten erfolgte mit ArcMap 10.7. Als einheitliches geodätisches Bezugssystem wurde ETRS1989, UTM Zone 32N, gewählt, da die meisten Datensätze in diesem System vorlagen.

3 Pfadbezogene Modellierung des P-Eintrags und Datenaufbereitung

In den folgenden Unterkapiteln wird die Modellierung des Stoffeintrags über jeden einzelnen Pfad eingehender beschrieben und die Aufbereitung der erforderlichen Eingangsdaten wird dokumentiert. In Kapitel 3.12 wird darüber hinaus die Aufbereitung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt 1971-2000 aus Tetzlaff et al. (2009) beschrieben, um sie für diese Studie umfangreicher nutzen zu können.

3.1 Eintragspfad Dränagen

Unter Dränagen werden hier in Anlehnung an DIN 1185-1 sämtliche Formen der künstlichen Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen verstanden, die über Rohr- und Grabendränung erfolgen. Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P_{ges} aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe), bedingt durch das P-Rückhaltevermögen des Bodens (Sorptionsvermögen) und seinem P-Gehalt, ab (Schoumans 2004, Früchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (Pihl 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor. Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmisch- und Sanddeckkulturen, Marschböden, Sandböden, Tonböden und sonstige bindige terrestrische Mineralböden (Lehmböden). Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung.

Im Folgenden werden ausschließlich die Phosphotope näher beschrieben und diskutiert, die für das Untersuchungsgebiet relevant sind.

Phosphotope „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krümen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngermittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer 2002). Höhere P-Austräge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg 1983, Blankenburg u. Scheffer 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B.

durch Gülle, zu erhöhten P-Austrägen auch in Niedermoorböden führen, da Phosphor hier weniger stark als im Mineralboden gebunden wird (Scheffer u. Blankenburg 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird jedoch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich P in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder –bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen- meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann (Roeschmann 1960, Kuntze 1988, Scheffer u. Foerster 1991).

Eine weitere Differenzierung der gedränten Niedermoorfläche kann aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. Diese beruhen u.a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der P fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen von Phosphor weitgehend verhindert wird (Scheffer u. Foerster 1991). In Feldstudien wurden P-Konzentration im Dränabfluss aus Niedermooren zwischen 0,2 und 1,7 mg/l bei Ackernutzung und 0,1 bis 0,8 mg/l bei Grünlandnutzung gemessen. Als mittlere Pges-Konzentrationen für die Modellierung wurden 0,2 mg/l bei Ackernutzung und 0,14 mg/l bei Grünlandnutzung angesetzt (Tabelle 3-1).

Phosphotop „Gedränte Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Obwohl die meisten Sandböden aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z. B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedränt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird. Bei Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkeiten zur P-Sorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit von Sandböden im Vergleich zu den bindigen Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von 0,06-0,3 mg Pges/l bei Sandböden zu 0,01-0,15 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb. Als mittlere Pges-Konzentrationen für die Modellierung wurde 0,1 mg/l angesetzt (Tabelle 3-1).

Phosphotop „Gedränte lehmige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel 1990, Hasenpusch 1995, Wichtmann 1994, Lennartz u. Hartwigsen 2001, Foerster u. Neumann 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder -arten ergeben, z. B. Löß (Czeratzki 1976, zit. in Blankenburg 1983, Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d. h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v. a. in tonreichen Böden (Heathwaite 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. Pges-Konzentrationen im modellierten Dränabfluss aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen wurden mit 0,05 mg/l angesetzt. Die Spanne der Referenzkonzentrationen reicht von 0,01 bis 0,15 mg/l (Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren Pges-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren Pges-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die für die Modellierung eingesetzten Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsfeldern in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets ähnlich sind. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/l und kg/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden Pges-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Tabelle 3-1: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Pges Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotop	Referenzwertspannen [mg Pges/l]	Referenzwert [kg Pges/(ha·a)]	Pges Exportkoeffizient [mg/l] (Modellierung)
Gedrängte Ackernutzung Niedermoorböden unter	0,2-1,7	1,3	0,2
Gedrängte Grünlandnutzung Niedermoorböden unter	0,1-0,8	0,5-1,4	0,14
Gedrängte landwirtschaftlicher Nutzung Sandböden unter	0,06-0,3	1,8	0,1
Gedrängte Mineralböden lehmige, terrestrische unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,15	0,04-0,5	0,05

Quellen: Blankenburg 1983; Scheffer 2002; Scheffer u. Foerster 1991; Foerster 1982, 1988; Foerster et al. 1985; Früchtenicht 1998; Früchtenicht et al. 1996; Hasenpusch 1995; Lammel 1990; Kuntze 1983, 1988; Lennartz u. Hartwigsen 2001; Munk 1972; Gross 1998, Attenberger 1990, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006, Rosche u. Steininger 2009, Mokry 1999, Kahle et al. 2008, Tiemeyer et al. 2009, Gelbrecht et al. 2005, Schäfer u. Röder 2013, Godlinski 2005, Steininger et al. 2013, Mertens 2004

Überarbeitung der Gebietskulisse der potenziell dränierten Landwirtschaftsflächen

Angesichts der kurzen Projektlaufzeit muss auf den Datensatz der potenziell dränierten Landwirtschaftsfläche aus Tetzlaff et al. (2009) zurückgegriffen werden. In der Zwischenzeit wurde dieser Datensatz stichprobenartig vom HLNUG überprüft (schr. Mitt. Dr. Vorderbrügge).

Dabei zeigte sich u.a., dass die Karte von 2009 eine Vielzahl kleiner Einzelflächen ausweist und dass systematisch alle Tiefenbereiche der Dellentäler und Dellen als potenziell dräniert gelten. Für Gemarkungen mit Systemdränagen werden teilweise lediglich Einzelflächen ausgewiesen. Im Taunus und in der Region Vogelsberg hätten die Experten des HLNUG größere Dränflächenanteile infolge von Landeskulturmaßnahmen erwartet.

Eine grundlegende Überarbeitung des Datensatzes kann aus Zeitgründen nicht erfolgen. Allerdings wird die räumliche Auflösung des Datensatzes von 20 auf 100 m vergrößert, sodass bereits zahlreiche Einzelflächen entfallen. Zusätzlich wird der Datensatz durch Filtern auf Flächen mit mehr als 1 ha Größe ausgedünnt. Die Verschneidung mit Bereichen größer 2% Hangneigung

auf Basis der DGM 5 entfernt zahlreiche Dellentälchen. Dabei besteht jedoch auch die Tendenz, dass bereits zu viele Flächen entfallen, die aufgrund des aktuellen Grabennetzes als eindeutig künstlich entwässert gelten müssen. Eine tiefgreifende Verbesserung ist daher nur von einer vollständigen Neubearbeitung der Dränflächenkarte zu erwarten, wobei die Ableitungsmethodik in der Zwischenzeit gegenüber dem Verfahren von 2009 erheblich weiterentwickelt worden ist (Tetzlaff et al. 2020). Den derart überarbeiteten Datensatz potenziell dräniertes Landwirtschaftsflächen mit einem Umfang von 663 km² zeigt Abbildung 3-1. Ein räumlicher Schwerpunkt ist das hessische Ried. Darüber hinaus werden potenzielle Dränagen auch nach der beschriebenen Überarbeitung für zahlreiche Senken und Niederungen in Zentralhessen ausgewiesen.

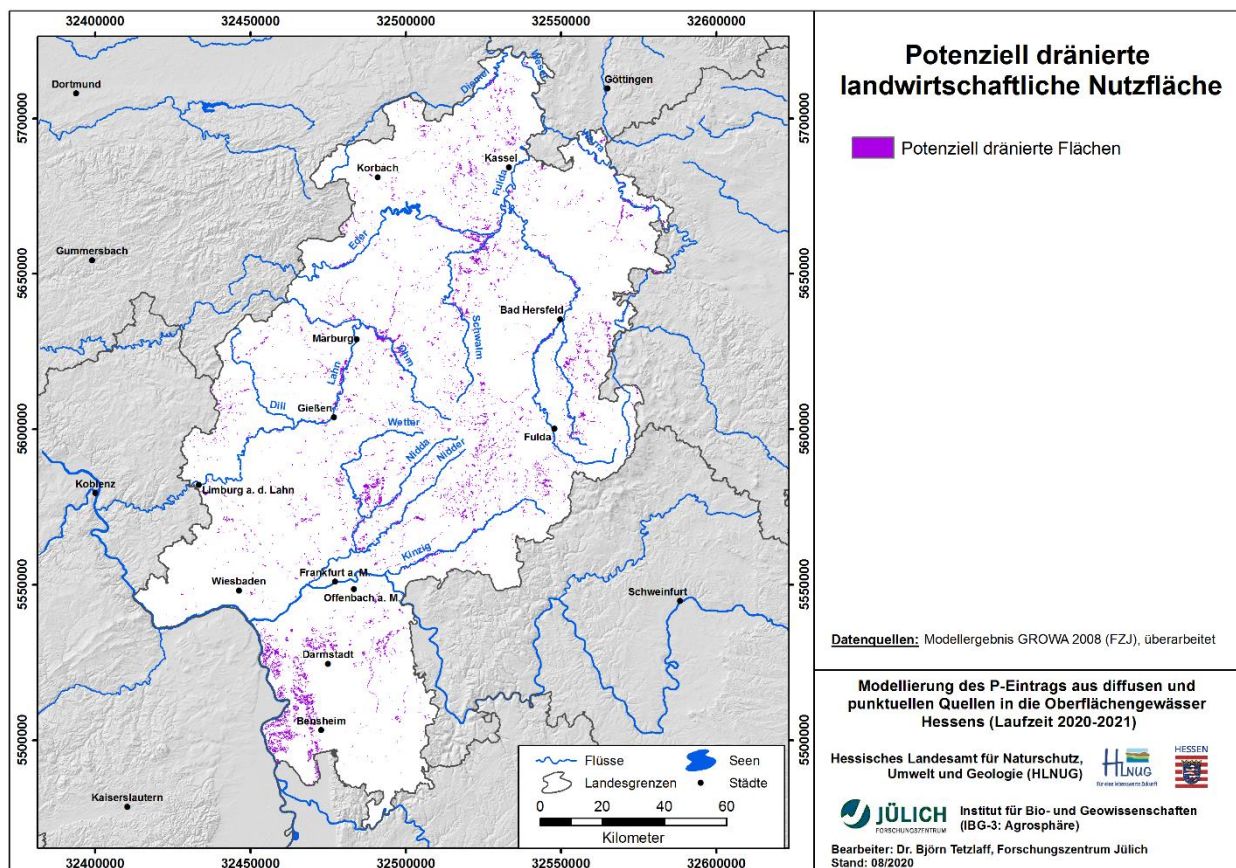


Abbildung 3-1: Gebietskulisse zur Modellierung der Dränabflusshöhe und des P-Eintrags über Dränabfluss

Die in Abbildung 3-1 gezeigte potenziell dränierte Landwirtschaftsfläche muss zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen in die in Kapitel 3.1 beschriebenen Phosphotope disaggregiert werden. In Hessen treten dabei dränierte Niedermoor-, Lehm- und Sandböden auf. Während im Ried v.a. sandige Böden auftreten, dominieren in allen anderen Landesteilen lehmige Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung die Gebietskulisse (Abbildung 3.2). Dränierte Niedermoorböden sind in der Abbildung aufgrund des Maßstabs nicht zu erkennen, da sie lediglich 0,2 % der Gebietskulisse ausmachen.

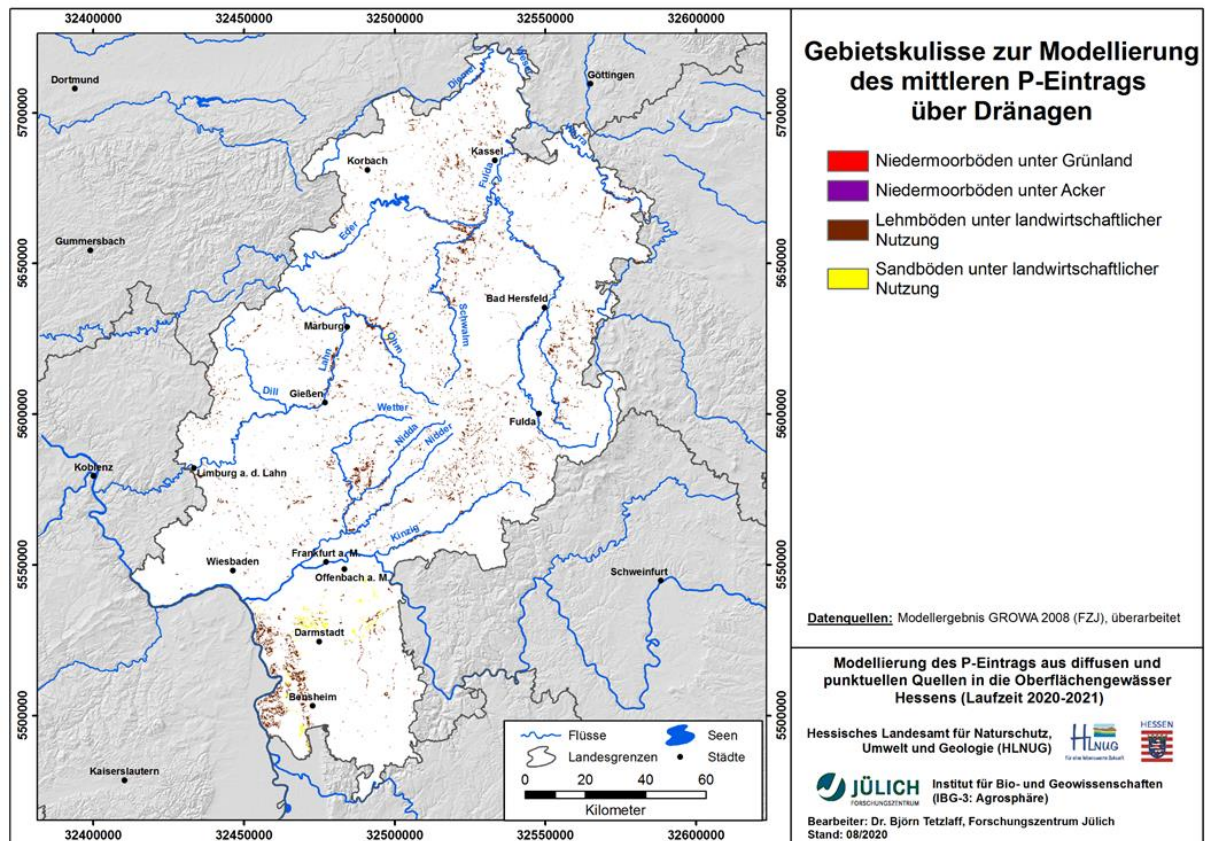


Abbildung 3-2: Phosphotope zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

3.2 Eintragspfad grundwasserbürtiger Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und die Grundwasserkonzentration von P_{ges} gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel u. Wendland 1998, 2002, Tetzlaff 2006) ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann. Daher treten i.d.R. niedrige Phosphatkonzentrationen im grundwasserbürtigen Abfluss auf, die sich im Bereich des geogenen Hintergrunds bewegen. Die räumliche Variabilität der Phosphatkonzentrationen im Modell MEPhos wird deshalb nicht durch die Bodenverhältnisse, sondern anhand von Gesteinstypen charakterisiert.

Um nicht auf Literaturwerte zur Ableitung gesteinstypischer Phosphatkonzentrationen zurückgreifen zu müssen, werden Analyseergebnisse der Grundwassergüteüberwachung auf Landesebene benutzt. Die hier herangezogenen Konzentrationswerte entstammen dem amtlichen Grundwassermonitoring des HLNUG. Nachstehend wird ihre Auswertung beschrieben.

Auswertung der Grundwassergütedaten und Ableitung einer Gebietskulisse zur Modellierung des P-Eintrags über grundwasserbürtigen Abfluss

Als Eingangsdaten standen Stammdaten (u.a. Messstellennamen, Messstellenart (Brunnen oder Stollen/Quellen/Schürfungen), Rechts- und Hochwerte, Information bzgl. der Filterstrecken sowie Vorhandensein eines Deponieeinflusses) für 4.727 Grundwassermessstellen zur Verfügung. Außerdem lagen 63.647 Messungen zu den Parametern „Gesamtposphor als P“ und „Orthophosphat-Phosphor“ für den Zeitraum 1999-2020 vor. Angesichts der großen Zahl an

Messungen von Pges wird dieser Grundwasserparameter für die Modellierung herangezogen. Da sich im Laufe des Projekts gezeigt hat, dass für die Validierung der Modellergebnisse mit Messungen aus Oberflächengewässern der Zeitraum 2010-2019 zu Grunde gelegt werden muss (Kap. 4.4), werden aus Konsistenzgründen nur Daten dieser Periode bei den Grundwasserdaten ausgewertet.

Messungen mit Angaben unterhalb der Bestimmungsgrenze wurde die halbe Bestimmungsgrenze zugordnet. Messstellen mit weniger als fünf Messungen, Messstellen unter Deponieeinfluss oder solche deren Filteroberkante tiefer als 25 m liegt, wurden für die Auswertung nicht herangezogen. Nach Selektion der Messstellen verblieben 2.600 Messstellen, für die der Konzentrationsmedian Pges bestimmt wurde (Abbildung 3-3). In großen Teilen Hessens dominieren Pges-Konzentrationen $\leq 0,025$ mg/l, so in weiten Teilen des Lahn-Dill-Berglands, in Taunus, Odenwald, Wetterau sowie in Nordhessen. Konzentrationen über 0,05 mg/l und insbesondere über 0,1 mg/l sind deutlich seltener, allerdings zeigt Abbildung 3-3 auch subregionale Häufungen solcher Messstellen, z.B. in der Niederhessischen Senke südlich von Kassel, rund um Bad Hersfeld, im Hessischen Ried sowie im hessischen Oberrheingebiet.

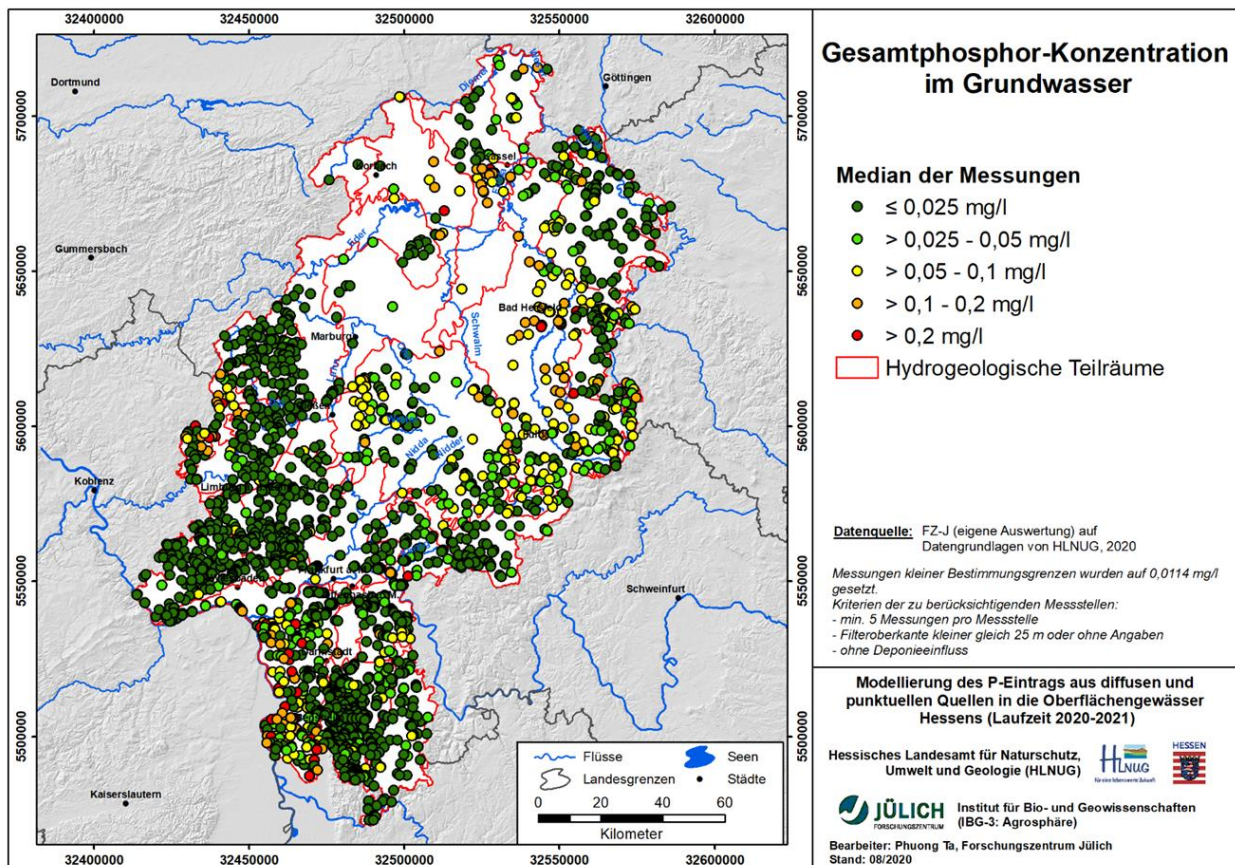


Abbildung 3-3: Mediankonzentrationen Pges an Messstellen 2010-2019

Anschließend werden die Messstellen entsprechend ihrer Lage den hydrogeologischen Teilräumen zugeordnet. Aus den Konzentrationsmedianen aller Messstellen eines spezifischen Teilraums wird erneut ein Median abgeleitet, der für die Modellierung angesetzt wird. Diese Werte zeigt Tabelle 3-2 in Verbindung mit Abbildung 3-4.

In Tabelle 3-2 wird deutlich, dass die Schwankungsbreite im Grundwasser zwischen 0,01 und 0,11 mg/l liegt. Die meisten hydrogeologischen Teilräume weisen Konzentrationsmediane von 0,01 mg/l auf. In den Teilräumen Vogelsberg, Lange Rhön, Fulda-Werra Bergland und Solling sowie Trias und Zechstein westlich der Niederhessischen Senke treten Median-Konzentrationen von 0,05 mg/l auf, die damit zwar über dem landesweiten Median von 0,01 mg/l liegen, aber noch

als grundwassertypisch zu beurteilen sind. Höhere Konzentrationen von mehr als 0,05 mg/l werden im Median für die Teilräume Niederhessische Senke und Tertiär des Westerwaldes über 40-55 Messstellen pro Teilraum ermittelt. Inwieweit diese höheren Konzentrationen auf Nutzungseinflüsse zurückgehen oder aber geogen bedingt sind, z.B. durch tertiäre Vulkanite in Berglandsbereichen oder Braunkohlen in Senken (Adhoc-AG Hydrogeologie 2016), kann im Rahmen dieser Studie nicht geklärt werden.

In zwei hydrogeologischen Teilräumen Hessens wird an keiner Grundwassermessstelle Pges gemessen: Werra Talaue und Zechsteinrand Südwestthüringens (Flächensumme <0,1 % der Landesfläche). Ihnen wird der Konzentrationsmedian aller Messstellen in Hessen zugewiesen, der bei 0,01 mg/l Pges liegt.

Tabelle 3-2: Mittlere P-Konzentrationen im Grundwasser Hessen 2010-2019 für hydrogeochemische Einheiten

Hydrogeologische Teilräume	Fläche [km ²]	Anzahl Messstellen Pges	Median Pges [mg/l]
Buntsandsteinumrandung der Thüringischen Senke	1.073	93	0,01
Muschelkalk der Thüringischen Senke	21	2	0,01
Niederhessische Senke	755	55	0,11
Vogelsberg	2.504	175	0,05
Rheingrabenscholle	1.069	250	0,03
Tertiär und Quartär des Rhein-Main Gebietes	392	71	0,01
Hanauer-Seligenstädter Senke	468	181	0,01
Wetterau	711	62	0,01
Kristallin des Odenwaldes	672	412	0,01
Kristallin des Vorspessart und Rotliegend d. östl. Wetterau	375	44	0,01
Fulda-Werra Bergland und Solling	3.781	296	0,05
Kuppenrhön	298	48	0,01
Lange Rhön	47	18	0,05
Trias und Zechstein westlich der Niederhessischen Senke	2.014	27	0,05
Werra Talaue	14	0	n.b.
Zechsteinrand Südwestthüringens	3	0	n.b.
Borgentreicher Mulde und Kasseler Graben	565	24	0,01
Leinetalgraben	67	9	0,01
Rotliegend des Spremlinger Horstes	141	5	0,01
Idsteiner Senke	138	31	0,01
Lahn-Dill Gebiet	913	127	0,01
Paläozoikum des nördlichen Rheinischen Schiefergebirges	2.139	123	0,01
Paläozoikum des südlichen Rheinischen Schiefergebirges	1.556	320	0,01
Tertiär des Westerwaldes	227	40	0,09
Spessart, Rhönvorland und Buntsandstein des Odenwaldes	1.164	187	0,01

n.b.: nicht betrachtet, da keine Messungen vorhanden

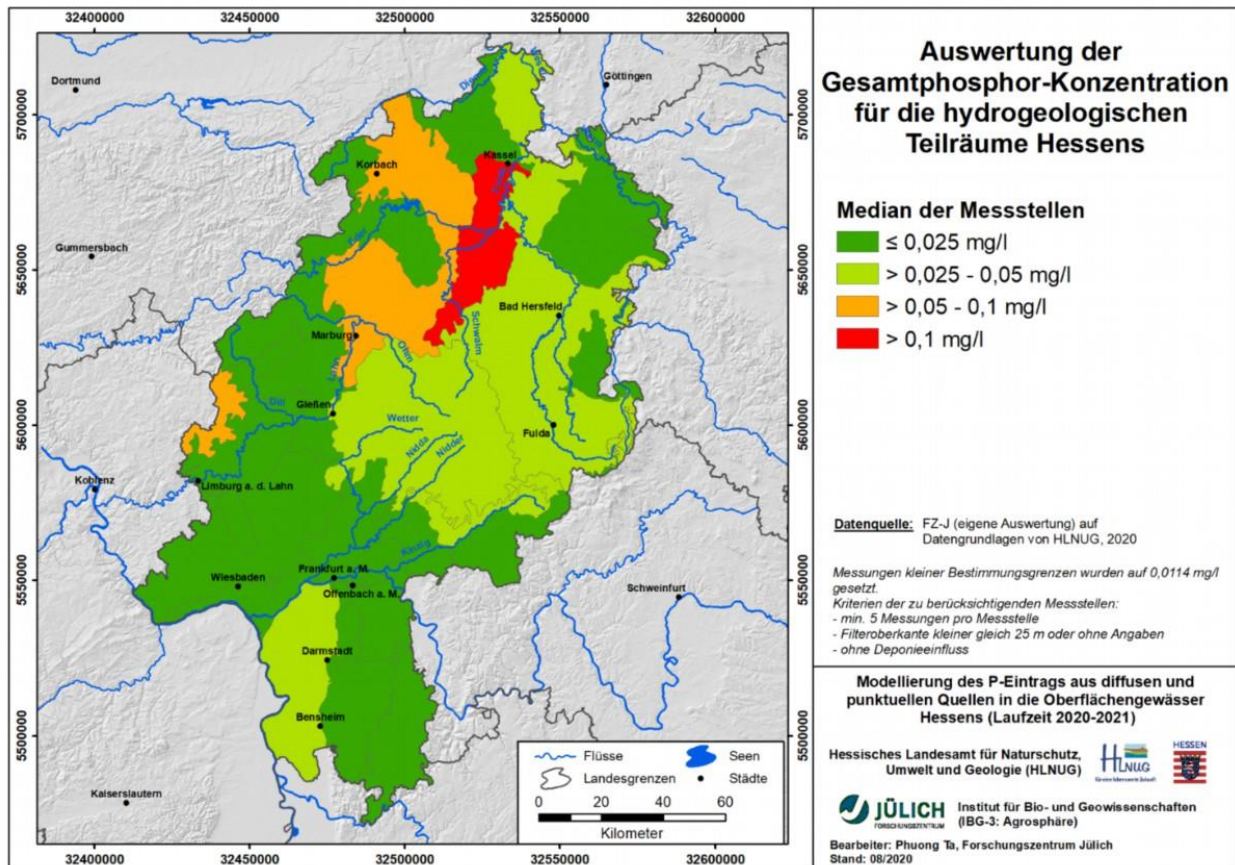


Abbildung 3-4: Hydrogeochemische Einheiten mit Angabe der Mediankonzentration Pges 2010-2019

3.3 Eintragspfad natürlicher Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedrähten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als natürlicher Zwischenabfluss zuströmen, sofern bindige Böden mit geneigten stauenden Schichten vorhanden sind. Zur Modellierung sind eine Gebietskulisse, die natürliche Zwischenabflusshöhe sowie P-Konzentrationen erforderlich.

Erstellung einer Gebietskulisse des natürlichen Zwischenabflusses

Die Gebietskulisse zur Modellierung des natürlichen Zwischenabflusses bzw. des P-Eintrags über Zwischenabfluss soll die Abflussbildungsorte beinhalten. Daher wird auf die Attribute Staunässestufe und Hangnässestufe der BFD 50 abgefragt, sofern mindestens eine mittlere Vernässung angegeben wird. Dies sind bereits etwa 2.290 km². Eine potenzielle Dränung (Kap. 3.1), eine Hangneigung von unter 2% sowie urbane Nutzungstypen sind Ausschlusskriterien für Zwischenabfluss. Nach Filterung von Einzelzellen verbleibt ein Flächenumfang von 1.678 km².

Abbildung 3-5 zeigt die abgeleitete Gebietskulisse. Danach spielt Zwischenabfluss in allen Landesteilen eine Rolle. Räumliche Schwerpunkte finden sich in Nordhessen, im Taunus, am Vogelsberg sowie im Odenwald.

Auf Basis dieser Gebietskulisse wird die mittlere Zwischenabflusshöhe für den Zeitraum 1971-2000 aus dem modellierten Direktabfluss berechnet (Kap. 3.12). Dieser wurde in der Vorgängerstudie Tetzlaff et al. (2009) mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA berechnet. Die Berücksichtigung des P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss in Hessen findet erstmalig in der vorliegenden Studie statt.

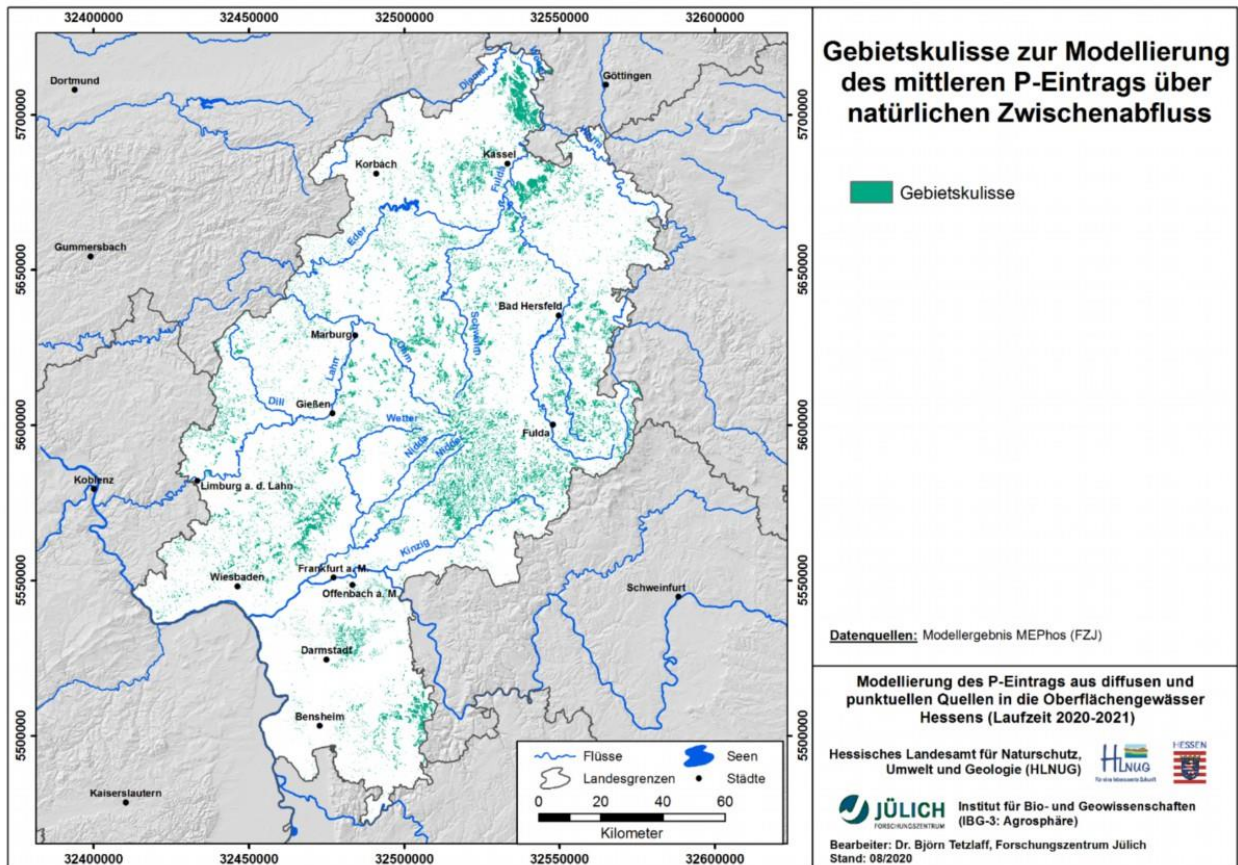


Abbildung 3-5: Gebietskulisse zur Modellierung der Zwischenabflusshöhe und des P-Eintrags über Zwischenabfluss

Literaturauswertung zur Ermittlung der P_{ges}-Konzentration im natürlichen Zwischenabfluss

Zur P_{ges}-Konzentration im natürlichen Zwischenabfluss liegen kaum Untersuchungen vor, was auch dem hohen instrumentellen Aufwand geschuldet ist, der zur Beobachtung des Zwischenabflusses erforderlich ist. Bislang sind im Modell MEPhos entweder pauschale Konzentrationen angesetzt worden oder Analogieschlüsse zur Grundwasserkonzentrationen vorgenommen worden. In diesem Forschungsvorhaben wurde trotz des knappen Zeitbudgets eine Literaturrecherche durchgeführt, um den aktuellen Wissensstand zu beleuchten und die Frage zu beantworten, inwieweit die Stoffverlagerung über Zwischenabfluss durch die Landnutzung beeinflusst wird. Untersuchungen, in denen der Zwischenabfluss unter landwirtschaftlich genutzten Flächen beprobt wird, konnten nicht recherchiert werden. In den Arbeiten von Godlinski (2005) sowie in Messungen des LLUR Schleswig-Holstein sowie der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2006) wurde Sickerwasser in mehrjährigen Untersuchungen kontinuierlich beprobt. Ergänzend wurden Arbeiten von Gebel et al. (2016) sowie der LUBW Baden-Württemberg (2015) herangezogen, in denen alternative Modellansätze zum Zwischenabfluss dargestellt werden.

Godlinski (2005) untersuchte Sickerwasserproben, die in 55 Lysimeteruntersuchungen in Sachsen-Anhalt an der Lysimeterstation Falkenberg gewonnen worden sind. Der Beprobungszeitraum umfasst 12 Jahre von 1991-2003. Die Lysimeter weisen unterschiedliche Kulturen auf, u.a. Acker, Grünland und Brache mit unterschiedlicher Düngungsintensität. Mit ca. 660 mm/a mittlerem Niederschlag und einer Sickerwasserhöhe in Höhe von 10-26 % des Jahresniederschlags sind die hydrometeorologischen Bedingungen etwas trockener, aber in einer ähnlichen Größenordnung wie in Hessen. Die Bodenarten umfassen Lehm, sandigen Lehm, Schluff und Sand.

Die mittleren Pges-Konzentrationen unter Acker liegen bei den lehmigen und schluffigen Bodenarten zwischen 0,02 und 0,04 mg/l. Ähnliches gilt für Grasland, wobei jedoch die mittleren Konzentrationen im Lehmboden höher sind als unter Acker. Unter Sand betragen die mittleren P-Konzentrationen 0,50 mg/l bei Acker- und 0,61 mg/l bei Grasland und liegen damit deutlich über denen der lehmigeren Böden. In Lysimetern mit unterschiedlichen Ausprägungen der Flächenstilllegung, der Extensivierung, des integrierten Landbaus sowie mit nachwachsenden Rohstoffen betragen die mittleren Pges-Konzentrationen im Mittel ebenfalls 0,02 bis 0,04 mg/l, bei Berechnung 0,06 mg/l.

Die von Godlinski (2005) berechneten Frachten entsprechen einem Austrag von < 8% der jährlich zugeführten P-Menge bei Sandböden bzw. < 1% bei den sandigen Lehmen. Für alle Bodenarten konnte festgestellt werden, dass die höchsten Austräge nicht den höchsten Düngerstufen entsprachen. Trotz negativer P-Bilanzen in den Oberböden wurde aus allen Lysimetern P ausgetragen. Dies verdeutlicht laut Godlinski (2005), dass im Boden zu dem pflanzenverfügbaren P-Pool noch ein leicht mobilisierbarer P-Pool vorhanden sei.

Die Untersuchungen zeigen, dass ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Nutzungsart und dem Düngeniveau auf den P-Austrag mit dem Sickerwasser nicht gegeben ist. Es gibt allerdings Sonderfälle, in denen mit höheren P-Konzentrationen als 0,02-0,04 mg/l zu rechnen ist. Diese Sonderfälle umfassen sandige Standorte und berechnete Flächen.

Die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft hat zwischen 1997 und 2003 in Puch und Kempten Saugkerzenuntersuchungen in 130 cm Tiefe durchgeführt. In Puch wird eine Sickerwasserhöhe zwischen 300 und 400 mm/a bei 920 mm/a Niederschlag registriert. In Kempten sind es 630 mm/a bei 1.290 mm/a Niederschlag, d.h. es sind nassere Verhältnisse als im Mittel Hessens. Beide Untersuchungsstandorte liegen auf schluffigem Lehm, der Bodentyp ist Parabraunerde. In Kempten werden mittlere Konzentrationen von 0,04-0,06 mg/l unter Grünland registriert, in Puch sind es unter Ackernutzung 0,07-0,12 mg/l und unter Grünland 0,16-0,36 mg/l. Die Pges-Konzentrationen sind unabhängig von der Düngeintensität. Auch aus Saugkerzen in ungedüngten Böden werden P-Konzentrationen von 0,05 mg/l festgestellt. Die höheren Konzentrationen unter Dauergrünland in Puch werden mit lückigem Bestand und zahlreichen Mäuselöchern erklärt, d.h. es wird weniger P von der Kultur aufgenommen und es findet verstärkter Makroporenfluss statt (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006).

Das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume führt seit 2006 ebenfalls Sickerwasserbeprobungen von Acker- und Grünlandstandorten im Rahmen der Intensiv-Bodendauerbeobachtung durch. Dabei werden sowohl sandige, konventionell bewirtschaftete Standorte in der Geest als auch lehmige, ökologisch bewirtschaftete Standorte im östlichen Hügelland untersucht. Die Mediane der Konzentrationen von ortho-PO₄-P liegen bei 250-400 Messungen pro Standort unter 0,01 mg/l unabhängig von Nutzung und Boden (Tetzlaff u. Ta 2019).

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie setzt für vergleichbare Studien das Modell STOFFBILANZ ein, in dem nach Gebel et al. (2016) für die Modellierung des P-Eintrags über Zwischenabfluss folgende Konzentrationen für Pges angesetzt werden: im Sächsischen Mittelgebirge und Vorland 0,01 mg/l und im Sächsischen Lössgebiet 0,02 mg/l, beide unabhängig von der Nutzung. Für die Sächsische Heide- und Teichlandschaft werden 0,05 für Acker, Grünland und Dauerkulturen sowie 0,03 für Wald angesetzt. Damit bewegen sich die Konzentrationen in einem Niveau, das durch die Messungen von Godlinski (2005) bestätigt wird.

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg betreibt ein eigenes landesweites Modell zur Ermittlung des P-Eintrags. Nach Kiemle und Fuchs (2015) beträgt die im Modell angesetzte P-Konzentration für den Zwischenabfluss das 1,5-fache der

Grundwasserkonzentration. Wie letztere ermittelt wird, ließ sich anhand der Literatur nicht nachvollziehen.

Auf Basis der Literaturobwertung, die im Rahmen dieses Projekts möglich war, wird folgende Vorgehensweise zur Ableitung einer Pges-Konzentration im natürlichen Zwischenabfluss gewählt: Es wird die P-Konzentration im Grundwasser für alle Nutzungen bis auf Dauergrünland und das 1,5-fache der Grundwasserkonzentration für Dauergrünland angesetzt (Kap. 3.2, Tabelle 3-2). Damit werden Konzentrationen gewählt, die nach hydrogeologischen Teilräumen räumlich variieren und die bis auf Dauergrünland zwischen 0,01 und 0,05, in Nordhessen bis 0,1 mg/l schwanken. Damit liegen die Konzentrationen in dem Schwankungsbereich, den die zitierten Feld- und Modellstudien vorgeben. Es erscheint plausibel, dass es unter Dauergrünland bedingt durch größeren Makroporenfluss höhere Austräge gibt und dass diese Erkenntnisse auf andere Grünlandstandorte übertragen werden können. Dem wird Rechnung getragen, indem die P-Konzentration hier 50 % höher angesetzt wird.

3.4 Eintragspfad Wassererosion

Erosionskulisse und Bodenabtragsgefahr

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kann Wassererosion zu partikulären Phosphorausträgen führen, wobei Ackerflächen i.d.R. stärker als Grünlandflächen betroffen sind (Jung u. Brechtel 1980, Erpenbeck 1987, Auerswald u. Schmidt 1986). Maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wassererosion haben Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität, die untereinander in Wechselwirkungen stehen (Auerswald 1993). Der partikuläre P-Eintrag wird außer durch die Bodenabtragsgefährdung (Hangneigung, Hanglänge, Bodeneigenschaften, Vegetationsart und Regenintensität) auch durch die Höhe des Sedimenteintrags in die Oberflächengewässer, den P-Gehalt des Oberbodens der Erosionsflächen sowie die P-Anreicherung ER während des Abtragsvorgangs gesteuert (Frede u. Dabbert 1999, Auerswald 1998). Dementsprechend wird der P-Eintrag über Erosion im Modell MEPhos nach Gl. 3-1 berechnet.

$$E = S \cdot PG_o \cdot ER$$

Gl. 3-1

mit	<i>E</i>	=	mittlerer P-Eintrag über Erosion	(g/(ha·a))
	<i>S</i>	=	mittlerer Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer	(t/(ha·a))
	<i>PG_o</i>	=	Phosphorgehalt im Oberboden	(mg/kg)
	<i>ER</i>	=	Anreicherungsfaktor	(-)

Zunächst wird mit der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) die Bodenabtragsgefahr berechnet und damit gleichzeitig die räumliche Lage der potenziell austragsgefährdeten Teilflächen bestimmt. Mit der ABAG steht ein Ansatz zur Verfügung, der nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft die beste Anpassung an deutsche Verhältnisse besitzt und eine Berechnung von langjährigen mittleren Bodenabträgen in t/(ha·a) maßstabsübergreifend erlaubt (Duttmann 1999, BGR u. SGD, 2000, Marks et al. 1992). In ihrer allgemeinen Form lautet die ABAG (Schwertmann et al. 1990):

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

Gl. 3-2

mit	<i>A</i>	=	Bodenabtrag
	<i>R</i>	=	Regen- und Oberflächenabflussfaktor
	<i>K</i>	=	Bodenerodierbarkeitsfaktor

- S = Hangneigungsfaktor
- L = Hanglängenfaktor
- C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor
- P = Erosionsschutzfaktor

Nach Untersuchungen von Auerswald (1987) sowie Sommer u. Murschel (1999) nimmt die Sensitivität der Faktoren bezogen auf Ackerflächen in der Reihenfolge Hangneigung, Hanglänge, Bodenerodierbarkeit und Regenerosivität ab. Dies sollte bei der Auswahl der Modell-Eingangsdaten berücksichtigt werden. Aufgrund der hohen Sensitivität der Reliefparameter wird die Modellierung des Bodenabtrags und des partikulären P-Eintrags mit einer im Vergleich zur Wasserhaushaltsmodellierung höheren räumlichen Auflösung von 5-m durchgeführt.

Durch die multiplikative Verknüpfung der Einzelfaktoren wird die Bodenabtragsgefahr im langjährigen Jahresmittel berechnet. Hierzu kann auf den Hessischen Erosionsatlas zurückgegriffen werden, der in 2. Auflage vorliegt und die o.g. Kriterien erfüllt. Der Erosionsatlas ist im Bodenviewer auf der Internetseite des HLNUG abrufbar. An seiner Erstellung war das FZJ beteiligt (Friedrich et al. 2019). Abbildung 3-6 zeigt die mittlere Bodenabtragsgefahr, wie sie sich im Erosionsatlas darstellt. Gleichzeitig wird durch die Verwendung der Ergebnisse des Erosionsatlases die Gebietskulisse aus Acker, Dauergrünland und Dauerkulturen definiert. Sie umfasst eine Fläche von 737.655 ha. Sie wurde auf Basis von InVeKoS-Daten der Jahre 2011-2016 festgelegt.

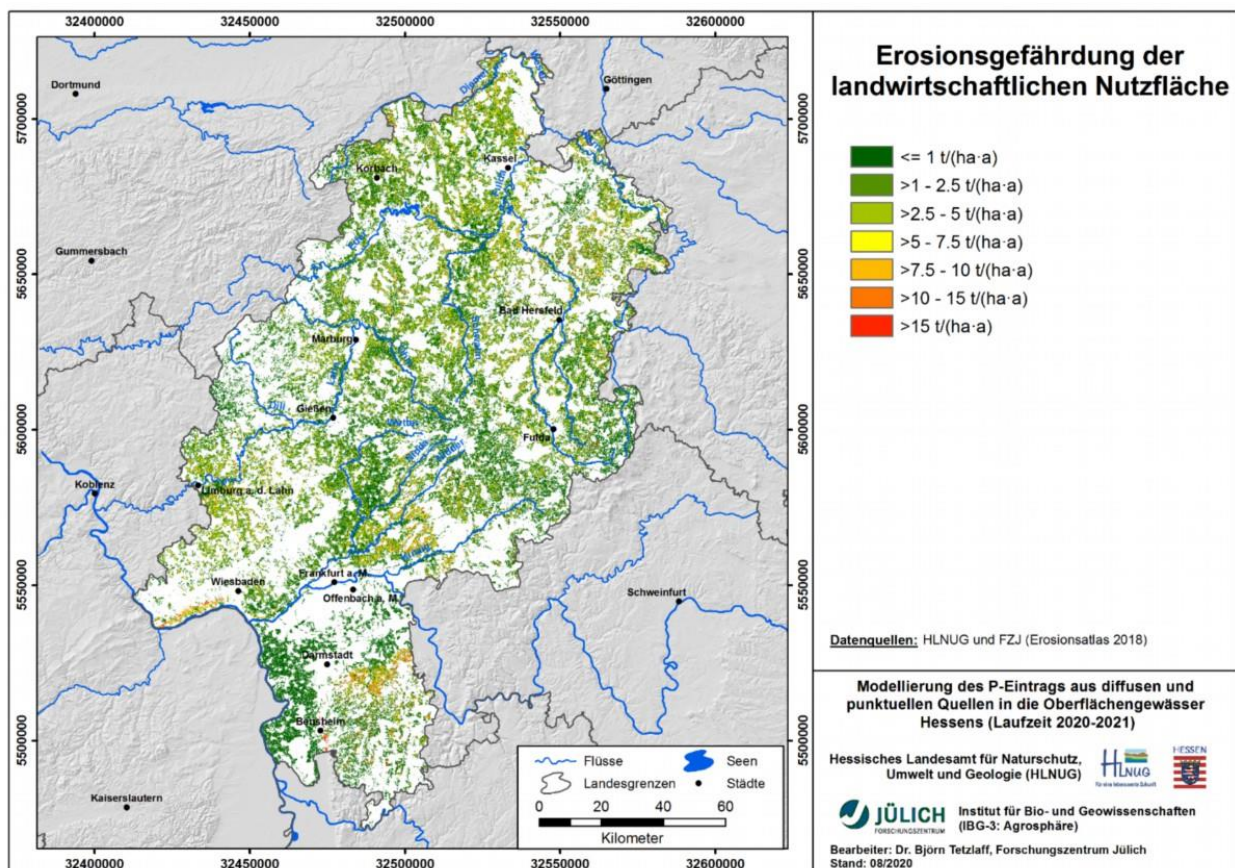


Abbildung 3-6: Karte der modellierten mittleren Bodenabtragsgefahr, basierend auf dem Erosionsatlas 2018 des HLNUG

Der potenzielle Bodenabtrag beläuft sich auf ca. 1,63 Mio. t/a, im Mittel 2,2 t/(ha·a) bezogen auf die Gebietskulisse. Insgesamt schwankt die Bodenabtragsgefahr zwischen <1 t/(ha·a) in den Niederungen und >15 t/(ha·a) in Steillagen. Räumliche Schwerpunkte der Wassererosion sind

der Rheingau und die Bergstraße, der Rand des Odenwalds, die Wetterau sowie Teil des Lahn-Dill-Berglands und Nordhessens.

Mittlerer Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer

Diese Bodenabtragsgefahr nach ABAG trifft allerdings noch keine Aussage über den tatsächlichen Sedimenteintrag ins Oberflächengewässer. In Abhängigkeit der Hangmorphologie kann z.B. am Oberhang abgespültes Bodensubstrat in Senken oder Verebnungsbereichen sedimentieren, ohne dass Beeinträchtigungen der Gewässerqualität auftreten. Es ist daher zu prognostizieren, welcher Anteil des Bodenabtrags ins Fließgewässer übertritt. Dieser Anteil wird auch als Sedimenteintragsverhältnis bezeichnet. Um später zielgerichtet Maßnahmen zur Reduzierung des Stoffeintrags vorschlagen zu können, muss eine flächendifferenzierte Berechnung des Sedimenteintrags erfolgen.

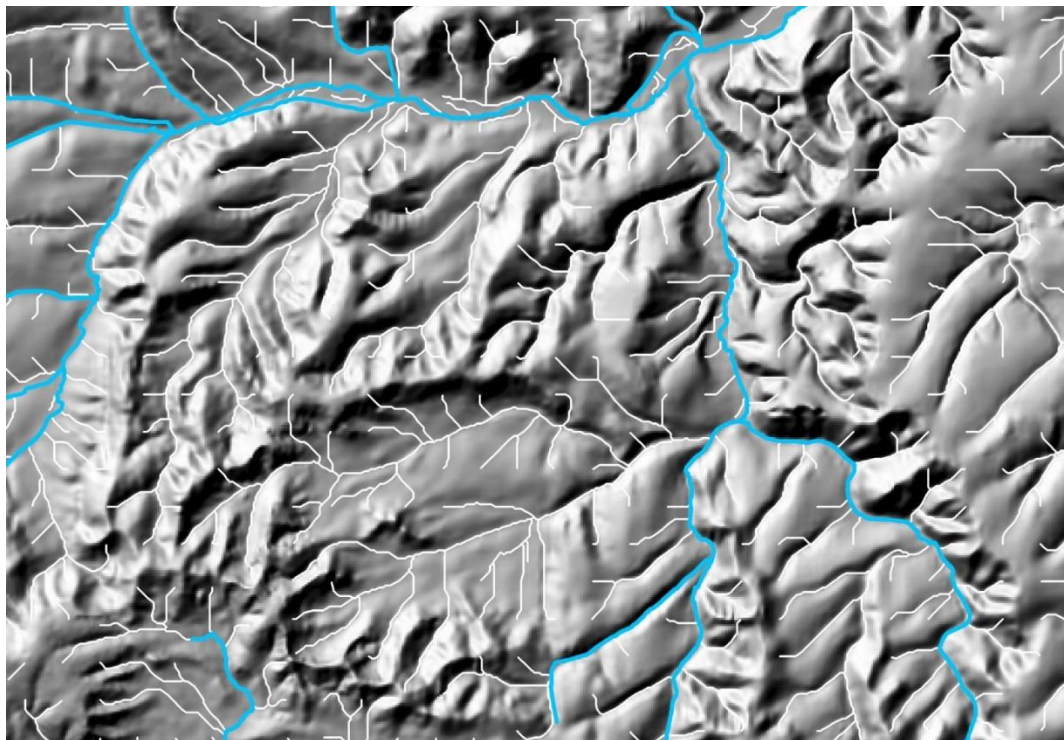


Abbildung 3-7: Beispiele für reliefbedingte Fließwege (weiß), die an Haupt-Fließgewässer (blau) angeschlossen sind (Prinzipiskizze)

Die Konzentration des Oberflächenabflusses wie auch der daran gekoppelte Sedimenttransport erfolgen im Gelände schwerpunktmäßig in Rinnen, Rillen und reliefbedingten Tiefenlinien, an deren Auslässen es zu punkthaften Stoffeinträgen in die Fließgewässer kommt (Mollenhauer 1987, Duttmann 1999). Eine Simulation der größeren oberirdischen Fließwege kann auf Basis hoch aufgelöster digitaler Geländemodelle erfolgen, wobei der Algorithmus D8 eingesetzt wird. Seen, Steinbrüche und Tagebaue bilden Hindernisse für Tiefenlinien, so dass diese unterbrochen werden. Beispielhaft werden Ergebnisse zur Fließwegsermittlung in Abbildung 3-7 gezeigt. Für die Fließwegsermittlung in Hessen wird eine Mindesteinzugsgebietsgröße von 10 ha veranschlagt.

Zur Modellierung des Stoffeintrags über Erosion müssen diejenigen Flächen der Erosionskulisse bekannt sein, die an Fließwege angeschlossen sind. Nur diese Ackerflächen werden weiterhin als Liefergebiete für Sediment und partikuläres P betrachtet. Voraussetzung für die Eigenschaft als Liefergebiet sind folgende Standortbedingungen, die in Kombination erfüllt sein müssen: mindestens 2% Neigung, Entfernung der Fläche vom Gewässer oder einer Tiefenlinie nicht weiter als 30 m. Diese Pufferbreite wird von Sommer und Murschel (1999), Huber und Behrendt (1997)

und Fried et al. (2000) empfohlen. Durch diese Vorgehensweise wird sichergestellt, dass einerseits die Liefergebiete von Sediment und partikulärem P räumlich verortet werden können und andererseits das Sedimenteintragsverhältnis, d.h. das Verhältnis von in die Oberflächengewässer eingetragener Sedimentfracht zur Bodenabtragssumme, räumlich differenziert berechnet werden kann. Nur der Sedimenteintrag, nicht jedoch der Bodenabtrag, geht in die Modellierung des Pges-Eintrags über Wassererosion gemäß Gl. 3-1 ein. Die sich aus der Verschneidung der Bodenabtragsflächen unter Acker, Dauergrünland und Dauerkultur mit den an die Fließgewässer angebundenen Flächen ergebende Gebietskulisse ist ähnlich zu Abbildung 3-9. Der Unterschied besteht darin, dass bei der Gebietskulisse Abschwemmung Standorte mit sandigen und damit sehr durchlässigen Oberböden nicht betrachtet werden.

P-Gehalte im Oberboden

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig (Gl. 3-1). Hierzu liegen im HLNUG Daten vor, die wesentlich von Pecoroni (2013) erarbeitet wurden und von HLNUG und FZJ auf die aktuelle Gebietskulisse und Rasterweite angepasst wurden.

Abbildung 3-8 zeigt die P-Gehalte im Oberboden (Stand 2012) für die Gebietskulisse aus Acker, Dauergrünland und Dauerkulturen. Im Mittel der Gebietskulisse beträgt der Pges-Gehalt 924 mg/kg, die Schwankungen reichen von 506-1.820 mg/kg. Unterdurchschnittliche P-Gehalte von weniger als 700 mg/kg sind v.a. typisch für sandige Böden, z.B. zwischen Offenbach und Darmstadt. Überdurchschnittliche Gehalte von mehr als 1.000 mg/kg finden sich z.B. in den Böden des Vogelsbergs. Die Basalte als Ausgangsmaterial der Bodenbildung sorgen hier für eine gegen bedingte Erhöhung des P-Gehalts.

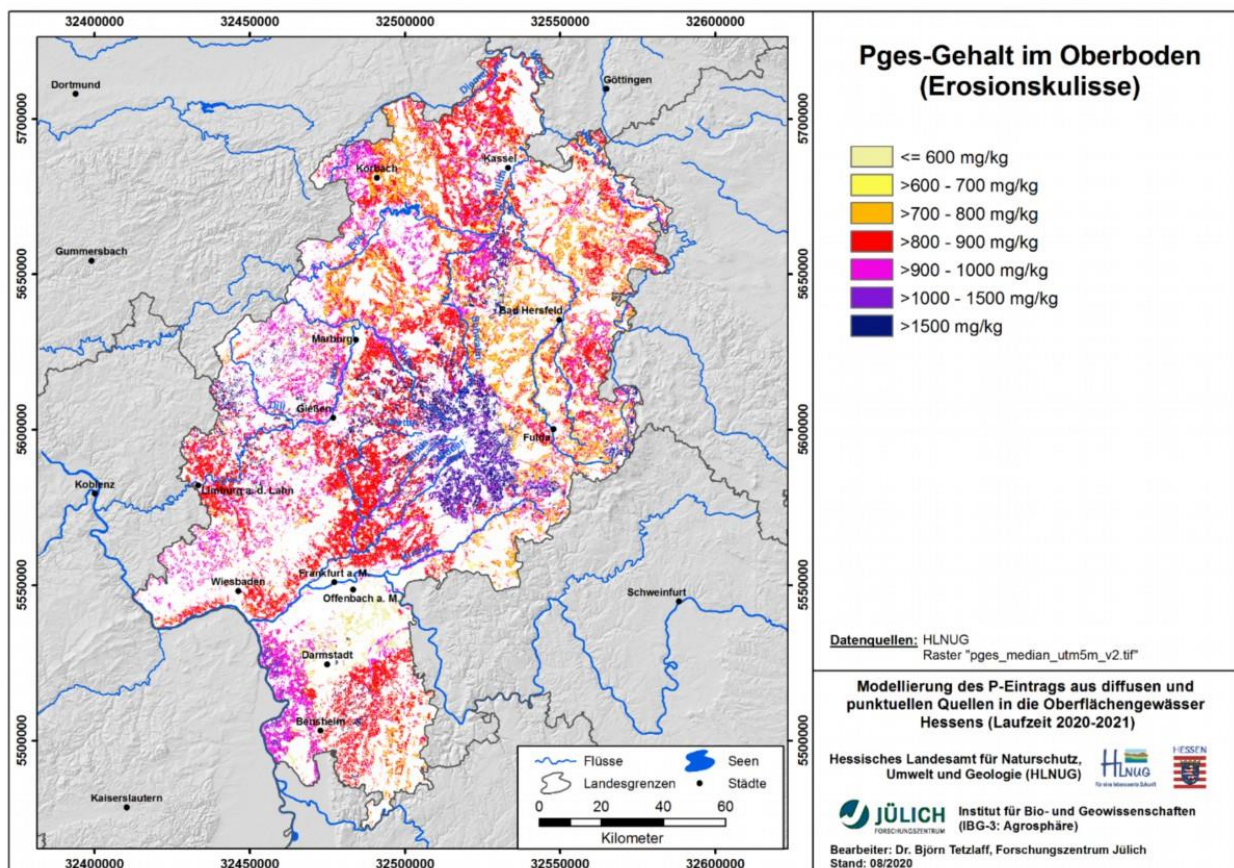


Abbildung 3-8: Pges-Gehalte im Oberboden für die Erosionskulisse

Als Anreicherungsfaktor wird einheitlich ein Wert von 1,86 angesetzt. Mit diesem Wert konnten Wilke und Schaub (1996) 94% aller beobachteten Ereignisse in ihren langjährigen Geländeuntersuchungen erfassen. Duttmann (1999) konnte mittlere P-Anreicherungsfaktoren von 1,78 bei einer Grundgesamtheit von 30 Proben im südniedersächsischen Berg- und Hügelland feststellen, was die Größenordnung des von Wilke und Schaub (1996) gefundenen Werts bestätigt.

3.5 Eintragspfad Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess findet parallel zu den Erosionsprozessen statt. Da die ABAG jedoch ausschließlich auf die Bodenerosion und damit partikulären P-Transport abzielt, muss der zeitgleich erfolgende Transport von gelöstem P modelltechnisch separat erfasst werden.

Gebietskulisse

Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen die Bildungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein.

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße u. Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun u. Leuenberger 1991).

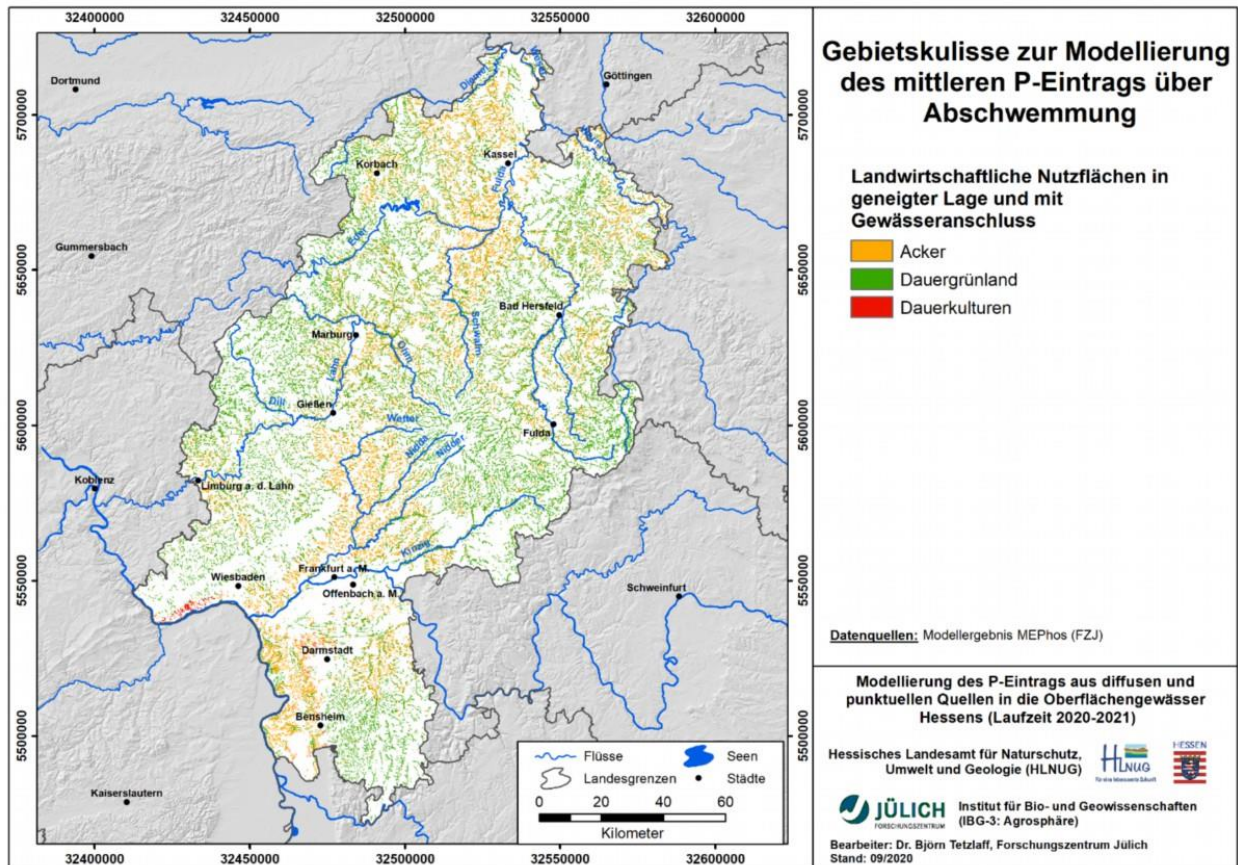


Abbildung 3-9: Gebietskulisse zur Modellierung der Einträge über Abschwemmung

Aus dem Gesagten wird ersichtlich, dass folgende Faktoren für den mehrjährigen mittleren Eintrag über Abschwemmung berücksichtigt werden müssen, die zugleich für meso- und makroskalige Flusseinzugsgebiete flächendeckend erfassbar sind: Oberflächenabflusshöhe, gering durchlässiger Oberboden, Landnutzung, Hangneigung und Anbindung der Fläche ans Gewässernetz.

Die Ableitung der Gebietskulisse für die Abschwemmung basiert auf den InVeKoS-Daten, die für die Ableitung der Gebietskulisse für den Erosionsatlas verwendet wurden. Sie umfasst Acker, Dauergrünland und Dauerkulturen. Diese Fläche wurde um Polygone der BFD 50 bereinigt, für die als Bodenart im obersten Horizont Ss, m oder gS genannt werden. Die Hangneigung muss mindestens 2 % betragen. Zur Gewässeranbindung werden wie bei der Wassererosion (Kap. 3.4) die Pufferbereiche der Oberflächengewässer und Tiefenlinien mit einer Breite von höchstens 30 m auf jeder Seite verwendet. Abbildung 3-9 zeigt die abgeleitete Gebietskulisse mit allen drei Nutzungstypen und einem Flächenumfang von ca. 91.500 ha.

P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss

Aufgrund von Angaben in der Literatur zu Feldstudien, in denen P-Verlagerungen durch Abschwemmung untersucht wurde, werden für die Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Abschwemmung die in Tabelle 3-3 genannten zwei Phosphotope definiert. Zusätzlich werden hier Angaben zu mittleren P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss gemacht, die in deutschen Untersuchungen an vergleichbaren Flächen gemessen wurden und deren Spannweite den Bezugsrahmen für die Kalibrierung bildet.

Tabelle 3-3: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und für die Modellierung verwendete Exportkoeffizienten Pges (Modell MEPhos)

Phosphotope	Spannweiten der Referenzwerte [mg Pges/l]	Referenzwert [kg Pges/ (ha-a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (Modellierung)
Ackerland mit Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

Quellen: Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße u. Voss 1979, Mollenhauer 1987, Foerster 1998, Schubert 1997, Bernhardt et al. 1978

3.6 Eintragspfad atmosphärische Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische P-Deposition ist eine diffus wirkende P-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische P-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der P-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die P-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der P-Einträge über Trennkanalisation bzw. Kläranlagen eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des Landnutzungsdatensatzes selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und breite Fließgewässer, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Attribute zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Zur Ermittlung dieser Einträge war die Ableitung der Gewässeroberfläche erforderlich. Insgesamt ergibt sich eine Wasserfläche in Hessen von etwa 300 km². Als Depositionsrates werden für Pges 0,6 kg/(ha-a) angesetzt. Dies geschieht in Anlehnung an Auswertungen in anderen Länderprojekten des FZJ, v.a. in Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern (Kuhr et al. 2014).

3.7 Eintragspfad kommunale Kläranlagen

Im Rahmen der behördlichen Einleiterüberwachung sowie aufgrund von Selbstüberwachungsvorschriften (Eigenkontrollverordnung) unterliegen Kläranlagen einer regelmäßigen Kontrolle, bei der u.a. die P-Konzentrationen im Ablauf sowie die eingeleiteten Wassermengen gemessen werden, da diese Daten die Grundlage für die Erhebung der Abwasserabgabe bilden. Im vorliegenden Projekt zur Ermittlung von Nährstoffeinträgen in Hessen wurden detaillierte Daten der Eigenüberwachung vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) zur Verfügung gestellt (Tabelle 2-1). Für den Zeitraum von 2006 bis 2019 wurden vom HLNUG Jahresabwassermengen, Jahresschmutzwassermengen, Ablaufkonzentrationen sowie Ablauffrachten zu

Gesamtposphor zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus lagen Stilllegungsdaten der Kläranlagen vor.

Fehlwerte in den Zeitreihen der P-Frachten werden u.a. mithilfe von Frachten der Vorjahre ergänzt. Die auf den vervollständigten Daten beruhende Berechnung von P-Einträgen pro Kalenderjahr basiert auf Gl. 3-3, mit der aber auch mittlere P-Einträge über einen mehrjährigen Zeitraum ermittelt werden können.

$$\bar{F} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \bar{c}_i \cdot Q_i \quad \text{Gl. 3-3}$$

mit: \bar{F} = mittlerer P-Eintrag aus kommunaler Kläranlage $\left[\frac{\text{t}}{\text{a}} \right]$

\bar{c}_i = Jahresmittel der P-Konzentration im Ablauf der Anlage $\left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right]$

Q_i = Jahresabwassermenge $\left[\frac{\text{m}^3}{\text{a}} \right]$

n = Zahl der Jahre

3.8 Eintragspfad industriell-gewerbliche Direkteinleiter

Wie im kommunalen Bereich muss auch industrielles und gewerbliches Abwasser vor seiner Einleitung in ein Gewässer nach dem Stand der Technik gereinigt werden, um das Gewässer vor schädlichen Verunreinigungen zu schützen. Für das Projektvorhaben wurden dem FZJ Daten der industriell-gewerblichen Direkteinleiter vom Hessischen Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) zur Verfügung gestellt.

Analog zu den kommunalen Kläranlagen werden Stofffrachten F [t/a] aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern aus den mittleren Stoffkonzentrationen \bar{c} [mg/l] sowie den Abwassermengen Q [m³/a] im Ablauf mittels Gl. 3-4 berechnet.

$$F = \bar{c} \cdot Q \quad \text{Gl. 3-4}$$

3.9 Eintragspfad Kleinkläranlagen

Kleinkläranlagen sind Abwasserreinigungsanlagen mit einer Ausbaugröße von maximal 50 Einwohnerwerten. Diese behandeln häusliches Schmutzwasser im Trennsystem bis zu einer Menge von 8 m³/Tag. Die Ableitung des Abwassers kann durch Mitbehandlung in kommunalen Kläranlagen, Ableitung ins Grundwasser oder in Oberflächengewässer erfolgen. Für die vorliegende P-Bilanzierung sind nur die Ableitungen in die Oberflächengewässer von Belang, da die anderen Stoffströme bereits in weiteren modellierten Eintragspfaden erfasst werden.

Vom HLNUG wurden dem FZJ umfangreiche Daten der Kleinkläranlagen zur Verfügung gestellt. In den Dateien enthalten sind u.a. Stammdaten (Koordinaten der Anlagen sowie Einleitstellen, Anlagentyp, Anschlusswert, Angabe bzgl. der Einleitung ins Oberflächengewässer bzw. Versickerung ins Grundwasser usw.) für insgesamt 2.994 Kleinkläranlagen. Für 187 Kleinkläranlagen (6 % der Kleinkläranlagen) liegen 1.596 Konzentrationsmessungen zu Gesamtposphor im Zeitraum 2011-2019 vor. Für die 187 Kleinkläranlagen mit P-

Konzentrationsmessungen wurden zunächst die Abwassermengen anhand des einwohnerspezifischen Wasserverbrauch Hessens 2016 abgeschätzt (Abbildung 3-10). Anschließend wurden P-Frachten durch Multiplikation der gemessenen mittleren Ablaufkonzentrationen und der Abwassermengen bestimmt nach Gl. 3-4 bestimmt. Für die restlichen 2.807 Kleinkläranlagen wird als personenbezogene P-Emission 1,8 g/(EW·d) angenommen. Die P-Abbaurrate wird nach dem Anlagentyp differenziert (Tabelle 3-4).

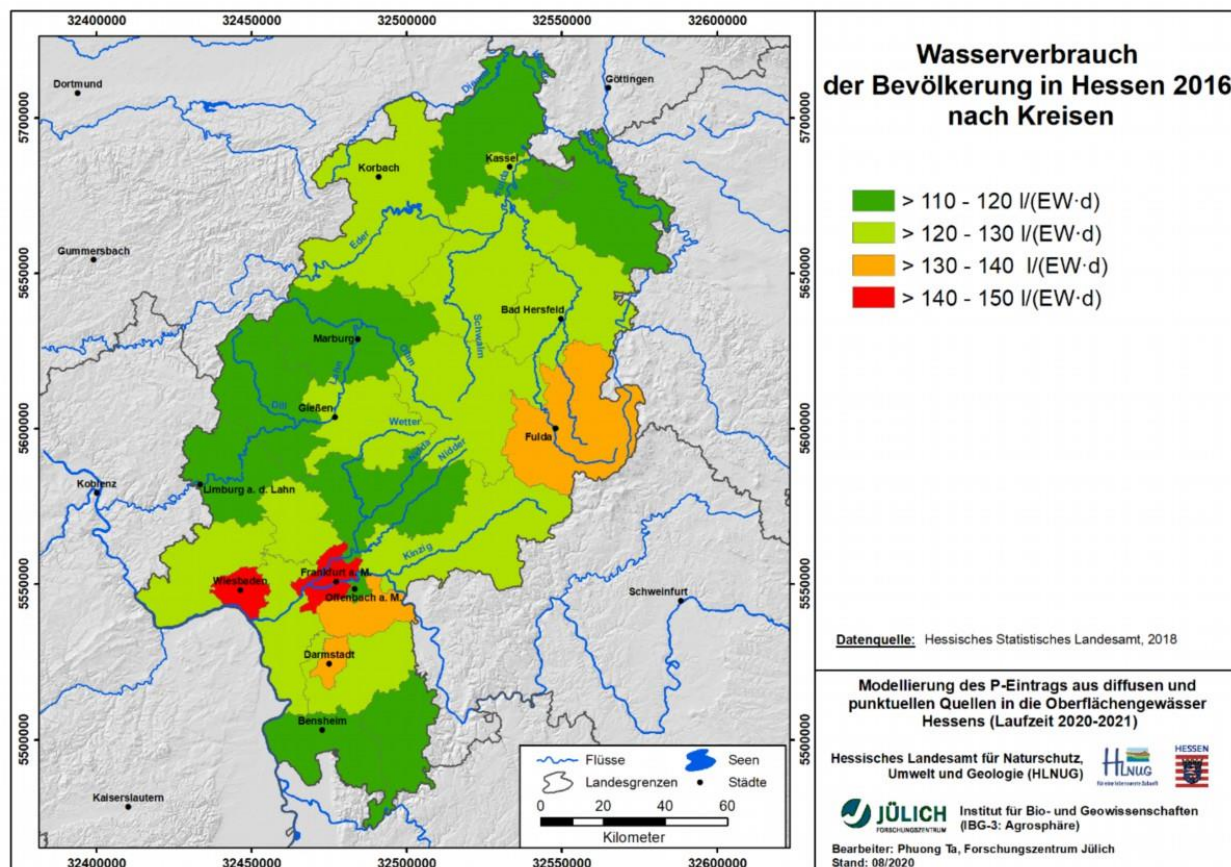


Abbildung 3-10: Wasserverbrauch der Bevölkerung in Hessen 2016 nach Kreisen

Tabelle 3-4: Phosphor-Abbaugrade in Kleinkläranlagen in Abhängigkeit des Anlagentyps (Quelle: schr. Mitt. LAU ST, auf Basis DWA A131, A280, ergänzt)

Anlagentyp	Abbaugrad Gesamtphosphor [%]
Abwasserteich	58
Belebungsanlage	58
Filtergraben	63
Filterschacht	72
Pflanzenbeet	58
Sequentielle biologische Reinigung (SBR-Anlage)	58
Tauchkörper	54
Mehrkammergrube	38
Membrananlage	86
Sonstiges und k.A.	50

3.10 Eintragspfad Mischwasserentlastung

In Anlehnung an die Berechnungsmethodik des ATV-Arbeitsblatts 128 (ATV-A 128 1992) werden im Modell MEPhos die mittleren P-Einträge durch Mischwasserentlastung nach Gl. 3-5 berechnet (MULNV 2020).

$$SF_{e, MS} = VQ_{r, MS} \cdot e_0 \cdot c_{MS} \quad \text{Gl. 3-5}$$

mit: $SF_{e, MS}$ = entlastete Jahresfracht aus Mischwasserüberläufen $\left[\frac{\text{t}}{\text{a}}\right]$

$VQ_{r, MS}$ = jährliche Regenabflusssumme im Mischsystem $\left[\frac{\text{m}^3}{\text{a}}\right]$

e_0 = Jahresentlastungsrate [-]

c_{MS} = Stoffkonzentration im entlasteten Mischwasser $\left[\frac{\text{mg}}{\text{l}}\right]$

Zur Berechnung der mittleren P-Einträge über Mischwasserkanalisationen in die Oberflächengewässer Hessens wurden vom HLNUG folgende Datensätze übermittelt (Tabelle 2-1): Länge von Mischwasserkanal, Schmutzwasserkanal sowie Regenwasserkanal für einzelne kommunale Kläranlagen mit Stand 2019, Zuordnung kommunaler Kläranlagen zu angeschlossenen Gemeinden bzw. Gemeindeteilen, Informationen zu den Sonderbauwerken im Mischsystem (u.a. Standort, Art, Volumen der Sonderbauwerke, angeschlossene befestigte bzw. undurchlässige Fläche, Drosselabfluss zur Kläranlage, Schmutzwasserabfluss und Trockenwetterabfluss im Einzugsgebiet usw.)

Aus der Zuordnung kommunaler Kläranlagen zu angeschlossenen Gemeindeteilen und der Kanallängen einzelner Kläranlagen kann der Anteil, den die Mischkanalisation A_{MK} einnimmt, für jeden Gemeindeteil nach Gl. 3-6 abgeschätzt werden.

$$A_{MK} = \frac{\text{Mischwasserkanal [km]}}{\text{Mischwasserkanal} + \text{Schmutzwasserkanal} + \text{Regenwasserkanal [km]}} \cdot 100 [\%] \quad \text{Gl. 3-6}$$

Um diese Information räumlich zuordnen zu können wurden Daten der Gemarkungen vom HLNUG zur Verfügung gestellt. Die Gemarkungen lassen sich zu 89 % den Gemeindeteilen zuordnen. Den 11 % der Gemarkungen, für die keine Zuordnung möglich ist, wurden mittlere Werte der übergeordneten Gemeinden zugewiesen. Die räumliche Verteilung der Anteile des Mischsystems an der Gesamtkanalisation wird in Abbildung 3-11 dargestellt. Es ist gut zu erkennen, dass im ländlichen Raum der Anteil des Mischsystems mit >80% noch höher ist als in den Städten und ihrem Umland (50-80 %). Über alle hessischen Gemarkungen beträgt der mittlere Anteil des Mischsystems an der Gesamtkanalisation 75,5 %. In der Vorgängerstudie Tetzlaff et al. (2009) wurde ein Pauschalwert von 78,7 % angesetzt.

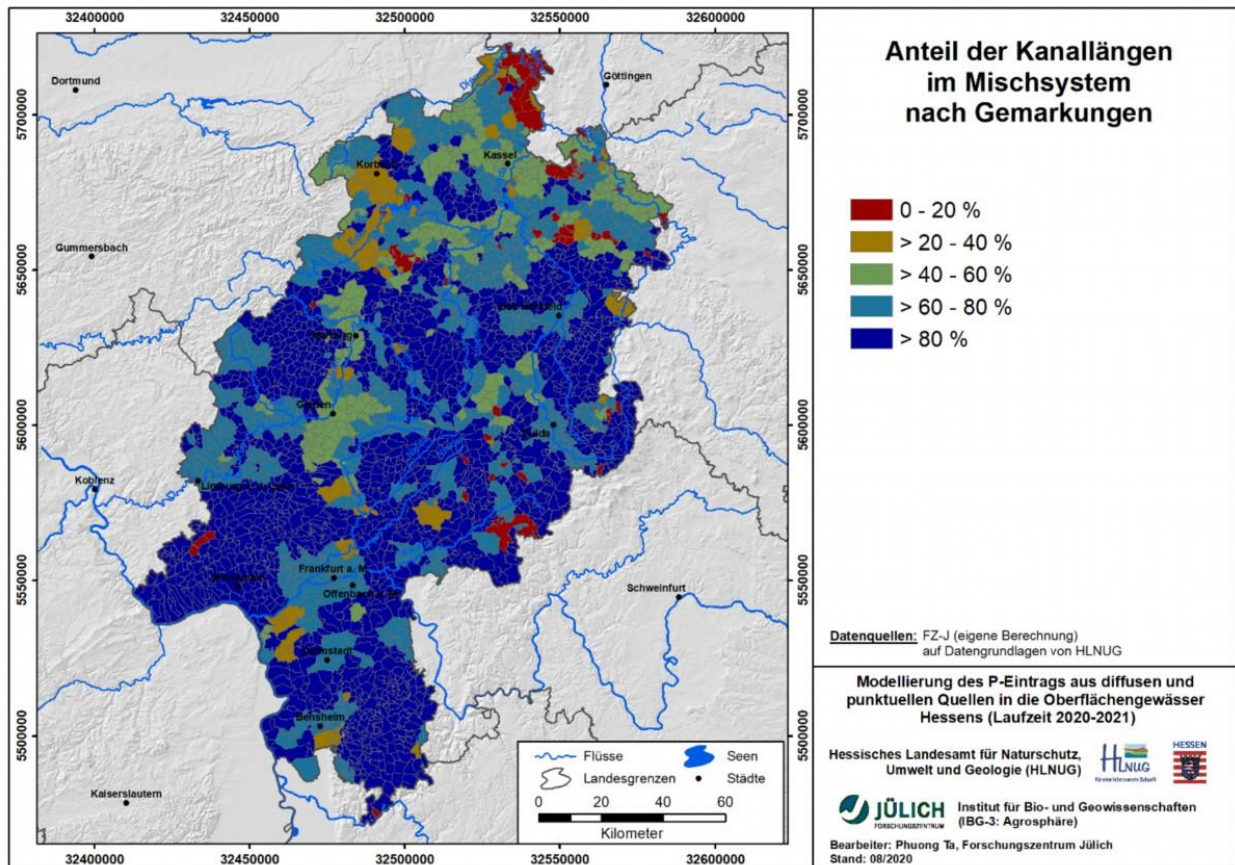


Abbildung 3-11: Anteil der Kanallängen im Mischsystem nach Gemarkungen

Für die Bestimmung der anfallenden Regenmengen ist die räumliche Zuordnung der undurchlässigen Flächen notwendig, sodass Versiegelungsdaten herangezogen werden müssen, die aus dem Datensatz des Copernicus Land Monitoring Services (CLMS) für das Referenzjahr 2015 mit einer Auflösung von 20 m stammen.

Einen weiteren wichtigen Datensatz stellen die mittlere Niederschläge dar. Als Referenzzeitraum wird die langjährige Periode 1971-2000 gewählt, die auch der verwendeten Wasserhaushaltsmodellierung zugrunde liegt.

Der Jahresabflussbeiwert nach ATV-A128 zur Berechnung des abflusswirksamen Niederschlagsanteiles wird mit 0,7 angenommen (MULNV 2020). Er berücksichtigt die Verluste durch Versickerungen und den Regenwasserabfluss von Gebäuden und Grundstücken. Das Produkt der mittleren Niederschlagshöhe 1971-2000, des Versiegelungsgrads, dem Mischkanalisationsanteil (Abbildung 3-11) mit dem mittleren Jahresabflussbeiwert von 0,7 liefert die Summe des abfließenden Niederschlagswassers im Mischsystem. Sie beträgt hessenweit ca. 390 Mio. m³/a bzw. 230 mm/a. Einschließlich des im Trennsystem entwässerten Niederschlagswassers errechnet sich eine Gesamtsumme von ca. 520 Mio. m³/a im Zeitraum 1971-2000. Mit einem vereinfachtem Verfahren berechneten Schreiner und Brahmmer (2007) die Niederschlagswasserabflüsse (ohne Differenzierung nach Misch- und Trennsystem) in einer ähnlichen Größenordnung von 614,2 Mio. m³/a.

Da die Einzugsgebiete der kommunalen Kläranlagen über die Zuordnung kommunaler Kläranlagen zu Gemeindeteilen bzw. Gemarkungen ableitbar sind, können für jede kommunale Kläranlage die auf ihr Mischeinzugsgebiet anfallenden Niederschlagsabflüsse bestimmt werden. Die Regenabflusssumme im Mischsystem jeder Kläranlage kann anschließend, gewichtet nach angeschlossenen undurchlässigen Flächen, auf die angeschlossenen Sonderbauwerke verteilt werden.

Die Entlastungsrate e_0 eines Mischeinzugsgebiets errechnet sich aus den Parametern Regenabflussspende zur Kläranlage (q_r) und spezifisches Speichervolumen (V_S) gemäß Gl. 3-7 bis Gl. 3-9 (ATV-A 128, 1992).

$$e_0 = \frac{H_1}{V_S + H_2} - 6 \quad \text{Gl. 3-7}$$

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot q_r}{0,551 + q_r} \quad \text{Gl. 3-8}$$

$$H_2 = \frac{36,8 + 13,5 \cdot q_r}{0,5 + q_r} \quad \text{Gl. 3-9}$$

Nach Bolle et al. (2015) kann q_r mittels Gl. 3-10 bestimmt werden.

$$q_r = \frac{Q_{Dr} - Q_T - Q_{Dr,Überlieger} - Q_{R,Tr}}{A_{u,MS}} \quad \text{Gl. 3-10}$$

mit: Q_{Dr} = Drosselabfluss zur Kläranlage $\left[\frac{l}{s}\right]$

Q_T = Trockenwetterabfluss im Einzugsgebiet des Sonderbauwerks $\left[\frac{l}{s}\right]$

$Q_{Dr,Überlieger}$ = Drosselabfluss des Überliegers $\left[\frac{l}{s}\right]$

$Q_{R,Tr}$ = Regenabfluss aus Trenngebieten $\left[\frac{l}{s}\right]$

$A_{u,MS}$ = undurchlässige Fläche mit Anschluss an das Sonderbauwerk [ha]

In den dem FZJ übermittelten Daten des HLNUG sind für die im Mischsystem relevanten Sonderbauwerke neben Angaben zu undurchlässigen Flächen in den Direkteinzugsgebieten auch Angaben zu Q_{Dr} und Q_T hinterlegt. Der Regenabfluss aus Trenngebieten $Q_{R,Tr}$ kann aus den vorhandenen Daten abgeschätzt werden. Um $Q_{Dr,Überlieger}$ zu bestimmen, sind jedoch Kenntnisse über die Reihenfolge der angeschlossenen Sonderbauwerke jeder kommunalen Kläranlage, dem sogenannten Systemplan, erforderlich. Da die Systempläne aller kommunalen Kläranlagen in Hessen nicht vorliegen, wird nach Absprache mit dem HLNUG und den Experten des Regierungspräsidiums Gießen ein Pauschalwert in Höhe von 1 l/(s·ha) für die mittlere Regenabflussspende angesetzt. Dieser Wert befindet sich im Einklang mit dem Literaturwert nach Brombach und Michelbach (1998, S. 16) und entspricht dem Mittelwert in ATV 128 (1992) im Nomogramm „Spezifisches Speichervolumen in Abhängigkeit von der Regenabflussspende und der zulässigen Entlastungsrate“, Bild 13.

Eine weitere wichtige Kenngröße für die Berechnung von Entlastungsraten e_0 ist das spezifische Speichervolumen V_S :

$$V_S = \frac{V_{MS}}{A_{u,MS}} \quad \text{Gl. 3-11}$$

mit V_{MS} = Speichervolumen der Regentlastungsanlage [m³].

Zunächst werden für die Einzugsgebiete der kommunalen Kläranlagen die Volumina der Sonderbauwerke aufsummiert und anschließend durch die angeschlossenen undurchlässigen

Flächen dividiert. Alle Sonderbauwerke, die sich innerhalb des Einzugsgebiets einer Kläranlage befinden, erhalten den V_S -Wert der übergeordneten Kläranlage. Aufgrund dessen, dass fehlerhaft eingegebene Daten bzw. unplausible Datensätze teilweise erhebliche Auswirkungen auf die Ergebnisse haben, wird eine Plausibilitätskontrolle gemäß Bolle et al. (2015) durchgeführt. Dabei gilt: $10 \text{ m}^3/\text{ha} \leq V_S \leq 80 \text{ m}^3/\text{ha}$. Darüber hinaus müssen mindestens 90 % der angeschlossenen Sonderbauwerke einer kommunalen Kläranlage über Angaben bzgl. $A_{u,MS}$ und V_{MS} verfügen. Sonderbauwerke, die die genannten Bedingungen nicht erfüllen, erhalten V_S -Werte übergeordneter Landkreise. Das mittlere spezifische Speichervolumen über alle Sonderbauwerke errechnet sich zu etwa $30 \text{ m}^3/\text{ha}$.

Mit dem Pauschalwert von $1 \text{ l}/(\text{s}\cdot\text{ha})$ für q_r und den berechneten V_S -Werten kann für jedes Sonderbauwerk die Entlastungsrate e_0 bestimmt werden. Je nach Bauwerken schwankt sie zwischen 18 % und 54 %. Im Mittel beträgt die errechnete mittlere Entlastungsrate über alle Sonderbauwerke Hessens 36 %, d.h. e_0 liegt in der Spanne von 30-40 %, wenn die deutschen Standards zur Mischwasserbehandlung angewendet werden (Sieker 1999, S. 34). Eine vergleichbare mittlere Entlastungsrate e_0 von 39 % wurde durch Schreiner und Brahmer (2007) erzielt. In Tetzlaff et al. (2009) wurden pauschal 35 % angesetzt.

Nach Gl. 3-5 muss zur Berechnung des mittleren P-Eintrags auch die mittlere Gesamtposphor-Konzentration im entlasteten Mischwasser bei Starkregen bekannt sein. Hierzu wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, deren Ergebnis in Tabelle 3-5 zu sehen ist.

Tabelle 3-5: Literatur-Referenzwerte zur Höhe der Konzentration von Gesamtposphor in entlastetem Mischwasser

Quelle	Konzentration [mg/l]
Brombach und Fuchs (2003)	1 – 1,5
Schreiner und Brahmer (2007)	1,5
Tetzlaff et al. (2009)	1,5
Nickel et al. (2017)	0,54 – 1,66 Median 0,89
MULNV (2020)	2

Nach Abstimmung mit dem HLNUG sowie den Experten des Regierungspräsidiums Gießen wird mit einer pauschalen Gesamtposphor-Konzentration von $1,5 \text{ mg/l}$ gerechnet.

3.11 Eintragspfad Regenwasserkanäle im Trennsystem

P-Einträge aus Regenwasserkanälen im Trennsystem entstammen versiegelten urbanen Flächen, untergeordnet auch von Straßen außerhalb geschlossener Ortschaften, die mit dem Oberflächenabfluss transportiert werden. Ein Eintragspotenzial ergibt sich im Wesentlichen durch Ablagerungen der atmosphärischen Deposition, durch verkehrsbedingten Staubeintrag, Laubstreu und tierische Exkrememente. Der Abfluss erreicht den Vorfluter direkt über die Regenwasserkanalisation im Trennsystem oder über Straßengraben, d.h. es erfolgt keine Behandlung des Abwassers.

Neben der Nährstoffkonzentration sind folgende Parameter ausschlaggebend für die Höhe der emittierten Fracht: Anteil versiegelter Flächen, Anschlussgrad dieser Flächen an ein Trennkanalisationsnetz sowie Abflusshöhe von versiegelten Flächen, die an Trennkanalsysteme

angeschlossen sind (Beudert 1997, MUNLV 2020). Die Versiegelungsflächen bzw. -grade liegen als flächendifferenzierter Datensatz des CLMS vor, während sich die Abflusshöhen aus dem mittleren Niederschlag 1971-2000 mit dem Abflussbeiwert von 0,7 ableiten lassen. Anschlussgrade versiegelter Flächen an die Trennkanalisation werden ähnlich der Vorgehensweise für das Mischsystem berechnet. Für die versiegelten Flächen wird die Direktabflusshöhe berechnet und dann um den Teil prozentual verringert, den die Mischkanalisation einnimmt. Der resultierende Direktabflussanteil wird mit einer P-Konzentration multipliziert (Gl. 3-12).

$$F_{RK} = (Q_{Dir, befest} \cdot \frac{A_{TK}}{100} \cdot C_{TS}) \cdot \frac{1}{100} \quad \text{Gl. 3-12}$$

mit: F_{RK} = Einträge über Regenwasserkanäle $\left[\frac{\text{kg}}{\text{ha} \cdot \text{a}}\right]$
 $Q_{Dir, befest}$ = mittlere Abflusshöhe von befestigten Flächen $\left[\frac{\text{mm}}{\text{a}}\right]$
 A_{TK} = Anteil des Trennkanalsystems am gesamten Kanalsystem [%]
 C_{TS} = mittlere Stoffkonzentration $\left[\frac{\text{mg}}{\text{l}}\right]$

Wie oben ausgeführt, hängt die Nährstoffbelastung im Regenwasserablauf u.a. von der atmosphärischen Deposition und von verkehrsbedingten Staubemissionen ab. Diese Faktoren schwanken räumlich, zumal das Bundesland Hessen stark unterschiedliche Bevölkerungsdichten und damit Belastungspotenziale aufweist. Es wird daher davon abgesehen, mit einer pauschalen Standard-Konzentration im Regenwasserablauf zu modellieren. Stattdessen werden drei räumliche Belastungskategorien unterschieden (Tabelle 3-6). Die Herkunftsgebiete „Fläche gemischter Nutzung“ werden entsprechend der Bevölkerungsdichte differenzierter betrachtet, weil in dieser ATKIS-Objektart im Original sowohl Wohngebäude und landwirtschaftliche Betriebe im ländlichen Raum als auch innenstädtische verkehrsreiche Flächen gleichermaßen enthalten sind. Da diesen Mischnutzungen jedoch unterschiedliche Belastungspotenziale zukommen, werden sie nach Maßgabe der Bevölkerungsdichte weiter unterschieden. Im Vergleich zur Vorgängerstudie Tetzlaff et al. (2009) sind die P-Konzentrationen im Regenwasserablauf deutlich reduziert. In dem aktuell in Bearbeitung befindlichen Lagebericht „Abwasser“ Nordrhein-Westfalens wird die pauschale P-Konzentration im Trennsystem ebenfalls von 1,0 mg/l auf 0,5 mg/l verringert (persönliche Mitteilung Frau Elbers, LANUV). Die angesetzten P-Konzentrationen der Regenwasserabflüsse aus Trennsystemen sind in Abbildung 3-12 dargestellt.

Tabelle 3-6: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen (Fischer et al. 2000, Stadtentwässerungsbetriebe Köln et al. 2011, LfW 2004, Kasting 2005)

Kategorie	Objektarten-Schlüsselnummern und Objektarten ATKIS DLM25	Konzentration P_{ges} [mg/l]
Wenig belastet	- 41001 Wohnbaufläche - 41006 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte ≤ 100 Einwohner/ km ²	0,25
Mittel belastet	- 41007 Fläche besonderer funktionaler Prägung - 41006 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte > 100 und ≤ 500 Einwohner/ km ²	0,35

Stark belastet	<ul style="list-style-type: none"> - 41002 Industrie und Gewerbe - Verkehr (42009; 42015 Fkt. 5510, 5511, 5512; 53004 Fkt. 1010, 1020, 1030 usw.) - 41006 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte > 500 Einwohner/ km² 	0,5
----------------	--	-----

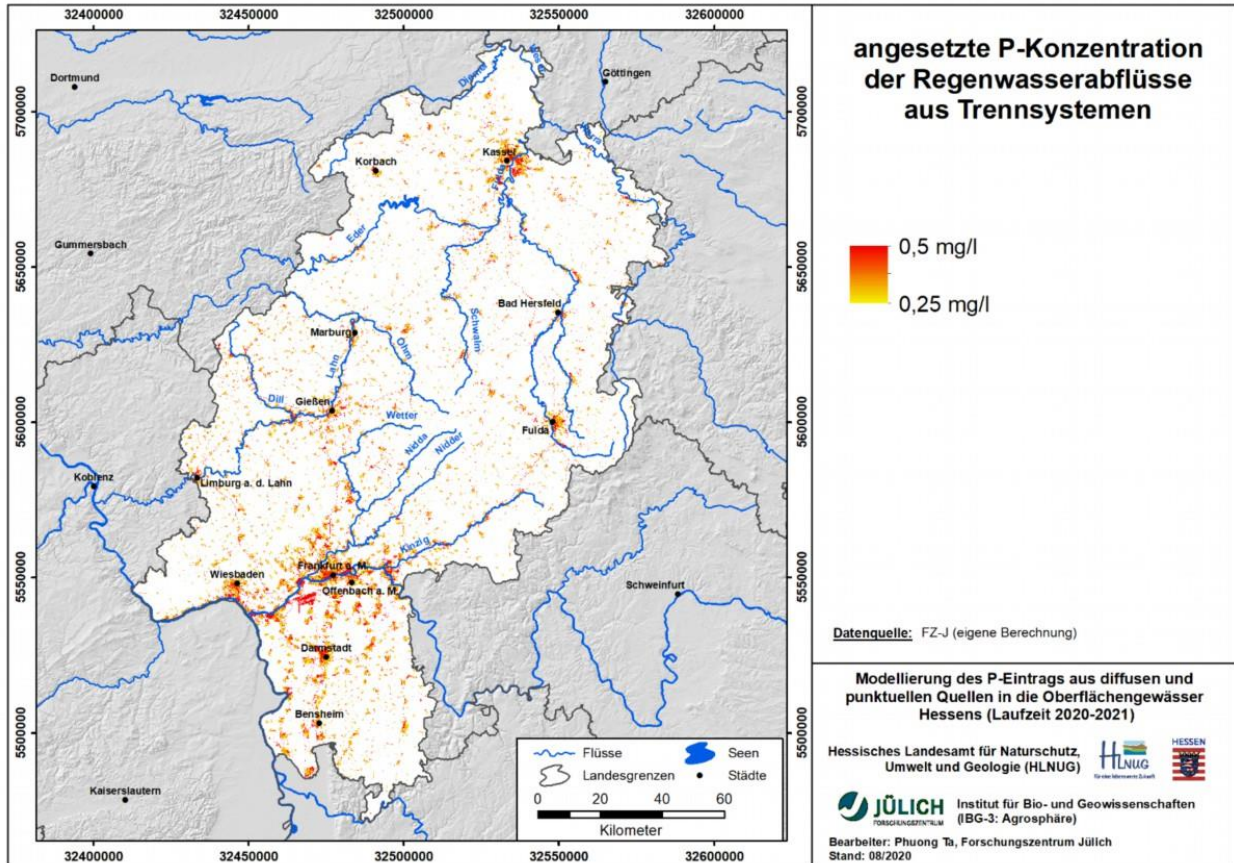


Abbildung 3-12: Angesetzte P-Konzentration der Regenwasserabflüsse aus Trennsystemen

3.12 Aufbereitung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Aufgrund der kurzen Projektlaufzeit war es nicht möglich, den Wasserhaushalt für eine aktuellere Zeitperiode zu modellieren. Daher musste auf die vorhandenen Modellergebnisse für die Zeitperiode 1971-2000 aus der Vorgängerstudie (Tetzlaff et al. 2009) zurückgegriffen werden. Diese GROWA-Modellergebnisse wurden jedoch modifiziert, um für die aktuelle P-Studie eingesetzt werden zu können. Die Änderungen betrafen die Anpassung der Dränabflusshöhe auf die geänderte Gebietskulisse (Kap. 3.1), sowie die Separierung des natürlichen Zwischenabflusses aus dem Direktabfluss auf Basis der in Kapitel 3.3 beschriebenen Gebietskulisse. Die bereits vorliegenden Modellergebnisse zum Gesamtabfluss und zur Grundwasserneubildung haben sich gegenüber der Vorgängerstudie nicht geändert und werden hier nur der Vollständigkeit halber gezeigt (Abbildung 3-13, oben links und rechts). Beschreibungen und Diskussionen dieser beiden Modellergebnisse können Tetzlaff et al. (2009, S. 47 ff.) entnommen werden.

Abbildung 3-13 zeigt unten links das Modellergebnis zur mittleren Zwischenabflusshöhe. Der landesweite Mittelwert der modellierten natürlichen Zwischenabflusshöhe beträgt ca. 18 mm/a. Wenn für die in Abbildung 3-5 gezeigten Standorte Zwischenabfluss modelliert wird, variiert

dieser zwischen weniger als 50 und über 300 mm/a. Niedrigere Zwischenabflüsse bis maximal 200 mm/a treten v.a. auf den stau- und hangnassen Standorten Zentralhessens auf, während höhere Zwischenabflüsse über 200 bzw. 300 mm/a für die Mittelgebirgszüge typisch sind.

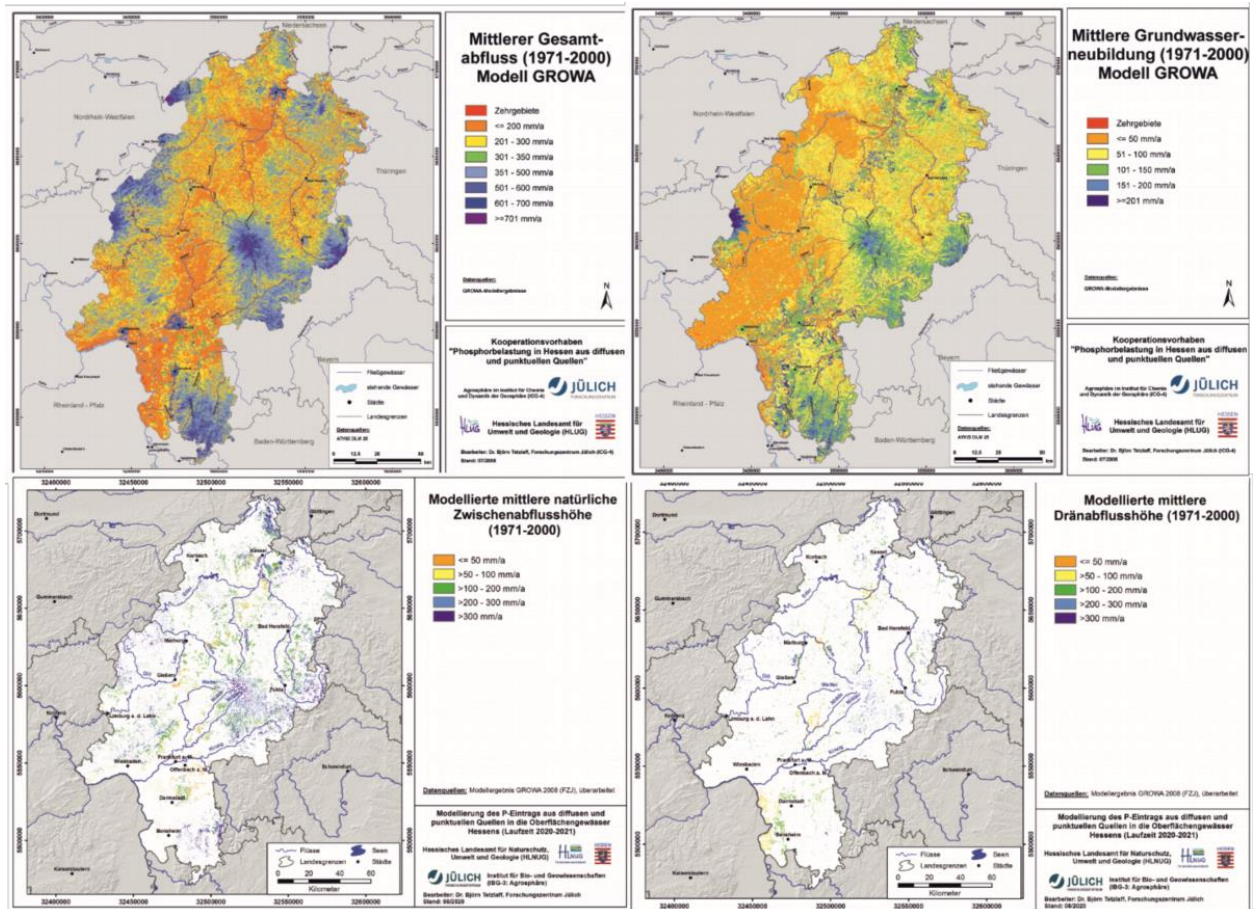


Abbildung 3-13: GROWA-Modellergebnisse zu den Abflusskomponenten Gesamtabfluss, Grundwasserneubildung, Dränabfluss und natürlicher Zwischenabfluss (im Uhrzeigersinn) 1971-2000

Die untere rechte Karte in Abbildung 3-13 zeigt unten rechts das GROWA-Modellergebnis zur mittleren Dränabflusshöhe (1971-2000) auf Basis der gegenüber Tetzlaff et al. (2009) geänderten Gebietskulisse (Kap. 3.1, Abbildung 3 1). Schwerpunkträume sind das Hessische Ried, die Wetterau und die zentralhessische Senke mit mittleren Dränabflüssen von ca. 50 bis 150 mm/a.

Die Modellergebnisse zum Gesamtabfluss und zur Grundwasserneubildung wurden bereits in Tetzlaff et al. (2009) validiert, d.h. mit dem aus täglichen Abflussmessdaten abgeleiteten MQ und dem nach Demuth (1993) abgeleiteten Trockenwetterabfluss verglichen. Die Ergebnisse der Validierung werden an dieser Stelle nochmal zusammengefasst werden.

Für 60 Pegel liegen durchgehende Tagesabfluss-Zeitreihen vor. Die Einzugsgebiete sind in Abbildung 3-14 dargestellt. Die Einzugsgebiete decken alle Naturräume Hessens ab und damit die Heterogenität der Standortbedingungen. Die Einzugsgebietsgrößen variieren zwischen ca. 20 und 7.000 km², wobei kleinere Einzugsgebiete unter 300 km² überwiegen.

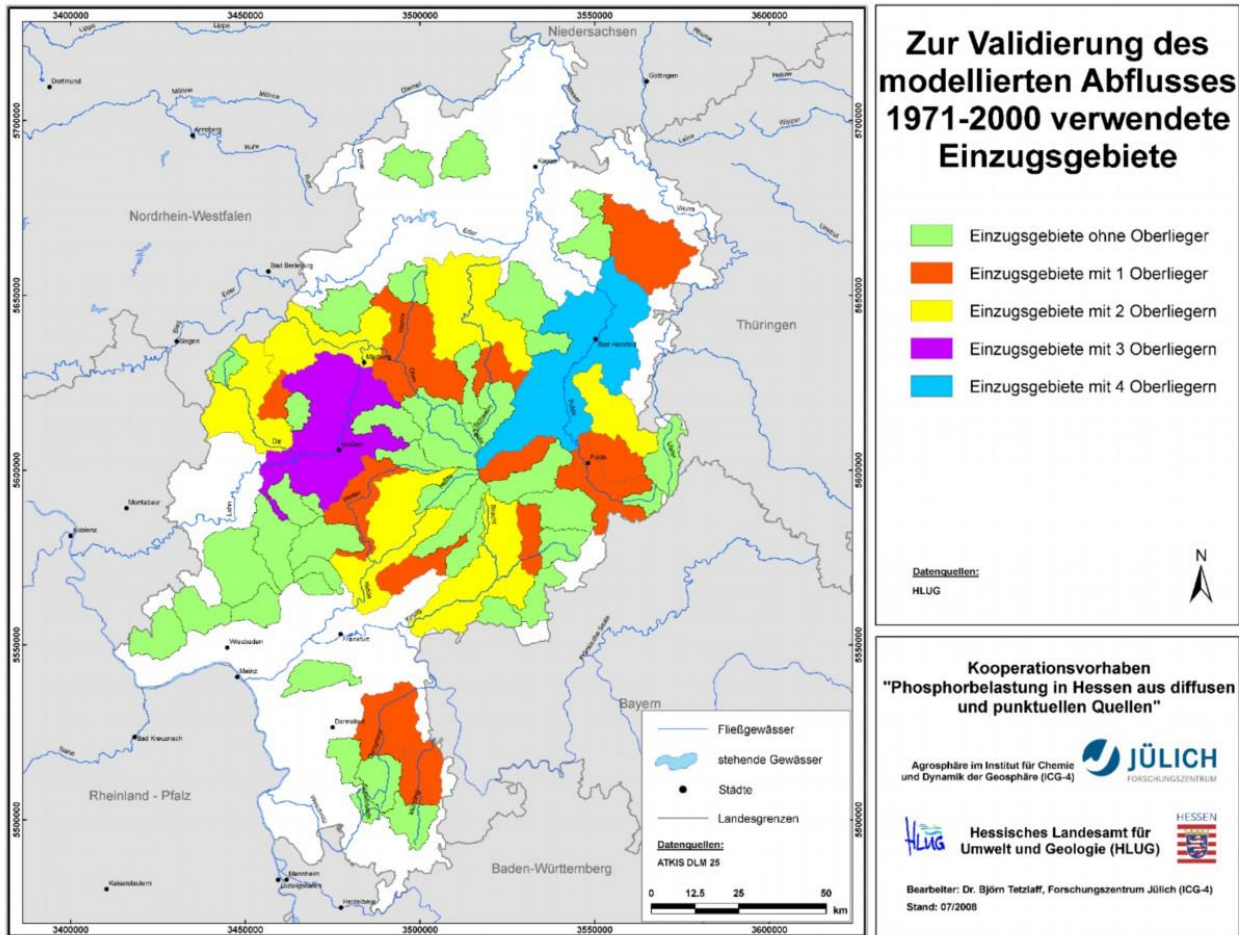


Abbildung 3-14: Einzugsgebiete der zur Validierung verwendeten Abflusspegel

Die Validierung des modellierten Gesamtabflusses gegen den MQ zeigt Abbildung 3-15. Der modellierte Gesamtabfluss zeigt im Mittel der betrachteten Pegel eine leichte Unterschätzung gegenüber dem gemessenen Abfluss von ca. 4 %. Das Bestimmtheitsmaß ist mit 99 % sehr hoch. Der Median der relativen Fehler liegt bei 12 %, sodass von einer guten Übereinstimmung gesprochen werden kann.

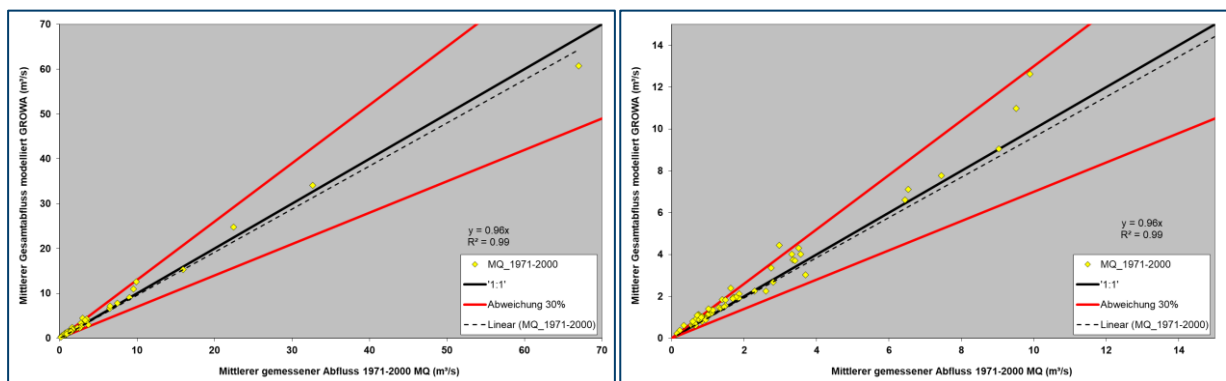


Abbildung 3-15: Ergebnisse der Validierung der modellierten Gesamtabflusshöhe an Pegeldaten MQ (links: alle Pegel, rechts: Ausschnitt bis 15 m³/s)

Abbildung 3-16 zeigt das Ergebnis der Validierung der modellierten Grundwasserneubildungsraten an Trockenwetterabflüssen. Bei ebenfalls hohem

Bestimmtheitsmaß von 98 % besteht eine leichte Überschätzung von ca. 1 % durch das Modell. Der Median der relativen Fehler liegt bei knapp 16 % und damit ca. 4 % höher als beim Gesamtabfluss. Dies liegt an der Zunahme des Modell- und Datenfehlers bei der Grundwasserneubildungsmodellierung mit höherem Datenbedarf im Vergleich zum Gesamtabfluss. Insgesamt kann auch das Validierungsergebnis der Grundwasserneubildungsmodellierung als gut bezeichnet werden.

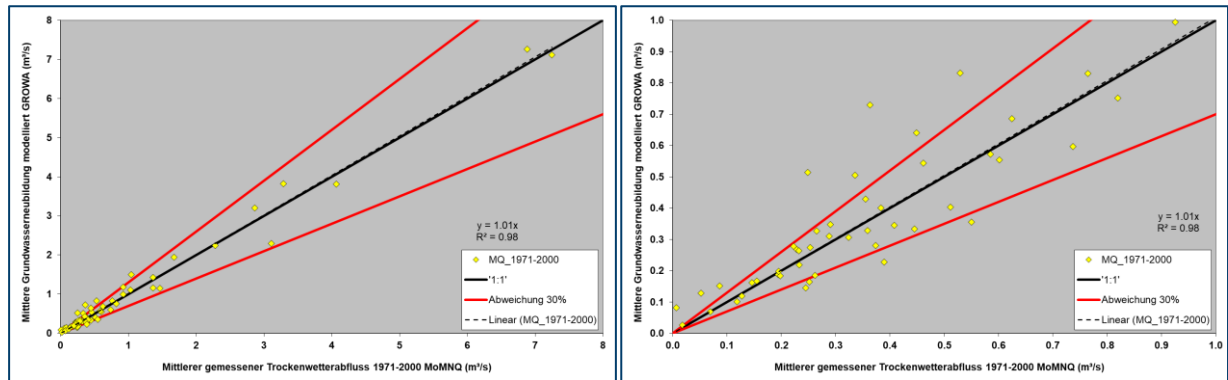


Abbildung 3-16: Ergebnisse der Validierung der modellierten Grundwasserneubildungshöhe an Pegeldaten: Trockenwetterabfluss (links: alle Pegel, rechts: Ausschnitt bis 1 m³/s)

4 Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag

In diesem Kapitel werden zunächst die für die einzelnen elf Eintragspfade modellierten P-Emissionen in die Gewässer separat dargestellt. Daran schließt sich eine Gesamtschau der Einträge für Hessen an. Die Genauigkeit der modellierten mittleren Stoffeinträge wird anhand einer Validierung mit Jahresfrachten überprüft, die aus Messdaten ermittelt wurden.

4.1 Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer

4.1.1 P-Eintrag über Dränagen

Die mittlere modellierte P-Belastung über Dränagen liegt bei 0,08 kg/(ha·a), die mittleren mehrjährigen Einträge über Dränagen summieren sich landesweit auf ca. 6 t/a. Als räumliche Schwerpunkte treten in der Karte des P-Eintrags über Dränagen Teile des Hessischen Rieds und der Oberrheinebene, die Wetterau sowie das Einzugsgebiet der unteren Schwalm als großräumige Belastungsschwerpunkte hervor (Abbildung 4-1). Verantwortlich hierfür sind die intensivere potenzielle Dränbedürftigkeit und der höhere Dränabflüsse über 100 mm/a (Abbildung 3-13). Insgesamt spielt der P-Eintrag über Dränagen in Hessen aufgrund der weiten Verbreitung lehmiger und damit sorptionsstarker Böden eine untergeordnete Rolle.

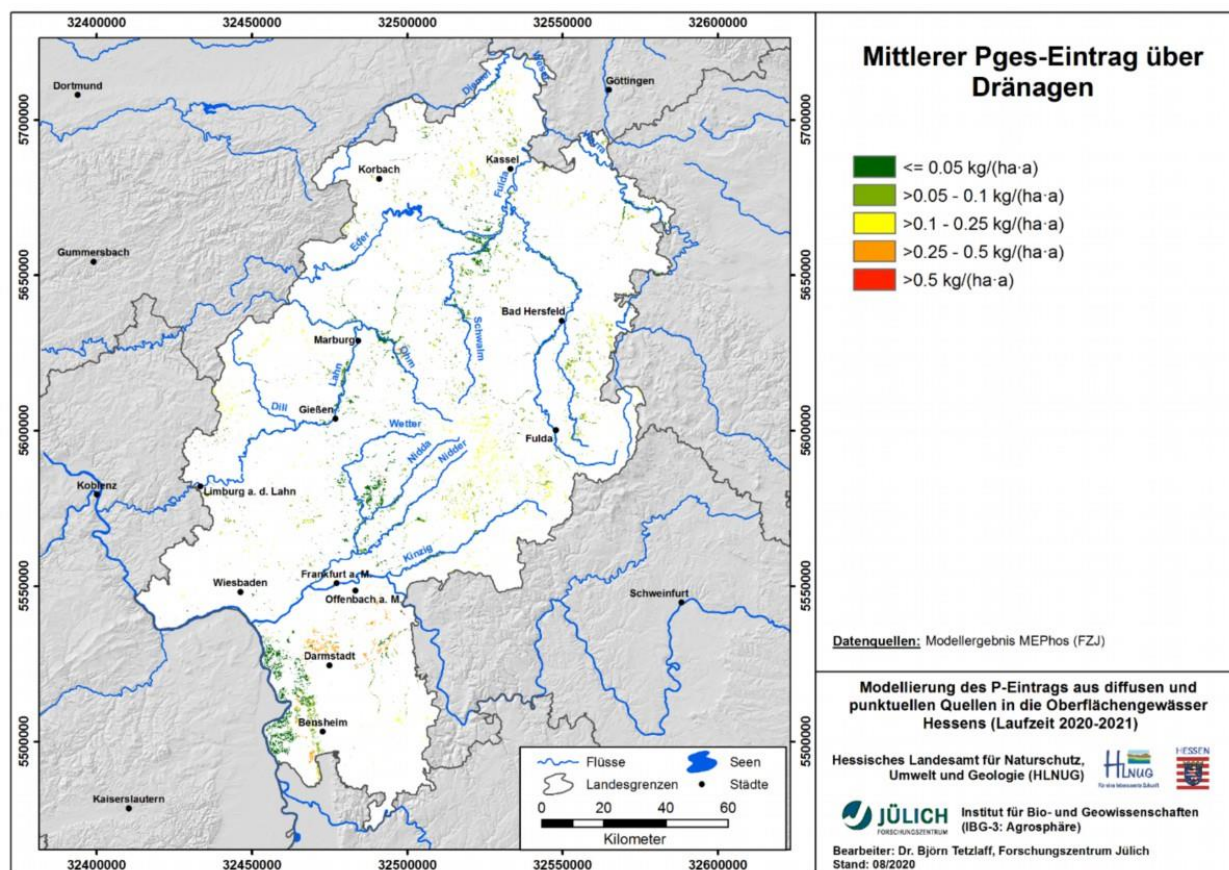


Abbildung 4-1: Modellierte mittlere P-Einträge in die Oberflächengewässer über Drainageabfluss

4.1.2 P-Eintrag über grundwasserbürtigen Abfluss

Abbildung 4-2 zeigt die Modellergebnisse zum mehrjährigen mittleren P-Eintrag über grundwasserbürtigen Abfluss. Die flächenhaften Belastungen durch P aus grundwasserbürtigem Abfluss variieren zwischen <0,05 und >0,5 kg/(ha·a) mit einem Mittelwert von 0,03 kg/(ha·a). Die

mittleren mehrjährigen Einträge über den grundwasserbürtigen Abfluss summieren sich landesweit auf 57 t/a Pges.

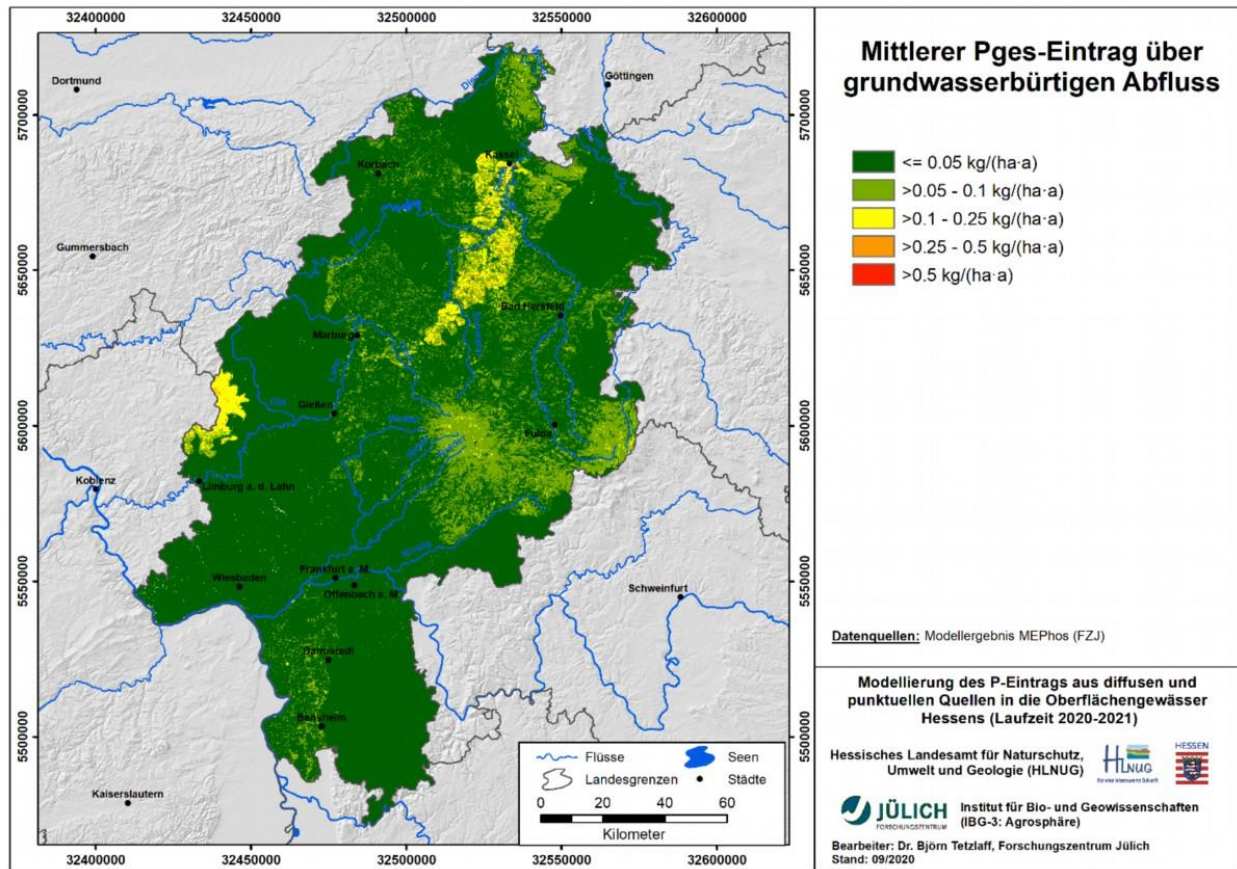


Abbildung 4-2: Modellierter mittlere P-Einträge in die Oberflächengewässer über den grundwasserbürtigen Abfluss

In Abbildung 4-2 wird deutlich, dass überdurchschnittliche P-Einträge in Höhe von $>0,05 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ einerseits auf Regionen mit erhöhter Grundwasserneubildung zurückgehen. Andererseits sind auch höhere P-Konzentrationen im Grundwasser ursächlich, z.B. in den hydrogeologischen Teilräumen Niederhessische Senke, Vogelsberg und Tertiär des Westerwalds (Kap. 3.2). Meist liegen die Grundwasserkonzentrationen im Bereich der geogenen Hintergrundwerte, mit entsprechend niedrigen Frachteinträgen in die Gewässer, die sich jedoch aufgrund ihres ubiquitären Auftretens zu größeren Beträgen summieren.

4.1.3 P-Eintrag über natürlichen Zwischenabfluss

P-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss sind entsprechend dem Auftreten dieser Abflusskomponente auf den reliefierten, nicht dränierten Teil Hessens beschränkt. Im Gegensatz zu Dränagen als künstlichem Zwischenabfluss kann natürlicher Zwischenabfluss auch unter Wald auftreten, was in Hessen schwerpunktmäßig der Fall ist (Abbildung 4-3). Die Einträge variieren zwischen ca. $0,01$ und $1,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ bei einem Mittelwert von $0,09 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Aufgrund der räumlich nur gering variierenden Pges-Konzentration im Zwischenabfluss sind überdurchschnittliche P-Einträge im Lahn-Dill-Bergland, am Vogelsberg und nördlich von Kassel auf höhere Zwischenabflüsse von über $200 \text{ mm}/\text{a}$ zurückzuführen (Abbildung 3-13). Die mittleren mehrjährigen Einträge über natürlichen Zwischenabfluss summieren sich landesweit auf 15 t/a Pges.

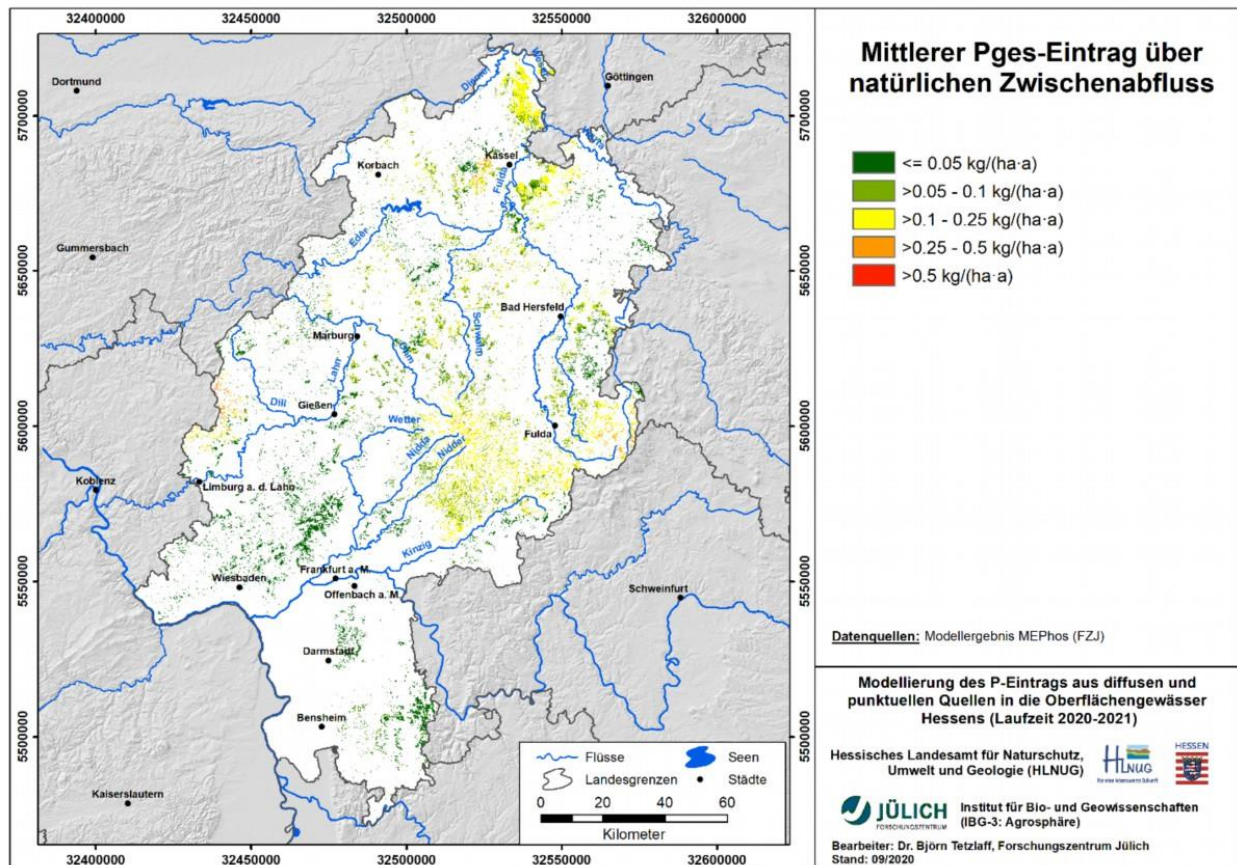


Abbildung 4-3: Modellierte mittlere P-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

4.1.4 P-Eintrag über Wassererosion

In Kapitel 3.4 wurde die Methodik zur Modellierung des mittleren P-Eintrags über Wassererosion bereits dargelegt. Abbildung 3-6 zeigt die Höhe der Bodenabtragsgefahr, wie sie im Hessischen Erosionsatlas 2018 dargestellt wird. Um beurteilen zu können, welcher Anteil des flächenhaften Bodenabtrags auch tatsächlich in die Fließgewässer übertritt, muss das Sedimenteintragsverhältnis bestimmt werden. Nach der in Kapitel 3.4 beschriebenen Methode ergibt sich für Hessen ein Sedimenteintragsverhältnis von ca. 9 %, d.h., dass fast ein Zehntel des mittleren jährlichen Bodenabtrags als Sediment in die Oberflächengewässer gelangen kann. Wie Tabelle 4-1 zeigt, bewegt sich das mittlere Sedimenteintragsverhältnis für Hessen am unteren Rand der Spanne, die verschiedene Autoren für vergleichbare Studien veröffentlicht haben und deckt sich mit dem Ergebnis, das Pecoroni (2013) für Hessen ermittelt hat.

Aus Abbildung 4-4 geht der mittlere jährliche P-Eintrag über Erosion in die Oberflächengewässer Hessens hervor, der sich nach Ermittlung des Sedimenteintrags und der Verwendung der P-Gehalte im Oberboden sowie des Anreicherungsfaktors ergibt (Kap. 3.4). Der Mittelwert des P-Eintrags über Wassererosion beträgt etwa 1,8 kg/(ha·a). Die mittleren mehrjährigen Einträge über Wassererosion summieren sich landesweit auf 211 t/a. Die Einträge variieren zwischen ca. <2 und >10 kg/(ha·a). Damit stellt die Bodenerosion in Hessen den wichtigsten diffusen und zugleich den wichtigsten landwirtschaftlichen Pfad für Einträge von Pges dar. Schwerpunkträume sind wie bereits in der Karte der Bodenabtragsgefahr (Abbildung 3-6) Rheingau, Odenwald, Wetterau sowie Nordhessen.

Tabelle 4-1: Literaturwerte zum Sedimenteintragsverhältnis in Mitteleuropa

Sedimenteintragsverhältnis [%]	Landschaft	Quelle
19	Einzugsgebiet der Urfttalsperre	Tetzlaff et al. (2009)
8	„alte“ Bundesländer	Werner et al. (1991)
30	Bodensee-Einzugsgebiet	Prasuhn et al. (1996)
20	Kanton Bern	Prasuhn u. Braun (1994)
10 - 20	Berner Mittelland	Mosimann et al. (1991)
12	Kraichbach-Einzugsgebiet	Butz (2005)
28	Teilgebiet des südniedersächsischen Berg- und Hügellands	Duttmann (1999)
3 - 29	Einzugsgebiete von Ems und Teilen des Rheins	Tetzlaff (2006)
6	Sachsen-Anhalt	LHW u. LAGB Sachsen-Anhalt
9	Hessen	Pecoroni (2013)

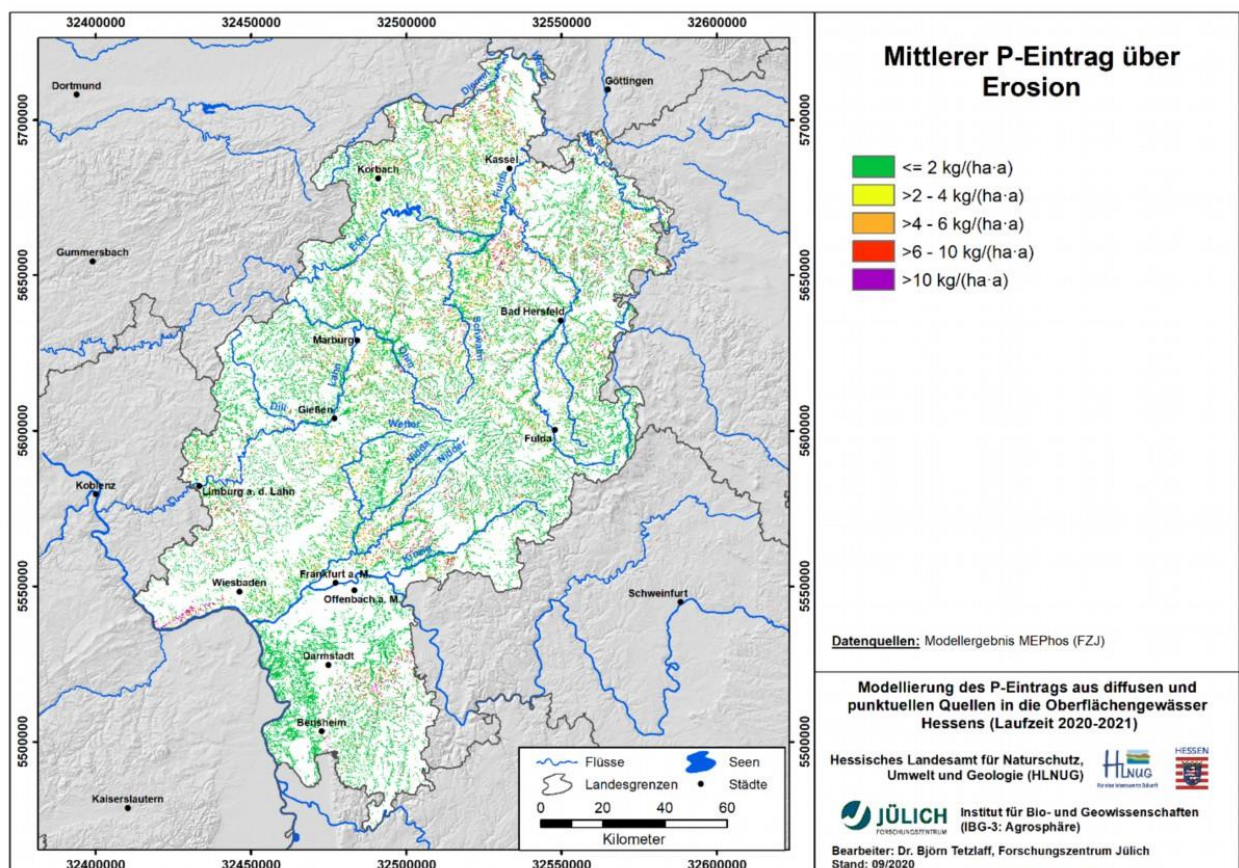


Abbildung 4-4: Modellierte mittlere P-Einträge in die Oberflächengewässer über Wassererosion

4.1.5 P-Eintrag über Abschwemmung

Die Modellergebnisse zum mehrjährigen mittleren Pges-Eintrag über Abschwemmung betragen in Summe für Hessen ca. 20 t/a. Die Einträge variieren zwischen ca. 0,1 und 1 kg/(ha·a). Hohe Einträge resultieren v.a. aus höheren Oberflächenabflüssen, sodass niederschlagsreiche Bergländer wie Lahn-Dill-Bergland, Odenwald und Vogelsberg zu den Schwerpunkträumen des P-Eintrags über Abschwemmung zählen (Abbildung 4-5).

Auch für die Abschwemmung wurden analog der Ableitung der Erosion nur die an Gewässer angebundnen landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt, von denen Stoffeinträge ausgehen können.

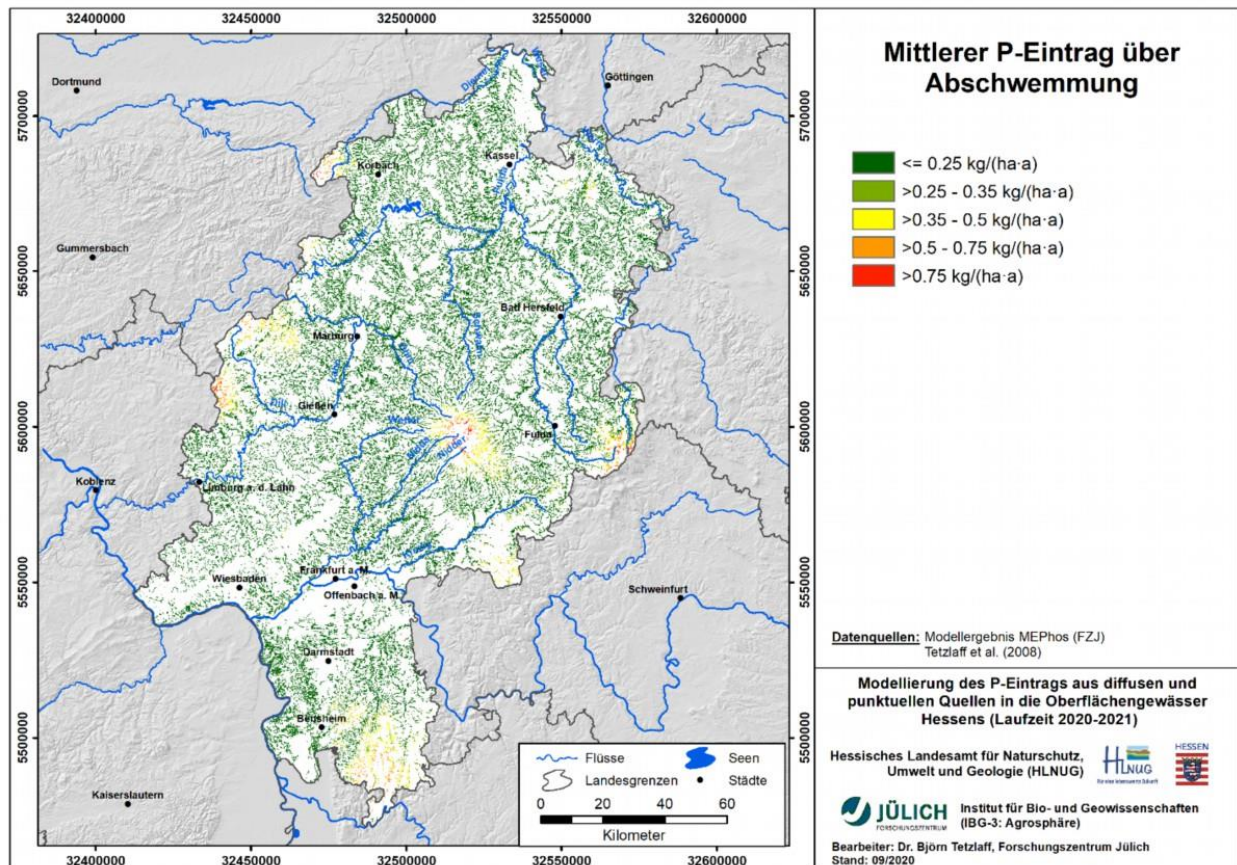


Abbildung 4-5: Karte der modellierten mittleren P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

4.1.6 P-Eintrag über atmosphärische Deposition auf Wasserflächen

Nach der in Kapitel 3.6 beschriebenen Vorgehensweise ergibt sich ein Pges-Eintrag von ca. 18 t/a. Die atmosphärische Deposition auf Böden wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet, da diese Stoffmengen im Oberboden weitestgehend fixiert werden, z.B. durch Sorption. Mitentscheidend für den P-Eintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

4.2 Phosphoreinträge aus Punktquellen in die Oberflächengewässer

4.2.1 P-Eintrag aus kommunalen Kläranlagen

Abbildung 4-6 stellt die Zahl der P-Einleitstellen sowie den P-Eintrag in die Oberflächengewässer Hessens über kommunale Kläranlagen nach der Füllung von Fehlwerten dar. Insgesamt ist zu entnehmen, dass es, dank umfangreicher baulicher und verfahrenstechnischer Maßnahmen, die in den letzten Jahren stattgefunden haben, zu wesentlichen Verbesserungen der Reinigungsleistung und somit zu sinkenden Jahresablauffrachten, besonders ab dem Jahr 2013, gekommen ist. So beträgt der P-Eintrag durch kommunale Kläranlagen Hessens im Jahr 2019 nur noch ca. ein Drittel des P-Eintrags im Jahr 2001.

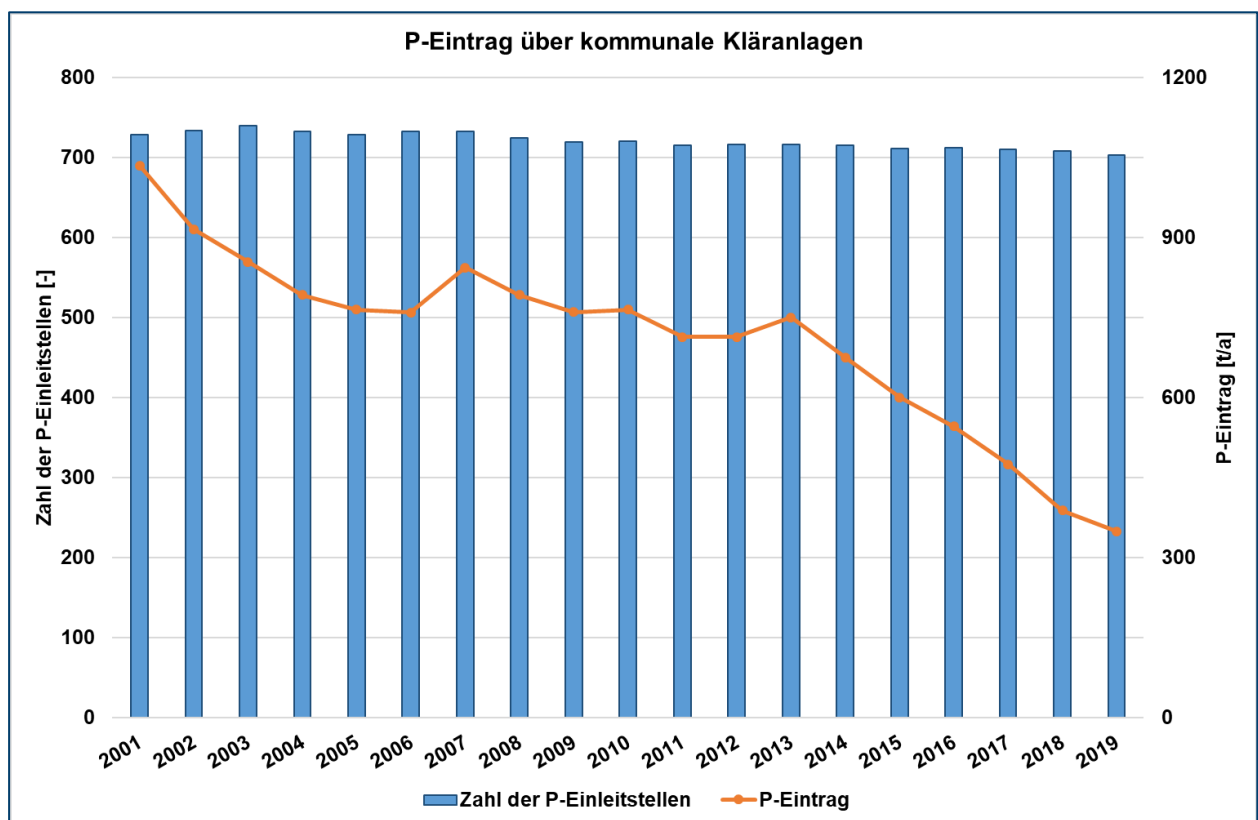


Abbildung 4-6: Entwicklung des P-Eintrags in die Oberflächengewässer Hessens über kommunale Kläranlagen 2001-2019

Für die Modellierung wurden die aktuellsten P-Emissionen aus Kläranlagen herangezogen. Diese beziehen sich auf das Bezugsjahr 2019, in dem 346 t/a Pges aus 662 kommunalen Kläranlagen eingeleitet wurden. Abbildung 4-7 zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus Kläranlagen mit mittleren Emissionen von unter 1 t/a stammt, die für ländliche Gebiete typisch sind. Kläranlagen mit höheren Emissionen beschränken sich vor allem auf größere Städte und liegen an Gewässern mit größerem Durchfluss. So befinden sich bspw. Kläranlagen mit P-Emissionen über 2,5 t/a im Umfeld von Wiesbaden, Gießen, Kassel, Frankfurt bzw. an der Lahn, der Fulda, dem Main sowie dem Rhein.

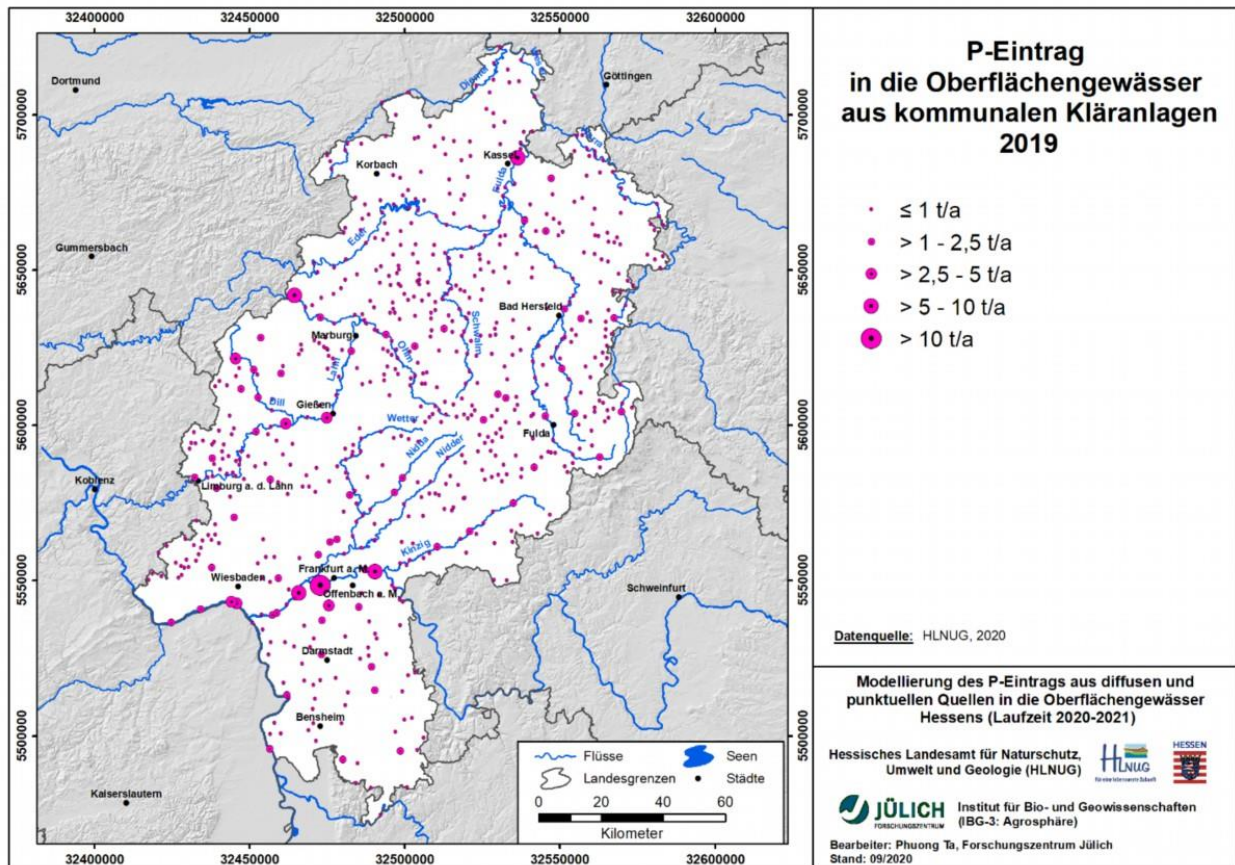


Abbildung 4-7: P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus kommunalen Kläranlagen 2019

4.2.2 P-Eintrag aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Industriell-gewerbliche P-Einleitungen sind Abbildung 4-8 zu entnehmen, die die räumliche Verteilung der Anlagen und die mittlere Höhe des Eintrags zeigt. Für den Zeitraum 2016-2019 emittieren 64 Direkteinleiter in Summe 26 t/a pro Jahr in die Oberflächengewässer Hessens. Die anlagenspezifischen P-Einträge variieren zwischen <0,01 und 11 t/a, im Mittel pro Anlage liegen sie bei etwa 0,4 t/a. Damit ist dieser Eintragspfad in Hessen von untergeordneter Bedeutung. Industriezweige, in denen P-haltige Abwässer in größerer Menge anfallen, sind v.a. Chemie, Papier und Nahrungsmittel.

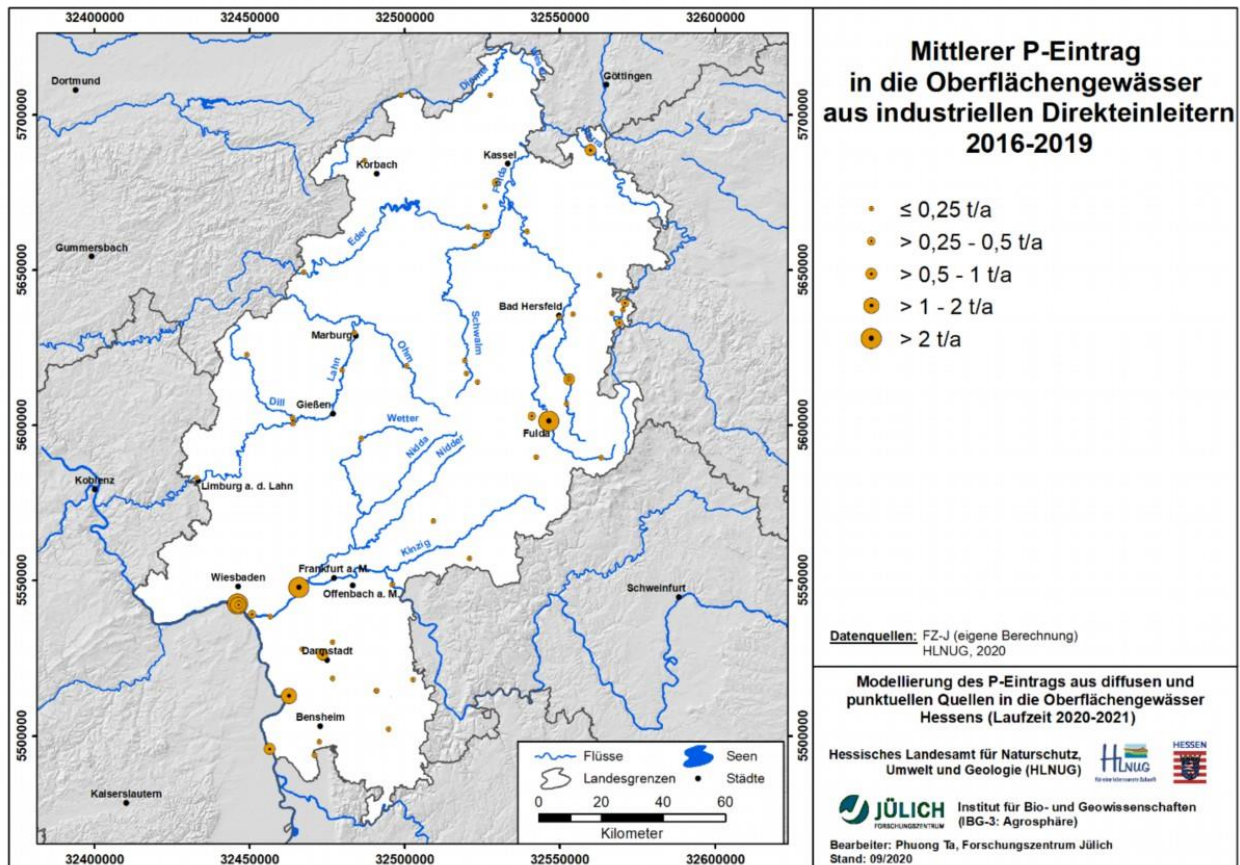


Abbildung 4-8: Mittlerer P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus industriellen Direkteinleitern 2016-2019

4.2.3 P-Eintrag aus Kleinkläranlagen

Die Ergebnisse der Berechnung von P-Einträgen durch Kleinkläranlagen werden in Abbildung 4-9 dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass 78 von den 2.994 Kleinkläranlagen über keine Koordinaten verfügen, sodass ihre Einträge räumlich nicht zuzuordnen sind und nach Absprache mit dem HLNUG vernachlässigt werden. Darüber hinaus werden für 149 Anlagen Koordinaten zum Standort der Anlagen verwendet, da keine Koordinaten der Einleitstellen vorliegen. Nach Abstimmung mit dem HLNUG werden Kleinkläranlagen ohne Angabe zur Einleitungsart wie eine Einleitung in die Oberflächengewässer behandelt. Insgesamt ergibt sich ein landesweiter Eintrag von P_{ges} in Höhe von 4 t/a, d.h. der Pfad Kleinkläranlagen spielt in Hessen ebenfalls eine untergeordnete Rolle. Die Höhe der P-Belastung pro Einleitstelle hängt stark von der Zahl der angeschlossenen Einwohner ab und reicht von <1 kg/a bis 20 kg/a und beträgt im Mittel über alle Einleitstellen 2 kg/a. Höhere Einträge über 5 kg/a treten in allen Landesteilen auf (Abbildung 4-9).

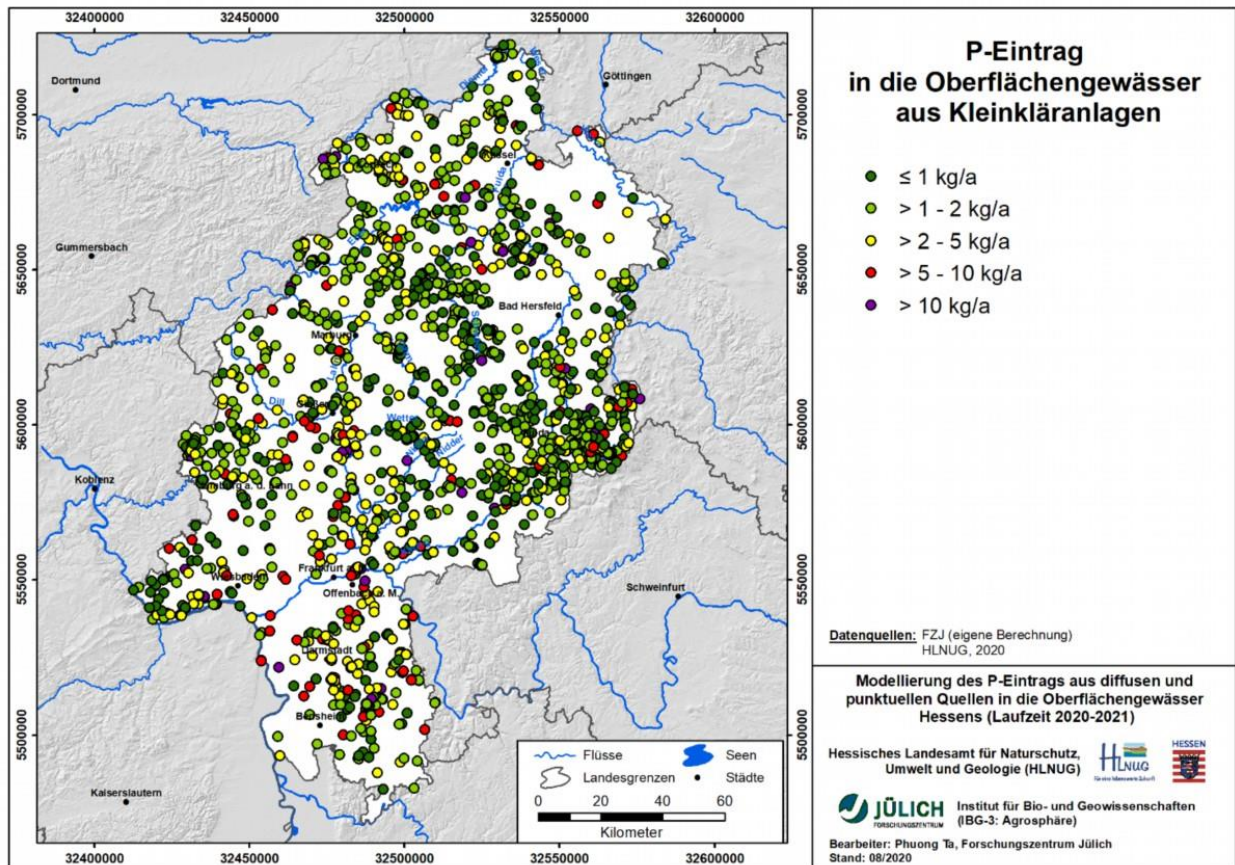


Abbildung 4-9: Mittlerer P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen

4.2.4 P-Eintrag aus Mischwasserentlastung

Abbildung 4-10 zeigt die Modellergebnisse des mittleren P-Eintrags über Mischwasserentlastungen auf Basis der in Kapitel 3.10 dargestellten Vorgehensweise. Aus insgesamt 5.889 georeferenzierbaren Sonderbauwerken mit Mischwasserentlastungen wird eine Gesamtsumme von ca. 194 t Pges/a in die Oberflächengewässer Hessens eingeleitet. Wie in Abbildung 4-10 ersichtlich, sind es überwiegend Einleitstellen mit weniger als 50 kg/a. Überdurchschnittliche P-Einträge finden sich aufgrund hoher Versiegelungsflächen-Anteile im Bereich der Großstädte Frankfurt, Darmstadt, Wiesbaden und Kassel.

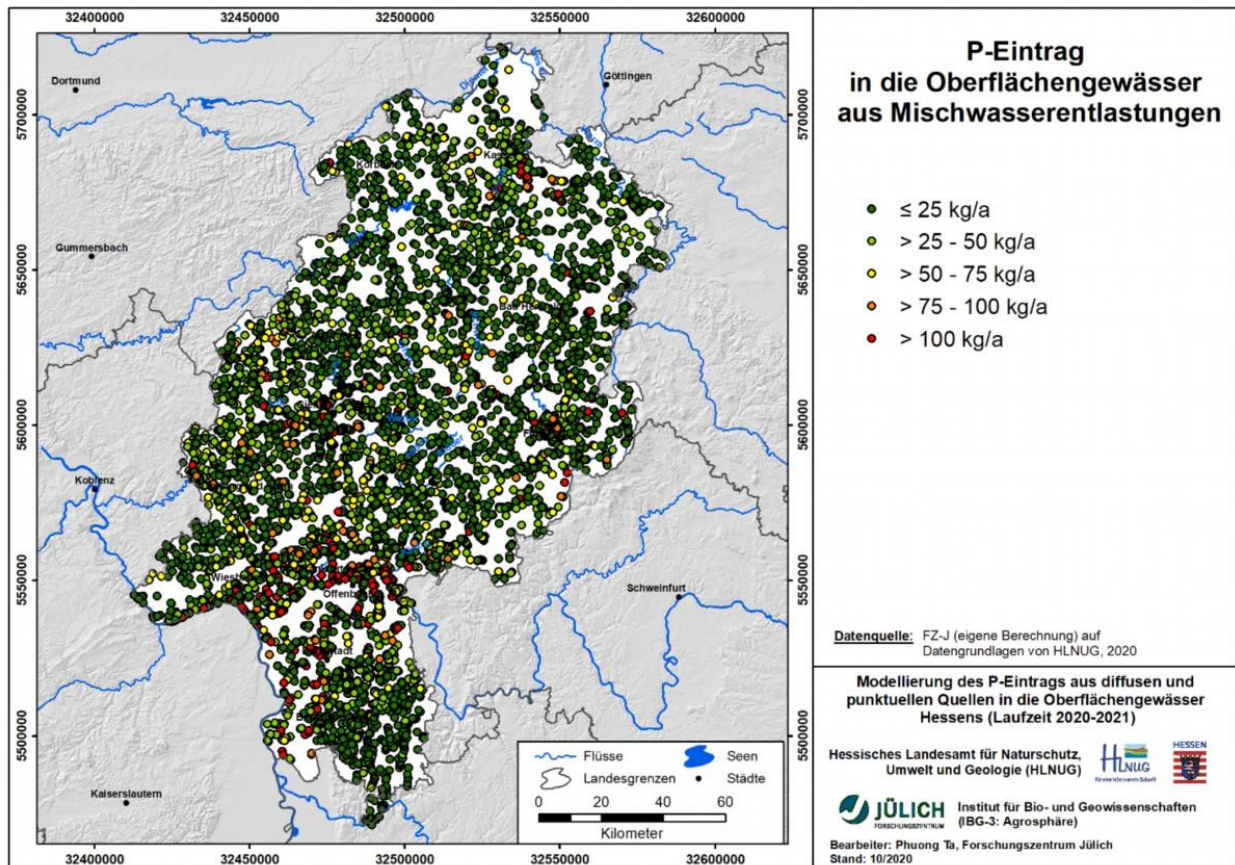


Abbildung 4-10: P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Mischwasserentlastungen

Um die Modellergebnisse zu plausibilisieren, wurden über das HLNUG vier Schmutzfrachtberechnungen mit dem Modell SMUSI zur Verfügung gestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Eingangsdaten, betrachteten Zeiträume sowie Methoden sind Unterschiede festzustellen, jedoch stimmen die Gesamtsummen der entlasteten P-Frachten in den Kläranlagen-Einzugsgebieten gut überein. Im Landesmaßstab ist die hier mit MEPhos erreichte Genauigkeit trotz eines relativ einfachen Berechnungsansatzes als gut bis befriedigend zu bezeichnen, jedoch soll die dargestellte Herangehensweise nicht die hydrologische bzw. hydraulische Modellierung, wie etwa in SMUSI implementiert, ersetzen.

Um die Unsicherheit der bauwerksscharfen Abschätzung der P-Entlastungsmengen zu mindern, werden die bauwerksscharfen Ergebnisse nach Gemarkungen räumlich aggregiert und auf die urbanen versiegelten Pixel bezogen. Das Ergebnis ist Gegenstand von Abbildung 4-11. Es wird deutlich, dass die Belastungsschwerpunkte in den Großräumen betont werden, wobei flächenspezifisch P-Einträge von weniger als 2 kg/(ha·a) dominieren. Unterschiede, z.B. zwischen dem Großraum Frankfurt und dem Taunus, resultieren v.a. aus räumlich variierenden Anteilen des Mischsystems an der Gesamtkanalisation (Abbildung 3-11).

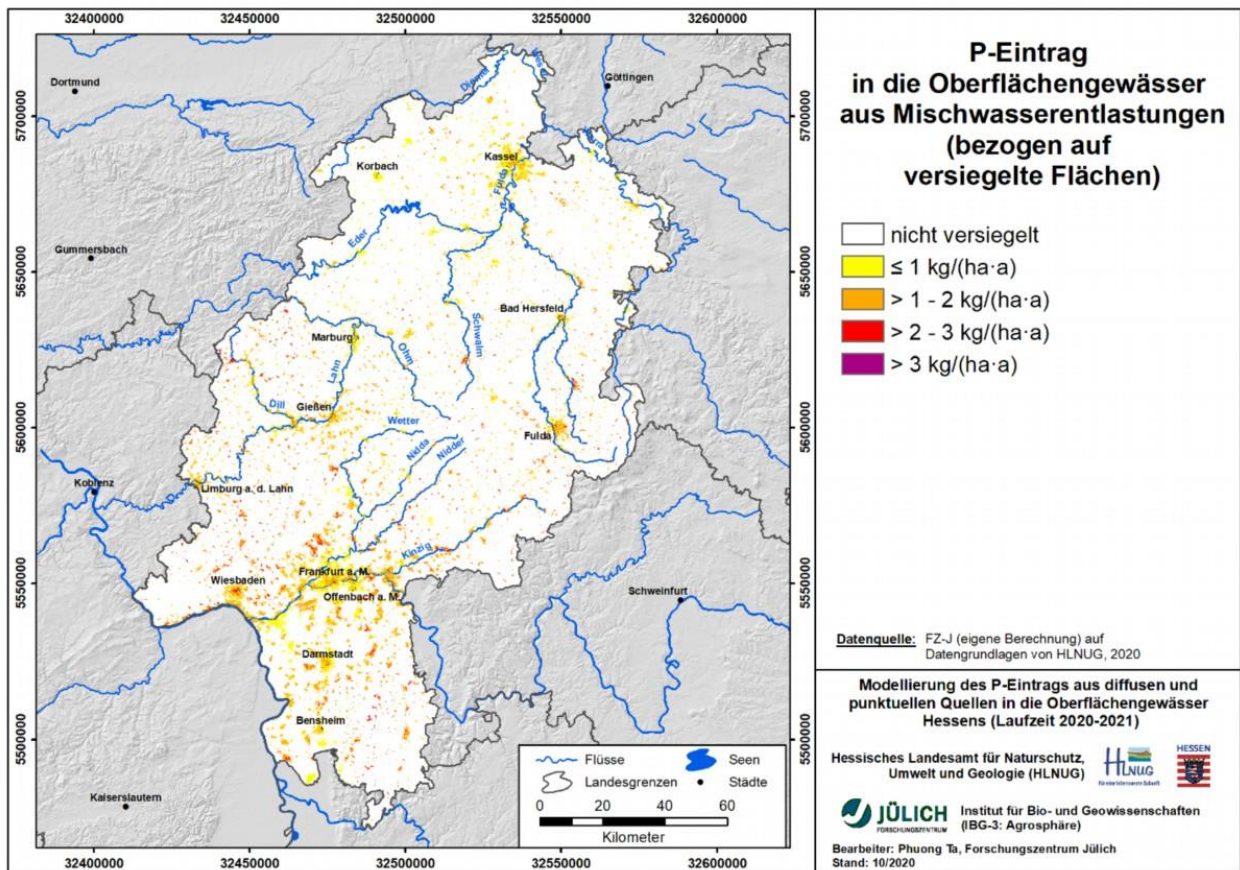


Abbildung 4-11: P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Mischwasserentlastungen (bezogen auf die urbanen Flächen)

4.2.5 P-Eintrag aus Regenwasserkanälen im Trennsystem

Die für die Gemarkungen aggregierten Ergebnisse des mehrjährigen mittleren P-Eintrags über Trennkanalisationssysteme sind in Abbildung 4-12 zu sehen. Hessenweit beträgt die Summe etwa 49 t P/a. Räumliche Schwerpunkte sind u.a. Großstädte wie Frankfurt, Darmstadt, Kassel usw. Die im Vergleich zur Vorgängerstudie (98 t/a, Tetzlaff et al. 2009) verringerte Gesamtsumme ist v.a. auf die Reduzierung der angesetzten P-Konzentration des Regenwasserablaufs zurückzuführen (Kap. 3.11). Die ermittelte Gesamtsumme sowie das Verhältnis des P-Eintrags aus Regenwasserkanälen im Trennsystem zu denen über Mischwasserentlastung wurden von den Experten des Regierungspräsidiums Gießen als plausibel erachtet.

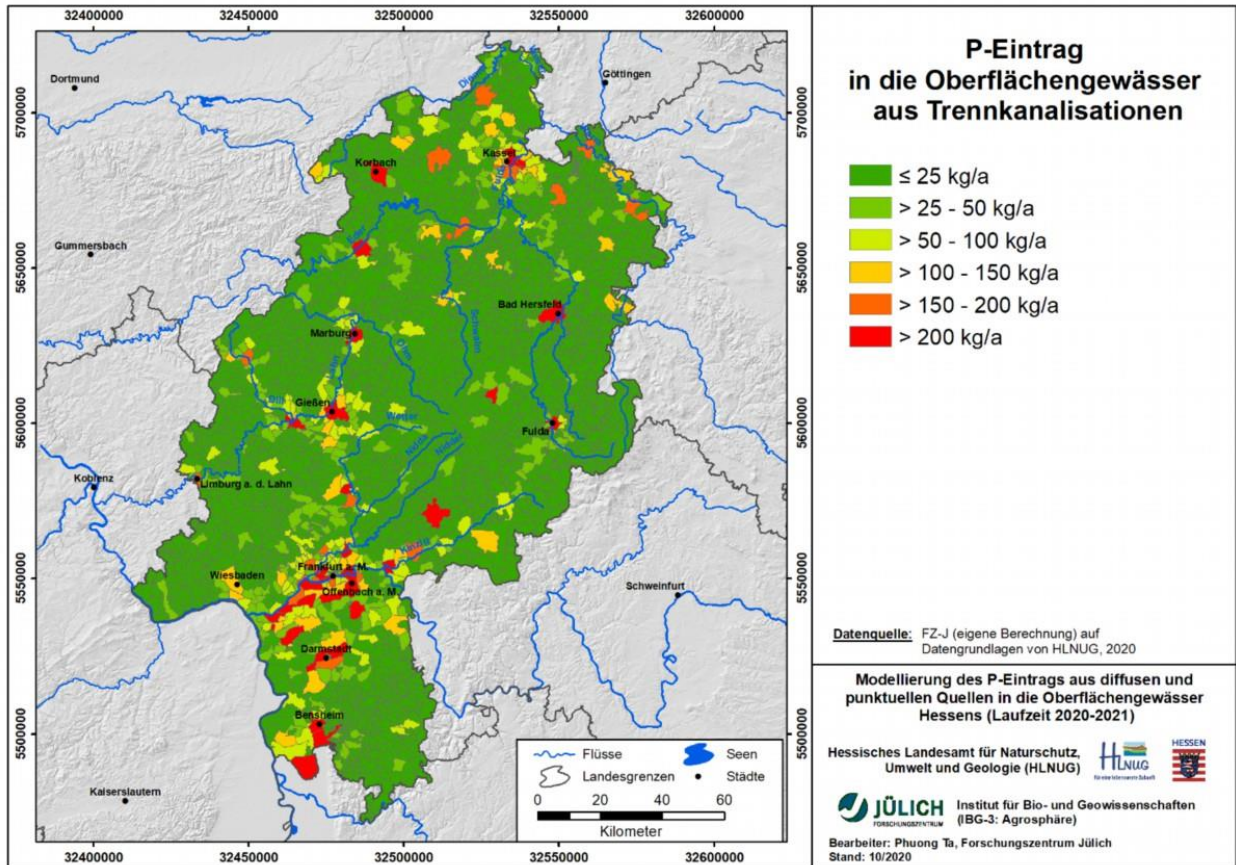


Abbildung 4-12: P-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Trennkanalisationen

4.3 Gesamteinträge von Phosphor in die Oberflächengewässer

In den vorherigen Kapiteln 4.1 und 4.2 wurden die Ergebnisse zum mittleren jährlichen P-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Einzel-Ergebnisse werden nun zu einem Gesamtbild zusammengefasst. In Summe werden für Hessen Gesamteinträge von 946 t/a Pges modelliert. Abbildung 4-13 zeigt die Verteilung auf die einzelnen elf Eintragspfade in absoluten Zahlen, Abbildung 4-14 in Prozentangaben. Mit 37 % oder 346 t/a stellen die kommunalen Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen Bodenerosion (22 % oder 211 t/a), Mischwasserentlastung (21 % oder 194 t/a), Grundwasser (6 % oder 57 t/a) sowie Regenwasserkanäle im Trennsystem (5 % oder 49 t/a). Über die restlichen sechs Eintragspfade gelangen ca. 9 % oder 89 t/a in die Oberflächengewässer Hessens.

Bei einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 34 zu 66 % liegt der Schwerpunkt der P-Einträge landesweit sehr stark auf den punktuellen Quellen. Ursächlich dafür sind v.a. die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und Mischwasserentlastung, ungeachtet der bisherigen Erfolge bei der P-Elimination bei der Abwasserbeseitigung.

Die MEPhos-Modellergebnisse lassen sich auch sektoral auswerten, d.h., die Anteile der einzelnen Eintragspfade an der Gesamtemission können einzelnen Verursachergruppen zugeordnet werden. Derart aufgeschlüsselt entfallen 63 % der Pges-Einträge auf die Siedlungswasserwirtschaft, 3 % auf Industrie, 24 % auf die Landwirtschaft und ca. 10 % sind diversen Quellen zuzuordnen. Zur Landwirtschaft werden in diesem Zusammenhang P-Einträge über die Pfade Abschwemmung, Dränagen und Erosion gezählt, d.h. Einträge, die ohne landwirtschaftliche Aktivität nicht aufträten. Zu den diversen Quellen werden Einträge gezählt, die entweder geogen sind, z.B. Grundwasser, oder deren Verursacher nicht eindeutig festgestellt werden kann, z.B. atmosphärische Deposition.

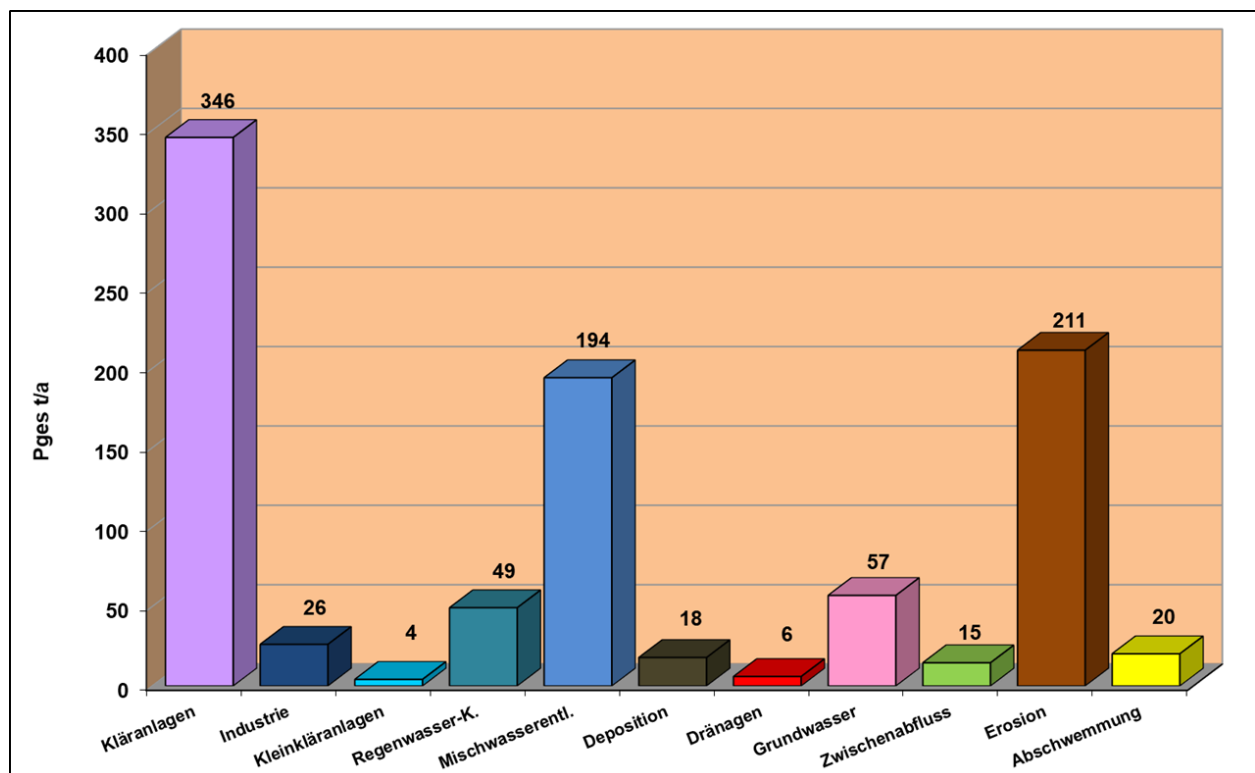


Abbildung 4-13: Pges-Einträge nach Eintragspfaden absolut

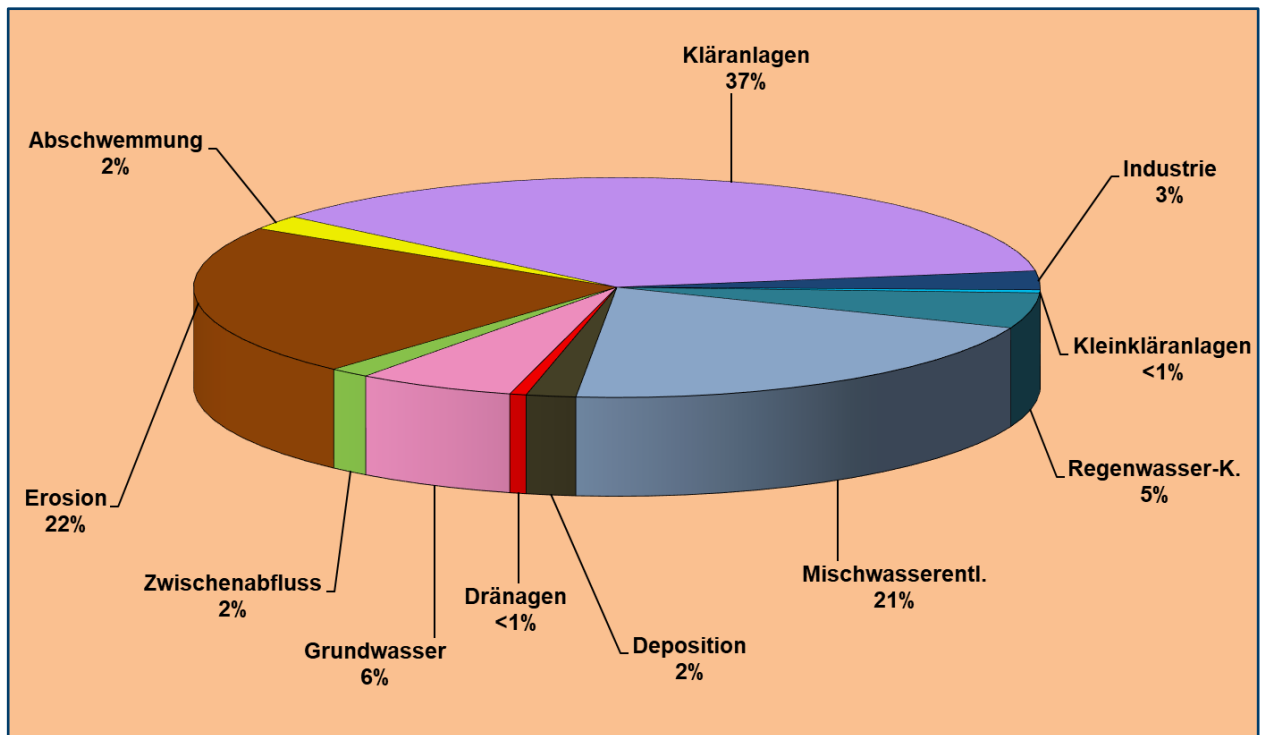


Abbildung 4-14: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am Pges-Gesamteintrag

Um festzustellen, ob die beschriebene Bedeutung der einzelnen Eintragspfade nicht nur für den Gesamteintrag des gesamten Bundeslands Hessen, sondern auch für Teilgebiete repräsentativ ist, wurden die Anteile der Pfade für die Einzugsgebiete der zur Validierung verwendbaren 98 Gütemessstellen und Gütemessstationen ermittelt. Das Ergebnis ist in den nachfolgenden Abbildungen zu sehen (Abbildung 4-15 bis Abbildung 4-17). Es wird deutlich, dass sich je nach betrachtetem Einzugsgebiet und Naturraum, in dem dieses Gebiet liegt, die Relevanz der Pfade deutlich verändern kann. So spielen P-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss in einigen Einzugsgebieten in Relation zur Abschwemmung eine deutlich größere Rolle als im Landesdurchschnitt. Relative Anteile der Einträge über Kläranlagen und Mischwasserentlastung können bei den mittleren und kleinen Einzugsgebieten ebenfalls deutlich von den Landesmittelwerten (Abbildung 4-14) abweichen.

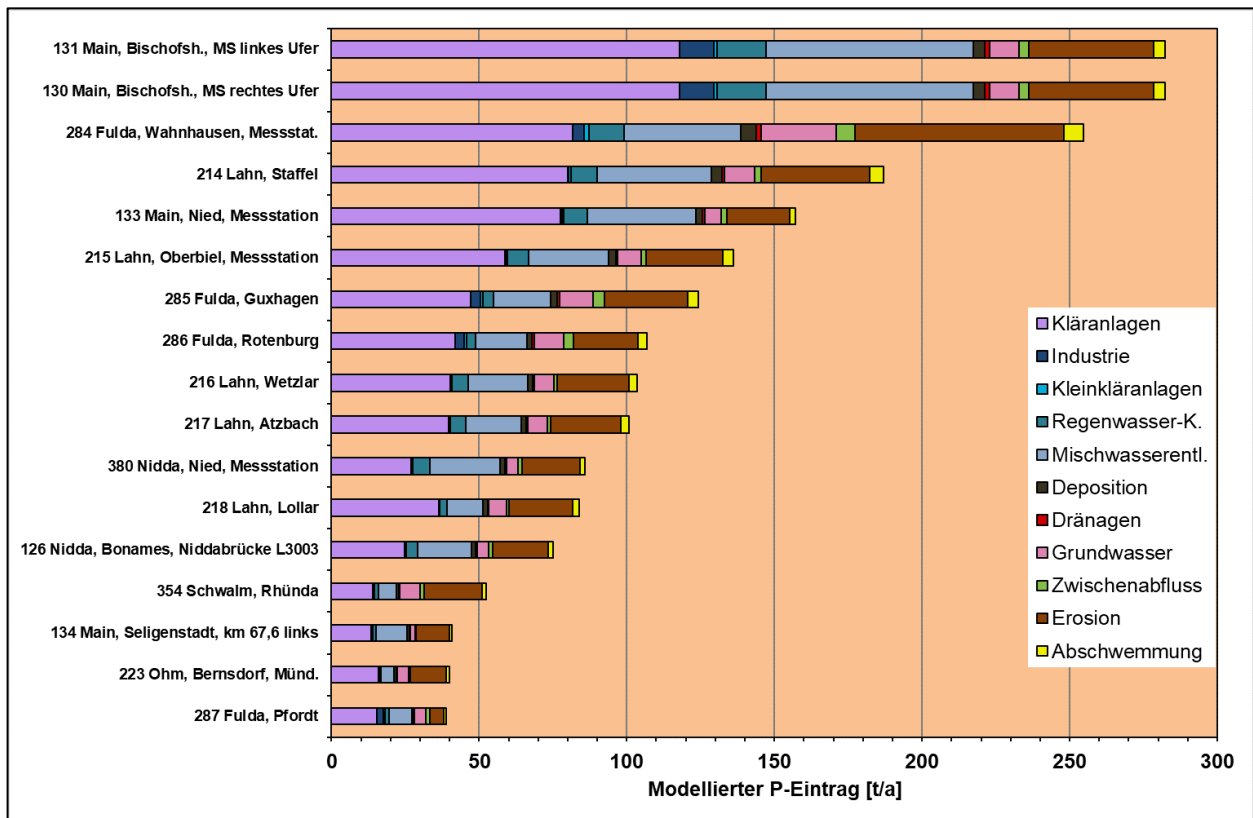


Abbildung 4-15: Absolute Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag nach Flusseinzugsgebieten (Fracht über ca. 35 t/a)

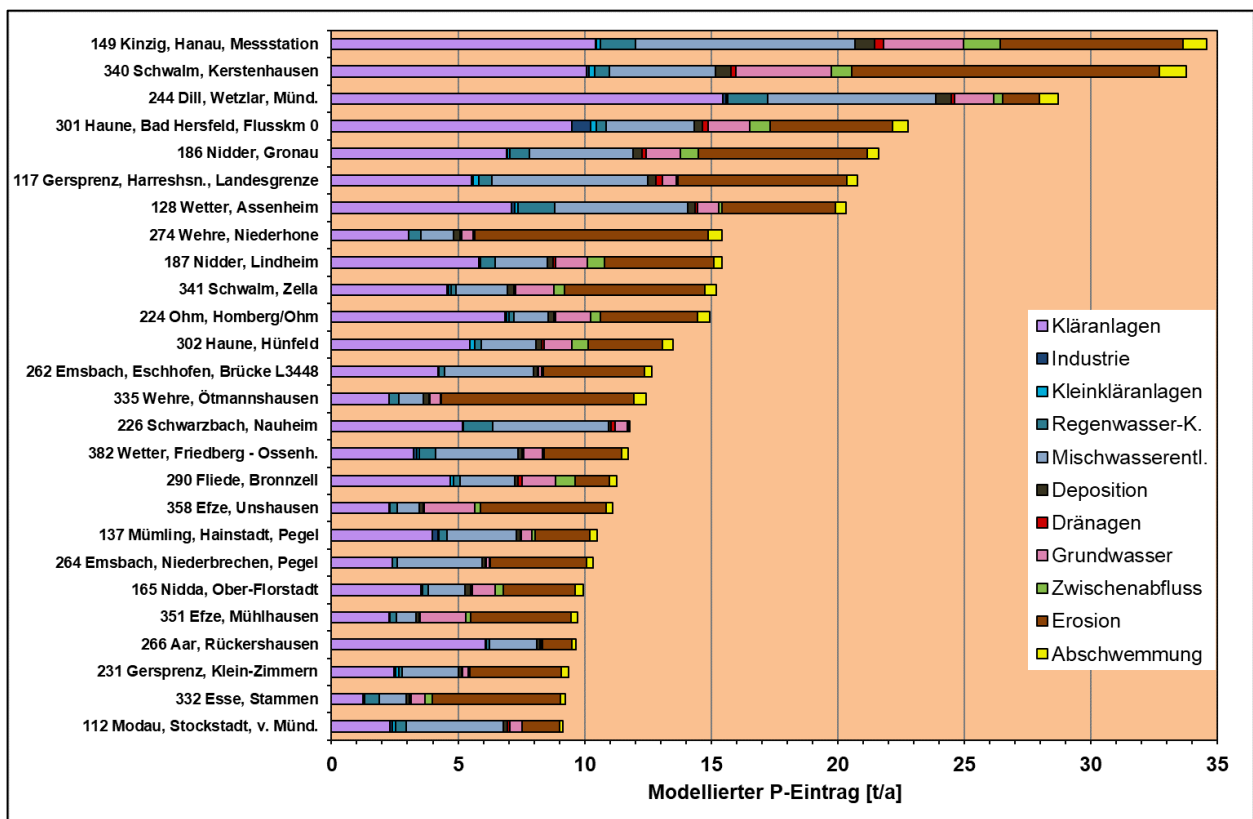


Abbildung 4-16: Absolute Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag nach Flusseinzugsgebieten (Fracht über ca. 10 - 35 t/a)

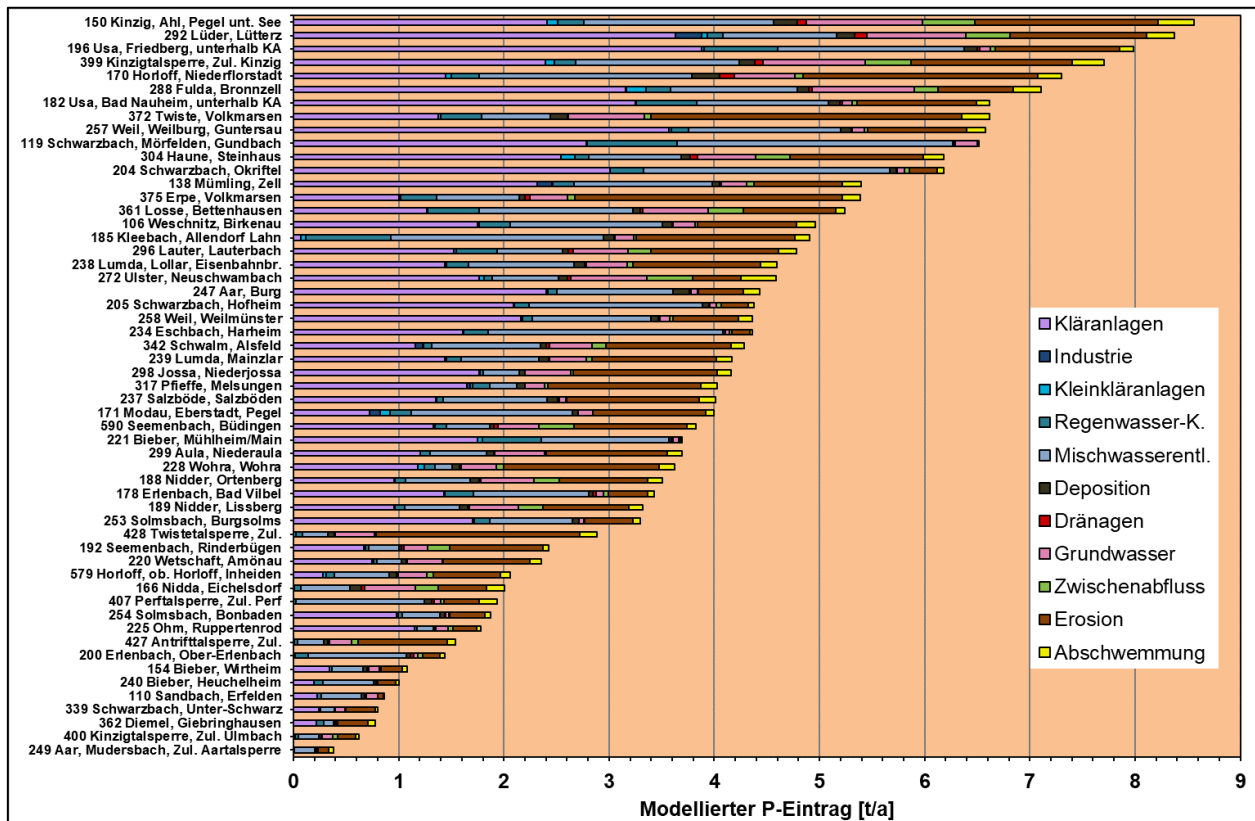


Abbildung 4-17: Absolute Anteile der Eintragspfade am Gesamteintrag nach Flusseinzugsgebieten (Fracht unter ca. 10 t/a)

Werden die modellierten P-Einträge über alle Pfade summiert und durch die Fläche dividiert, wird die flächenhafte P-Belastung in $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ in einer Einheit ermittelt, in der sich die Belastungen zwischen den Gebieten vergleichen lassen. Dieses Ergebnis ist in Abbildung 4-18 dargestellt. Der landesweite Mittelwert liegt bei $0,45 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. Großräumige überdurchschnittliche P-Belastungen treten im Großraum Kassel an den Unterläufen von Eder oder Fulda, an der mittleren Lahn zwischen Marburg und Limburg sowie im Dreieck Wetterau-Rheingau-Odenwald auf. Erhöhte und hohe Belastungen, d.h. ab $1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, treten u.a. in den Oberflächenwasserkörpern am Main zwischen Seligenstadt und der Mündung in den Rhein, die Fulda bei Fulda sowie unterhalb Kassel sowie der Rhein mit Zuflüssen aus dem Rheingau auf. Wie Abbildung 4-19 zeigt, stammen diese Belastungen im Wesentlichen von Punktquellen (orangefarbene und rote Bereiche mit $>60\%$ Anteil an der Gesamtemission).

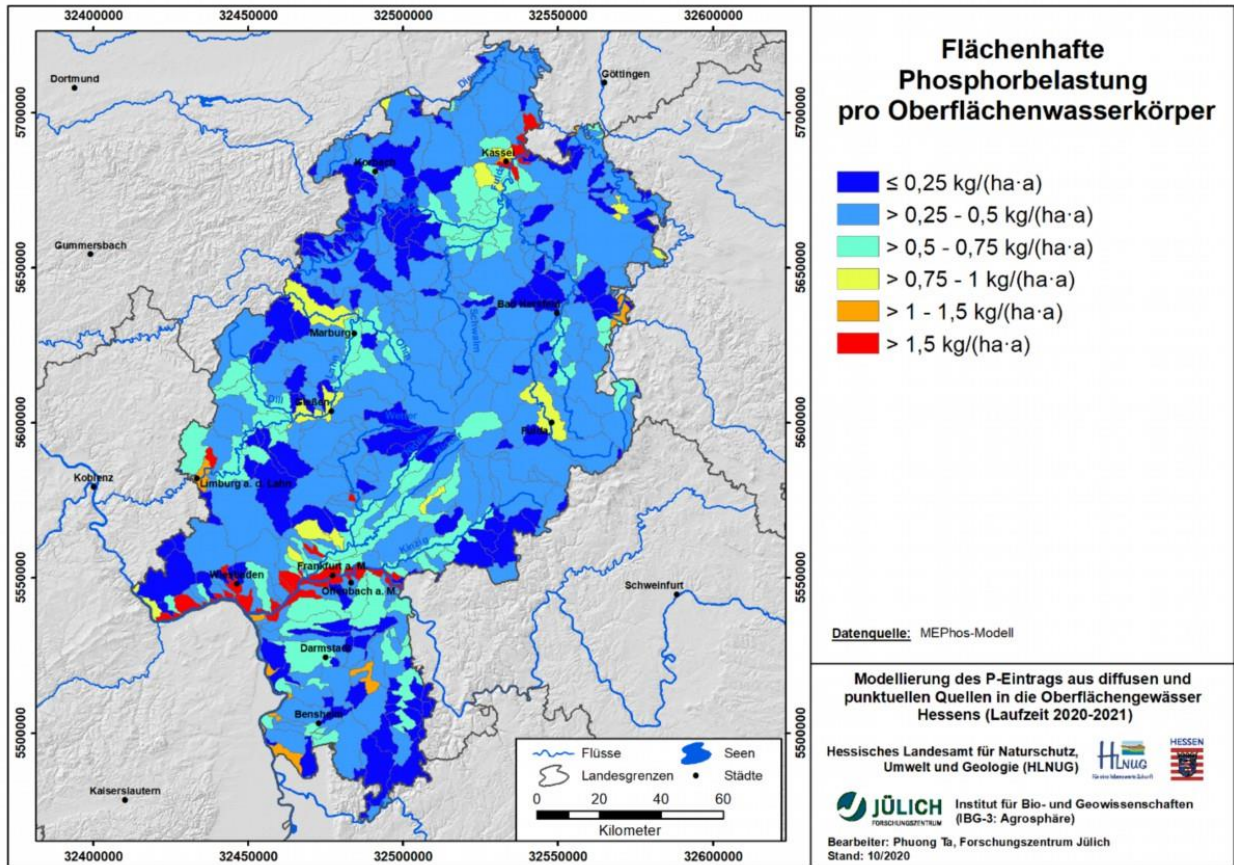


Abbildung 4-18: Flächenhafte Belastung mit Pges in den Oberflächenwasserkörpern

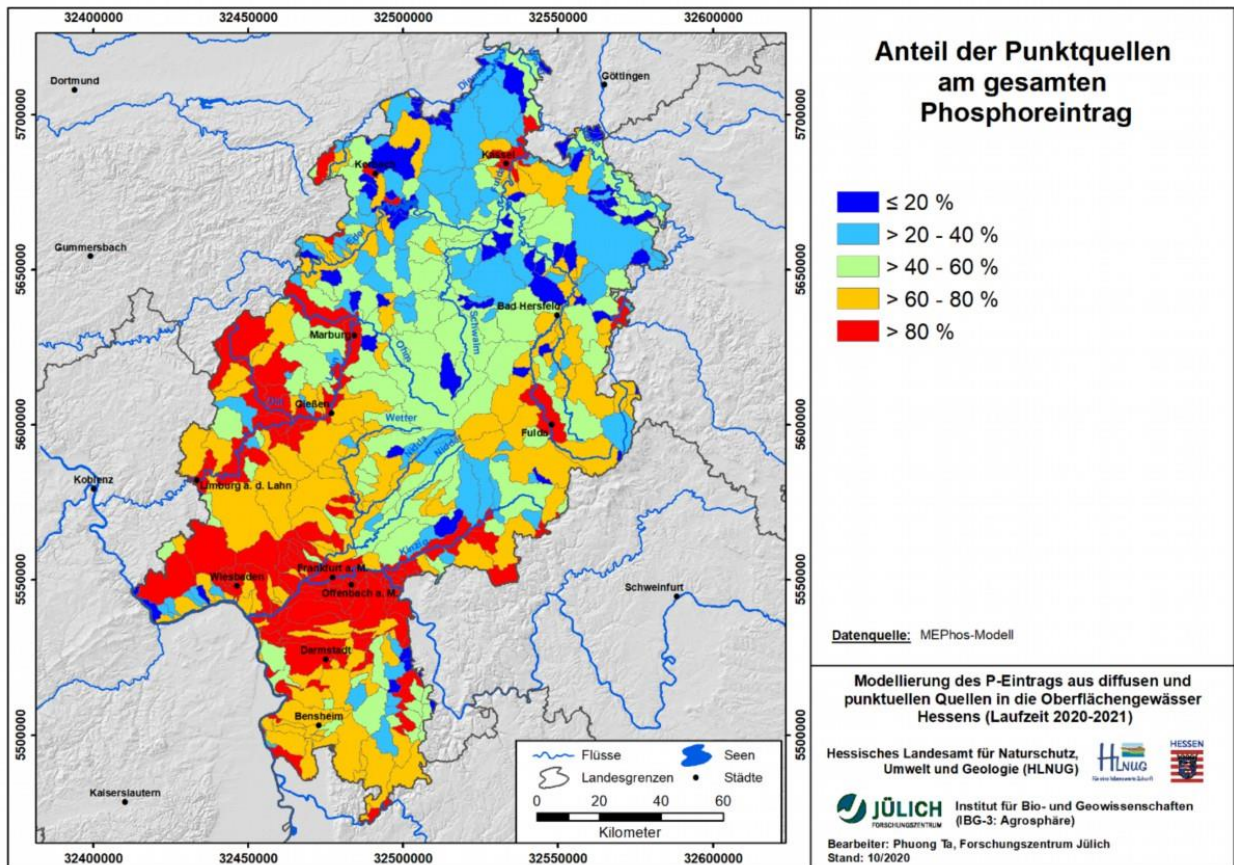


Abbildung 4-19: Anteil der Punktquellen an der gesamten modellierten P-Belastung

Abbildung 4-20 zeigt die Anteile landwirtschaftlicher Quellen an der Gesamtemission, d.h. die Pfade Dränagen, Erosion und Abschwemmung. Belastungen landwirtschaftlicher Herkunft, die über 20 % der gesamten Emissionen ausmachen, treten in allen Landesteilen auf mit Ausnahme der o.g. Regionen mit mindestens erhöhten P-Belastungen und gleichzeitiger Dominanz an Punktquellen. Landwirtschaftliche P-Einträge mit einem Anteil von mehr als 50 % sind typische für Teile des Rheingaus, der Wetterau und des östlichen Odenwalds sowie im nordhessischen Bergland. Ursache hierfür sind u.a. P-Einträge über Wassererosion (Kap. 4.1.4).

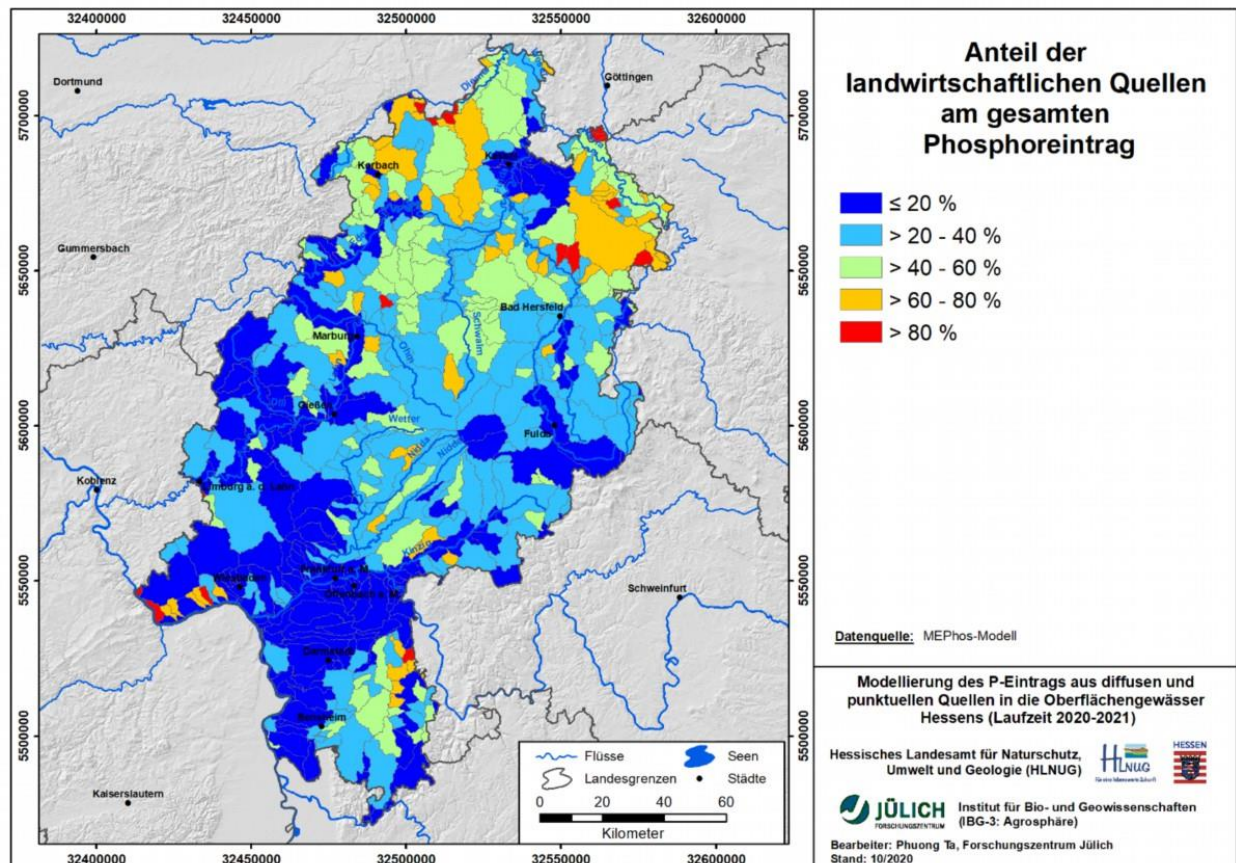


Abbildung 4-20: Anteil der landwirtschaftlichen Quellen an der gesamten modellierten P-Belastung

In diesem Zusammenhang wird nochmal darauf hingewiesen, dass diese Darstellungen keine Kaskadierung, d.h. Aufsummierung der Einträge in Fließrichtung beinhalten. Außerdem treffen die Darstellungen keine Aussage zum Zustand des Oberflächenwasserkörpers. Dargestellt sind die Belastungen als Summe der Emissionen von verschiedenen Verursachern im jeweiligen Oberflächenwasserkörper.

4.4 Frachtermittlung und Validierung der modellierten Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer

Für eine Validierung der MEPhos-Modellergebnisse ist es notwendig, auf gemessene Güte- und Abflusswerte von möglichst vielen Messstellen zurückgreifen zu können, um Frachten für Einzugsgebiete in allen Naturräumen zu ermitteln. Im Rahmen einer ständigen chemischen Überwachung der hessischen Fließgewässer werden sowohl kurzfristige als auch langfristige Änderungen des Gewässerzustands ermittelt. Zu diesem Zweck werden an einer großen Anzahl von Messpunkten umfangreiche physikalische und chemische Untersuchungen durchgeführt, u.a. zur Gesamtphosphor-Konzentration. Vom HLNUG wurden aus dem landesweiten Güte-Monitoring gemessene Konzentrationen des Parameters „Phosphor (gesamt) als P“ zu 451

Messpunkten bereitgestellt. Dabei wird zwischen kontinuierlicher und periodischer Gewässerüberwachung unterschieden. Die kontinuierliche Gewässerüberwachung erfolgt an den Messstationen (v.a. mithilfe von Mischproben) während an den Messstellen lediglich eine stichprobenartige Überwachung durchgeführt wird.

Die dem FZJ übermittelte Datenbasis umfasste zusätzlich Abflussdaten in täglicher Auflösung zu 101 Pegeln sowie Umrechnungsfaktoren für die Verknüpfung von Gütemessstellen zu Abflusspegeln. Die Umrechnungsfaktoren basieren hauptsächlich auf einer Abflussregionalisierung des HLNUG.

Die Frachtermittlung stützt sich auf die Periode 2010-2019, um möglichst viele Messstellen und Messstationen einbeziehen zu können. Für 153 Messstellen und –stationen stehen Einzugsgebietsumrisse zur Verfügung. An weiteren Selektionen wurden vorgenommen: An 19 Messstellen wurde im Zeitraum 1.1.2010 bis 31.12.2019 weniger als fünfzigmal gemessen. An weiteren 17 Messstellen und –stationen beträgt der Anteil des Einzugsgebiets außerhalb Hessens mehr als 10 % und es stehen keine Frachtangaben für Oberlieger aus Literatur oder Behörden zur Verfügung. Zusätzliche 18 Messstellen verfügen lediglich über Abflussdaten der Priorität 2, und sind somit für die Frachtschätzung als weniger verlässlich anzusehen. Aus gleichem Grund entfällt die Messstation Astheim am Schwarzbach. Nach Abzug dieser Messstellen verbleiben 98 Einzugsgebiete, für die Frachten ermittelt werden können. Davon sind 91 Messstellen und 7 Messstationen. Unter den Messstationen befinden sich mit Bischofshausen rechtes und linkes Ufer sowie Nied drei Messstationen am Main, deren Einzugsgebiet überwiegend in Bayern liegt. Das Gleiche gilt für die Messstelle Seligenstadt / Main. Aus Bayerischer Landtag (2020) lassen sich für die Messstelle Kahl am Main mittlere Pges-Frachten 2010-2019 ableiten. Damit werden für den außerhessischen Teil des Main-Einzugsgebiets ca. 983 t/a von den Frachten an den drei Main-Messstationen bzw. der Messstelle Seligenstadt abgezogen, um auf die Emissionen im hessischen Einzugsgebietsteil zu schließen.

Die 98 Einzugsgebiete sind in Abbildung 4-21 zu sehen. Sie decken alle Naturräume Hessens ab und spiegeln somit heterogene Verhältnisse in Bezug auf Landnutzung, Böden, Geologie, Relief und Besiedlungsdichte wider.

Die Validierung der modellierten P-Einträge basiert auf mittleren mehrjährigen Frachten der Jahre 2010-2019. Angesichts der unterschiedlichen Beprobungsweisen an Messstationen und Messstellen muss für eine fachgerechte Abschätzung der Frachten ebenfalls zwischen zwei Methoden für Mischproben und für Stichproben unterschieden werden.

Die Frachtschätzung an den Messstellen anhand von Stichproben erfolgt mithilfe von Gl. 4-1. Diese entspricht der abflusskorrigierten Standardmethode nach LAWA (2003), welche von der OSPAR (1998) favorisiert ist. Die bei der Frachtermittlung grundsätzlich auftretenden Probleme sind in der Fachliteratur hinreichend diskutiert worden. Hinweise lassen sich LAWA (2003), Schreiber und Krauss-Kalweit (1999) sowie BfG (1997) entnehmen.

$$\bar{F} = f \cdot \frac{\bar{Q}}{Q_M} \cdot \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k c_i \cdot Q_i \quad \text{Gl. 4-1}$$

mit: \bar{F} = mittlere jährliche Fracht [g/s]

\bar{Q} = mittlere Jahresabflusshöhe aus täglichen Messungen [m³/s]

Q_M = mittlere Jahresabflusshöhe aus Messungen für Tage mit Gütemessungen [m³/s]

k = Zahl der Messungen pro Jahr

c_i = Nährstoffkonzentration zum Zeitpunkt i [mg/l]

Q_i = Abfluss zum Zeitpunkt i [m^3/s]

f = Korrekturfaktor für die Lage des Messpunktes zur Lage des Pegels, ermittelt aus der Abflussregionalisierung und bereitgestellt durch das HLNUG.

An den Messstationen mit den Mischproben, welche sich besonders für die zeitlich lückenlose Erfassung von Parametern eignen, erfolgt die Frachtschätzung mithilfe von Gl. 4-2.

$$\bar{F} = f \cdot \frac{\bar{Q}}{Q_M} \cdot \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \bar{c}_i \cdot \bar{Q}_i \quad \text{Gl. 4-2}$$

Der Unterschied zwischen Gl. 4-1 und Gl. 4-2 besteht darin, dass die Stoffkonzentrationen \bar{c}_i den mittleren Konzentrationen und \bar{Q}_i den mittleren Abflüssen der Probennahmeintervalle entsprechen. Der Quotient \bar{Q} durch Q_M ergibt sich in der Regel zu Eins, wenn die Überwachung durch Mischproben lückenlos bzw. ohne Fehltage erfolgt.

Zur Validierung werden die modellierten Stoffeinträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade pro Einzugsgebiet summiert und mit den aus Messdaten ermittelten Frachten verglichen.

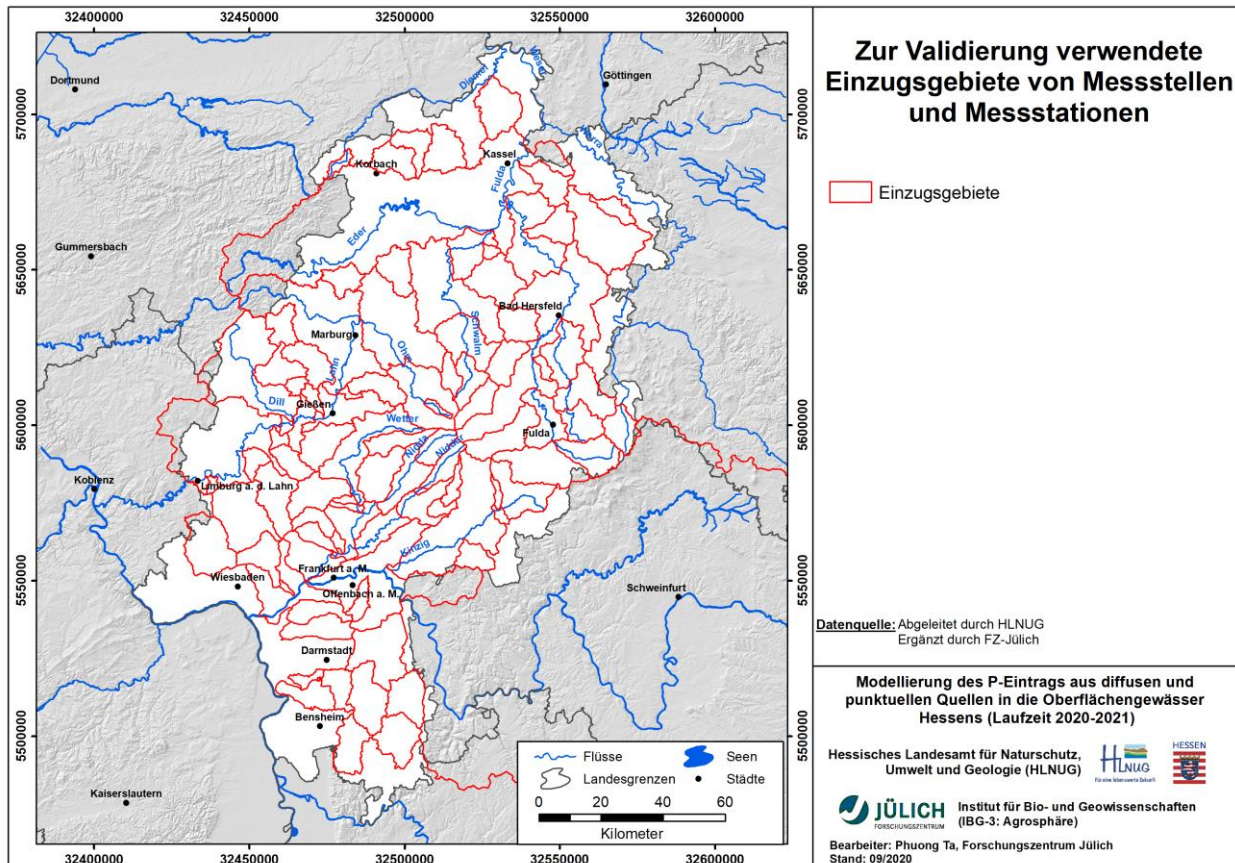


Abbildung 4-21: Einzugsgebiete für die Validierung der Modellergebnisse

Die folgenden Diagramme (Abbildung 4-22 bis Abbildung 4-26) zeigen die Ergebnisse der Validierung basierend auf Frachten der Zeitreihe 2010-2019. Aus Abbildung 4-22 geht die Validierung unter Einbeziehung der bayerischen P-Frachten im Main hervor, die für Seligenstadt, Nied und Bischofsheim relevant sind. Die vier Messstellen sind im oberen rechten Teil des Diagramms zu sehen. Grundsätzlich ergibt sich eine gute Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Frachten aus Monitoringdaten. Das Bestimmtheitsmaß ist mit 100 % nicht mehr zu verbessern und der Median der relativen Fehler ist mit 16 % gering. Es besteht

eine leichte Überschätzung von etwa 6 %. Dies gilt auch für die Darstellung der Messstationen in Abbildung 4-23. Hier ist der Median der relativen Fehler mit 5 % deutlich niedriger, d.h. die P-Fracht an den Messstationen, an denen erheblich öfter gemessen wird als an den Messstellen, wird vom Modell MEPhos mit geringeren Abweichungen berechnet als an den Messstellen. Die leichte Überschätzung geht auf die vier Messstationen am Main zurück, deren hohe Frachten ganz wesentlich durch die Belastung in Kahl/Main bestimmt wird und die die Regression stark beeinflussen. Dies offenbart auch der Vergleich von Abbildung 4-23 mit

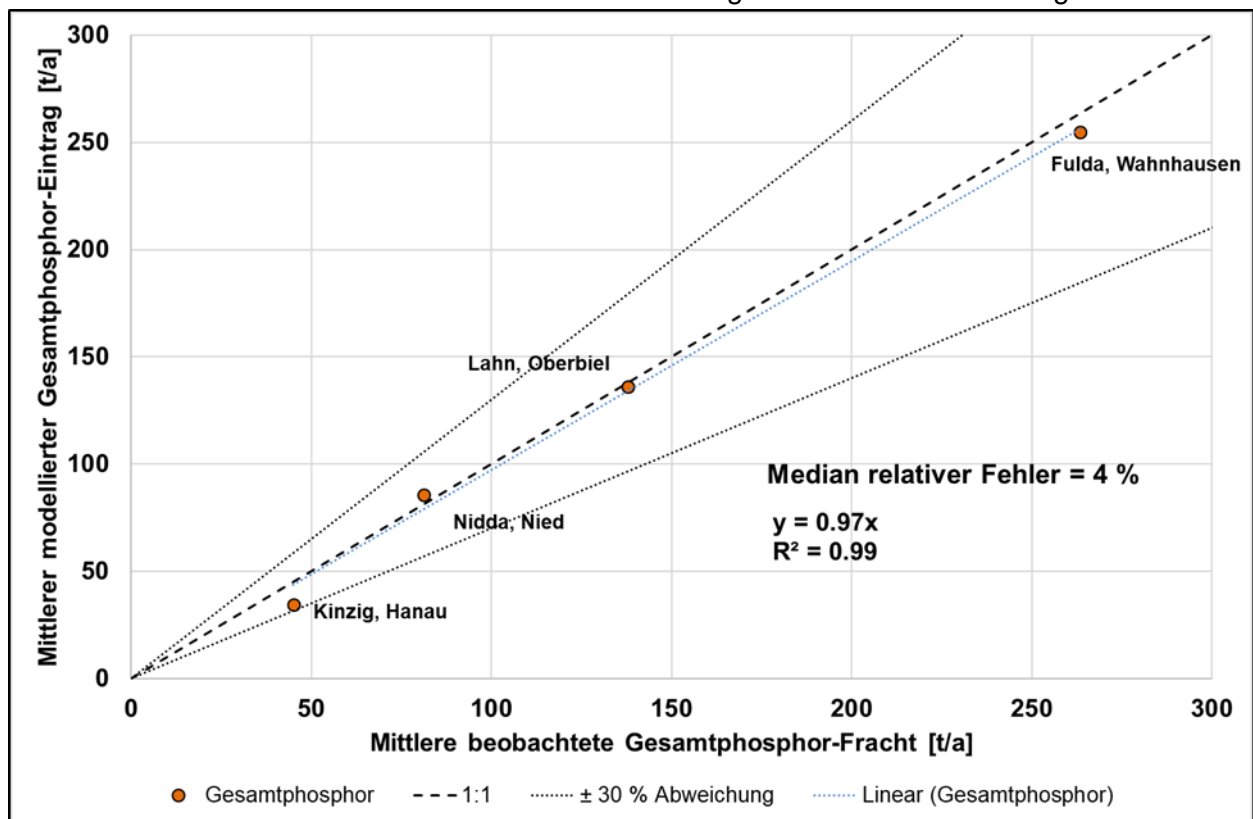


Abbildung 4-24. Letztere zeigt die Validierung für die vier Messstationen Hanau, Nied, Oberbiel und Wahnhausen. Auch hier zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit leichter Unterschätzung von drei Prozent. Diese resultiert aus der Betrachtung von Frachten der Zeitreihe 2010-2019, die bei Betrachtung auf Jahresbasis stark mit Kläranlagen-Emissionen korreliert ist und niedrigen Kläranlagendaten aus 2019. Die P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen sind in Hessen seit 2001, insbesondere jedoch seit 2013 stark zurückgegangen (Abbildung 4-6). Damit verbunden ist ein deutliches Absinken des Konzentrations- und Frachtniveaus an zahlreichen Messstellen und –stationen, wie die Diagramme im Anhang (Kap. 7) exemplarisch zeigen.

Abbildung 4-25 und Abbildung 4-26 umfassen nicht nur die Messstationen, sondern auch die Messstellen, allerdings ohne Einbeziehung der bayerischen P-Frachten im Main, die für Seligenstadt, Nied und Bischofsheim relevant sind. Beide Diagramme bestätigen die leichte Unterschätzung der Frachten durch das Modell bei etwas höherer Streuung. Die Abweichungen zwischen modellierten Einträgen und aus Messwerten bestimmten Frachten sind in kleinen Einzugsgebieten größer. Diese sind durch Daten und Modellunsicherheiten bedingt. Unsicherheiten in den mittelmaßstäbigen Eingangsdaten entfalten in kleinen Einzugsgebieten größere Abweichungen vom Messwert, während sich solche Fehler in größeren Einzugsgebieten ausmitteln können. Modellunsicherheiten können auch dadurch entstehen, wenn anthropogene Eingriffe nicht vom Modell abgebildet werden.

Modellabweichungen von bis zu 30 % absolut liegen innerhalb des Unschärfereichs eines empirischen Modells. Angesichts der Vielzahl an Eingangsdaten für die Wasserhaushalts- und Stoffmodellierung und der damit verbundenen Unsicherheiten kann eine Modellabweichung in

dieser Größenordnung als gutes Ergebnis gewertet werden. Dies ist für 73 %, d.h. 72 von 98 der Messstellen und Messstationen der Fall.

Insgesamt kann das Ergebnis der Validierung des modellierten Eintrags von Pges als gut bezeichnet werden. Die erfolgreiche Validierung der Modellergebnisse an mehrjährigen Messdaten zeigt, dass der gewählte Modellansatz alle signifikanten P-Quellen in Hessen erfasst und die Größenordnung der Einträge zutreffend beschreibt.

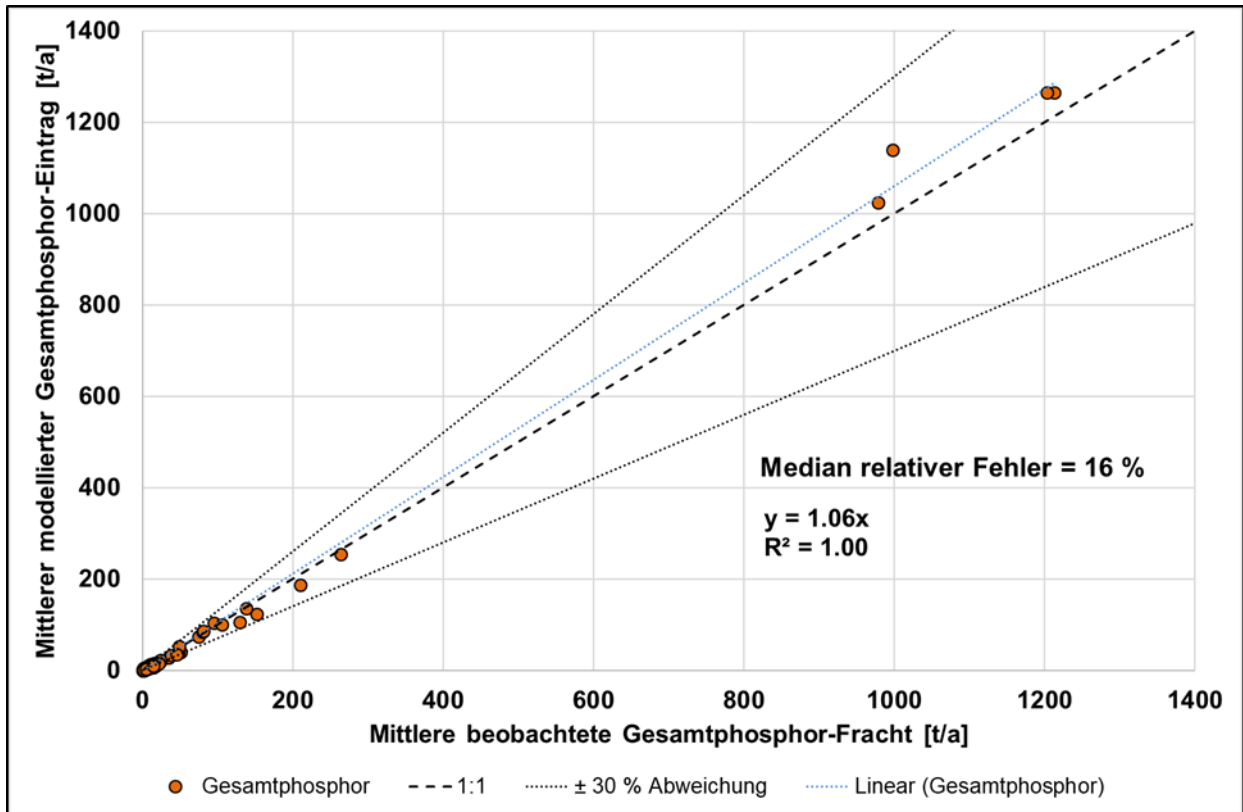


Abbildung 4-22: Validierung der modellierten Einträge mit Frachten 2010-2019, alle Messstellen und Messstationen, inklusive grenzüberschreitender Pges-Fracht in Kahl/Main (Bayern)

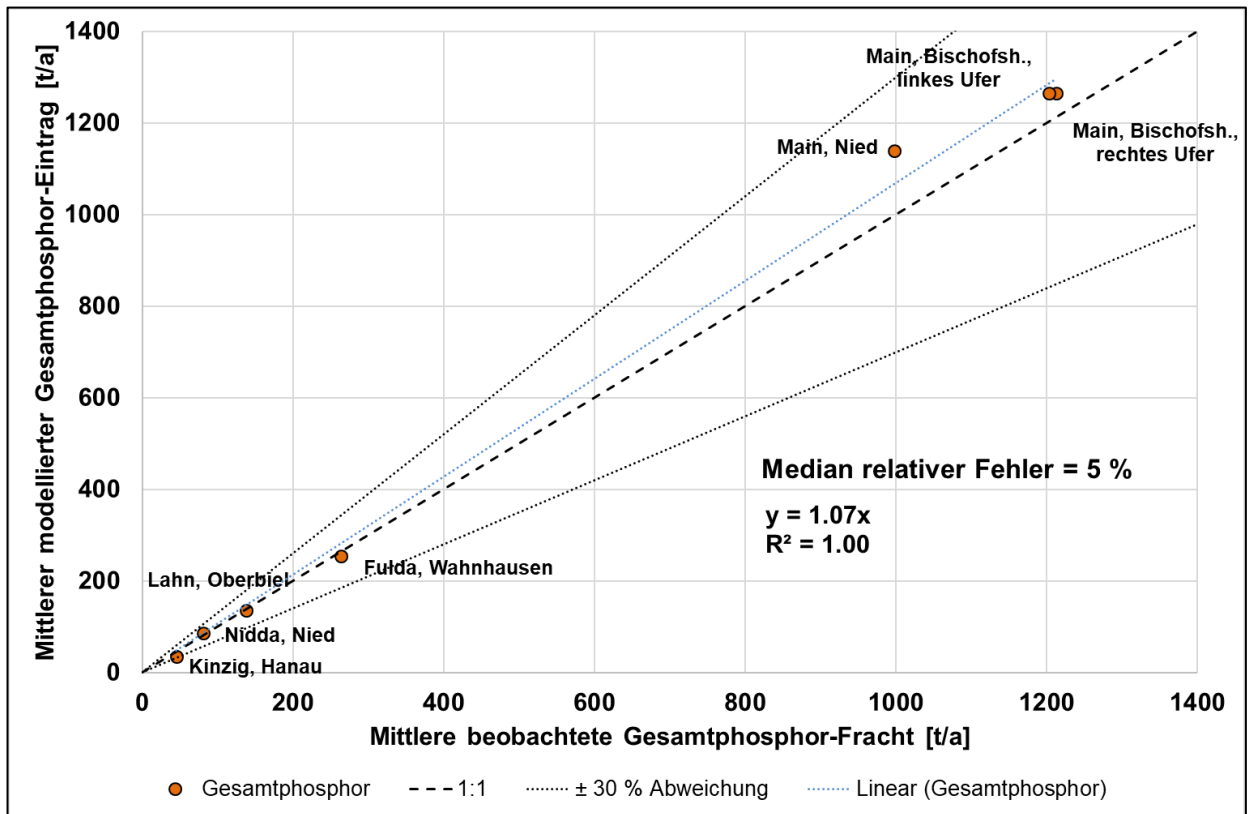


Abbildung 4-23: Validierung der modellierten Einträge mit Frachten 2010-2019, nur Messstationen, inklusive grenzüberschreitender Pges-Fracht in Kahl/Main (Bayern)

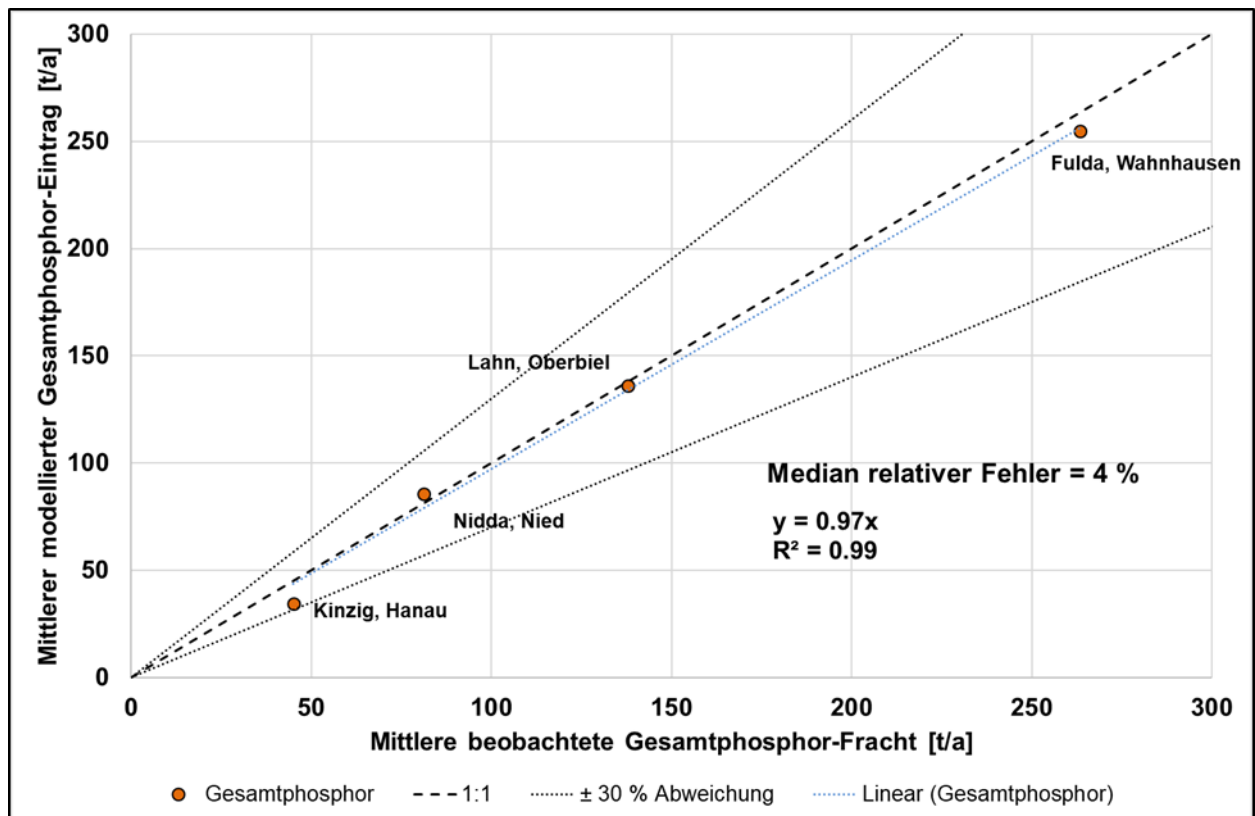


Abbildung 4-24: Validierung der modellierten Einträge mit Frachten 2010-2019, nur Messstationen, ohne grenzüberschreitender Pges-Fracht in Kahl/Main

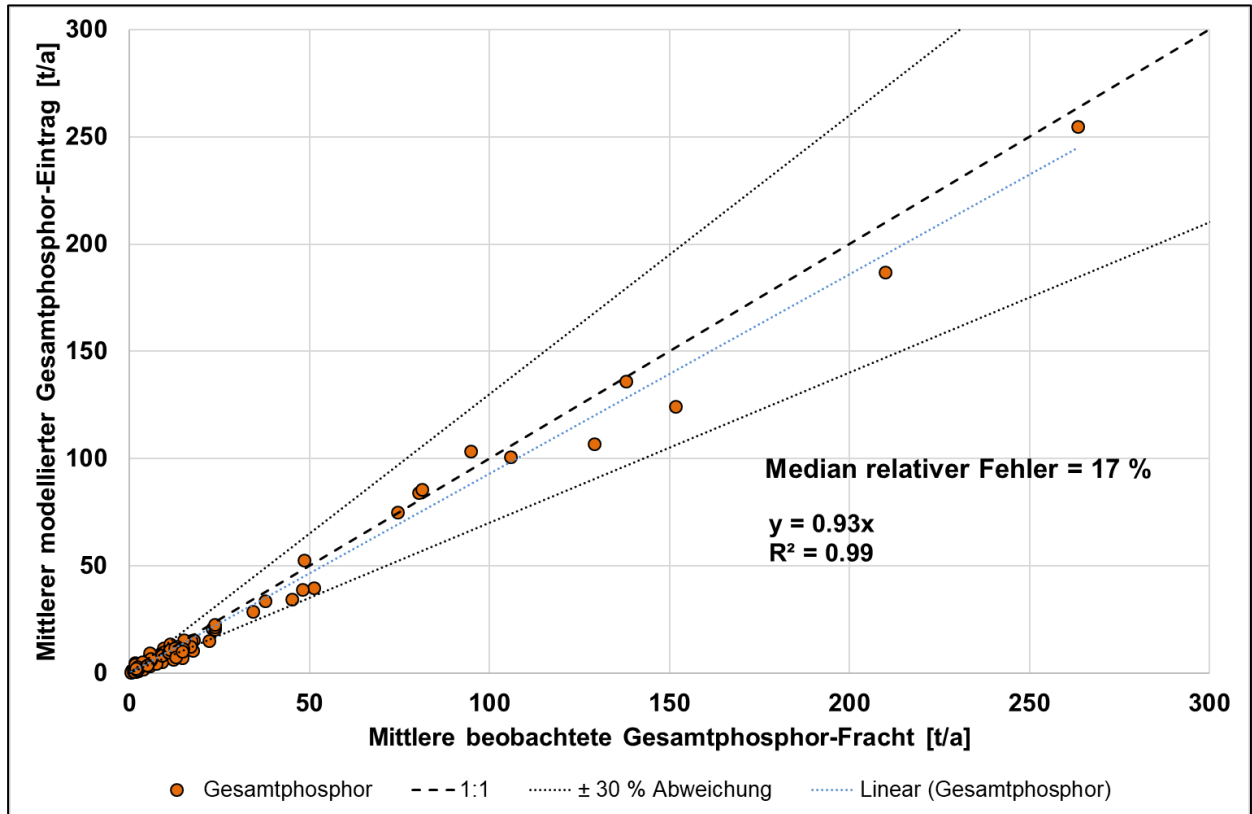


Abbildung 4-25: Validierung der modellierten Einträge mit Frachten 2010-2019, alle Messstellen und Messstationen, ohne grenzüberschreitender Pges-Fracht in Kahl/Main

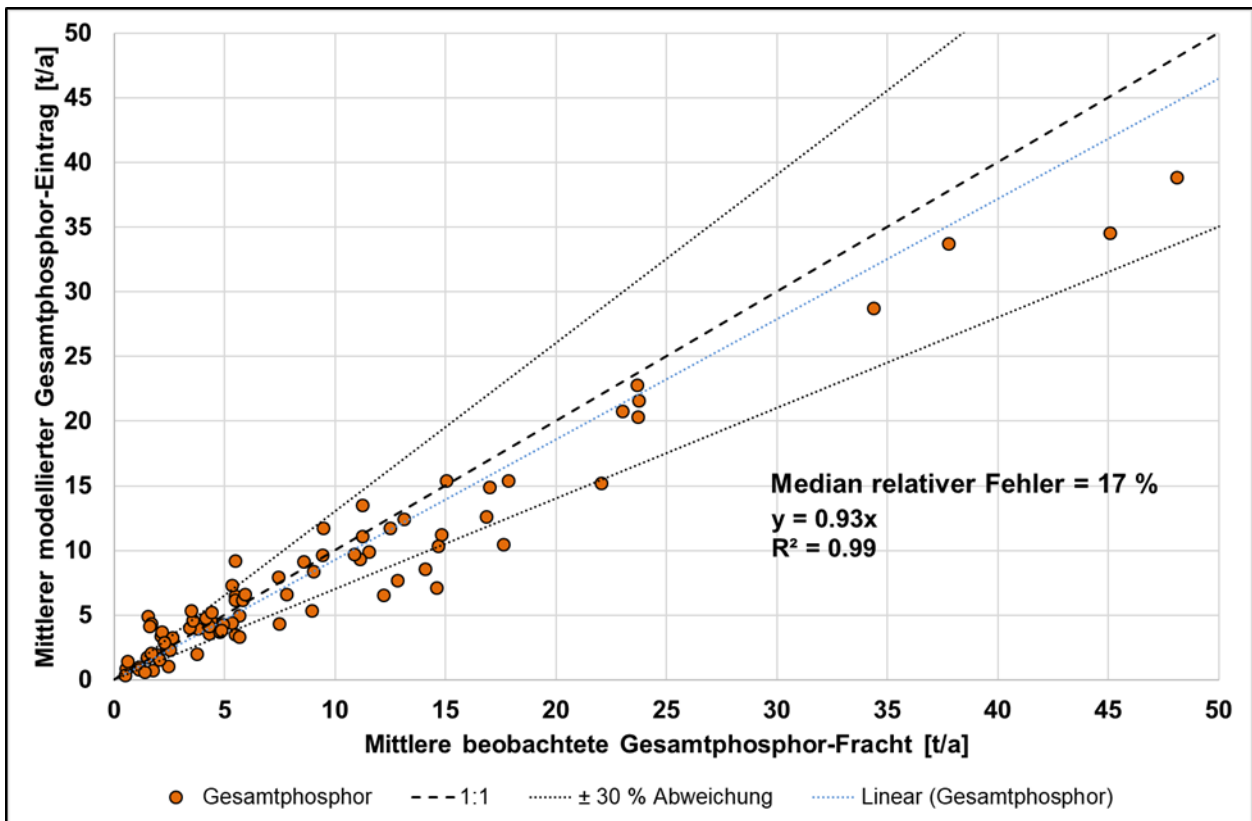


Abbildung 4-26: Validierung der modellierten Einträge mit Frachten 2010-2019, alle Messstellen und Messstationen, ohne grenzüberschreitender Pges-Fracht in Kahl/Main, Ausschnitt bis 50 t/a

5 Zusammenfassung

Vor 12 Jahren hatte das damalige Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) das Forschungszentrum Jülich (IBG-3: Agrosphäre) (FZJ) mit einer MEPhos-Modellierung zur Quantifizierung der punktuellen und diffusen P-Einträge in die Oberflächengewässer beauftragt. Vor dem Hintergrund stark verbesserter Datengrundlagen, aber auch geänderter gesetzlicher Regelungen (aVV GeA) besteht der Bedarf, eine grundlegende Aktualisierung der P-Modellierung durchzuführen. Hierzu hat das Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) das FZJ erneut beauftragt. Aufgrund des knappen Zeitbudgets von knapp 4 Monaten muss sich die Aktualisierung auf Schwerpunkte beschränken. Dazu zählen die Modellierung der Einträge aus Punktquellen sowie über Wassererosion und die Ermittlung der Gewässerfrachten.

Für Hessen werden Gesamteinträge von 946 t/a Pges modelliert. Mit 37 % oder 346 t/a stellen kommunale Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Anschließend folgen Bodenerosion (22 % oder 211 t/a), Mischwasserentlastung (21 % oder 194 t/a), Grundwasser (6 % oder 57 t/a) sowie Regenwasserkanäle im Trennsystem (5 % oder 49 t/a). Über die restlichen sechs Eintragspfade gelangen ebenfalls ca. 10 % oder 89 t/a in die Oberflächengewässer Hessens. Bei einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 34 zu 66 % liegt der Schwerpunkt der P-Einträge landesweit sehr stark auf den punktuellen Quellen. Ursächlich dafür sind v.a. die Einträge aus kommunalen Kläranlagen und Mischwasserentlastung, ungeachtet der bisherigen Erfolge bei der P-Elimination bei der Abwasserbeseitigung.

Sektoral betrachtet, entfallen 63 % der Pges-Einträge auf die Siedlungswasserwirtschaft, 3 % auf Industrie, 24 % auf die Landwirtschaft und ca. 10 % sind diversen Quellen zuzuordnen. Zur Landwirtschaft werden in diesem Zusammenhang P-Einträge über die Pfade Abschwemmung, Dränagen und Erosion gezählt, d.h. Einträge, die ohne landwirtschaftliche Aktivität nicht aufträten. Zu den diversen Quellen werden Einträge gezählt, die entweder geogen sind, z.B. Grundwasser, oder deren Verursacher nicht eindeutig festgestellt werden kann, z.B. atmosphärische Deposition.

Diese landesweiten Angaben können von der Bedeutung der Belastungsquellen in einzelnen Flusseinzugsgebieten erheblich abweichen.

Die MEPhos-Modellergebnisse wurden einer Validierung anhand von aus Messwerten ermittelten Frachten für die Zeitreihe 2010-2019 für 98 Einzugsgebiete unterzogen. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 100 % und einem Median der relativen Fehler von 16 % kann das Ergebnis der Validierung als gut bezeichnet werden (Abbildung 4-22). Die erfolgreiche Validierung der Modellergebnisse an mehrjährigen Messdaten zeigt, dass der gewählte Modellansatz alle signifikanten P-Quellen in Hessen erfasst und die Größenordnung der Einträge richtig beschreibt.

6 Literatur

- Ackermann A., Heidecke, C., Hirt, U., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Mahnkopf, J., Schott, M., Tetzlaff, B., Venohr, M. u Wendland, F. (2015): Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen.- Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 37, Braunschweig, 314 S., DOI:10.3220/REP1450256145000.
- Adhoc-AG Hydrogeologie (2016): Regionale Hydrogeologie von Deutschland – Die Grundwasserleiter: Verbreitung, Gesteine, Lagerungsverhältnisse, Schutz und Bedeutung.- Geol. Jb., A 163, Hannover, 456 S.
- Attenberger, E. (1990): Abfluß und Nährstoffaustrag am Dränauslauf von rohrgedrängten und kombiniert gedrängten Flächen (II).- Schlusber. Bayer. Landesamt f- Wasserwirtschaft, 85 S.
- ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.- ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, S. 1-114.
- ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen.- ATV-DVWK-Regelwerk, 44 S.
- Auerswald, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren.- Wasser Boden, 39. Jg., H. 1, S. 34-38.
- Auerswald, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben.- Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S.
- Auerswald, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser.- In: Richter, G. (Hrsg., 1998): Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems.- Darmstadt, S. 33-37.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg. 2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung.- <http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php>, zuletzt zugegriffen 31.03.2014
- Bayerischer Landtag (2020): Ursachen der Überdüngung von bayerischen Still- und Fließgewässern mit Phosphor.- Drucksache 18/5528.
- Beichert, J., Hahn, H. H. (1996): Langzeitsimulation von Abfluß und Feststofffracht für generalisierte Mischwassernetze.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 184-197.
- Bernhardt, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.- Weinheim, 273 S.
- Beudert, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet.- Diss., Univ. Karlsruhe, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Schr.-R. ISWW, Bd. 80, München u. Wien, 216 S.
- BfG, Bundesanstalt f. Gewässerkunde (Hrsg., 1997): Vergleich von Schätzmethode für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995.- Koblenz.
- BGR u. SGD (2000): Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- Geol. Jb., Reihe G, Sonderh., H. SG 1, S. 1-232.
- Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- Göttinger Bodenkundl. Ber., Bd. 78, S. 1-106.

- Bolle, F.-W.; Hüben, S.; Siekmann, T.; Weingärtner, D.; Böttcher, B.; Begas, H.; Palm, N.; Rokotyanskaya, I.; Siekmann, M. (2015): Entwicklung von Auswerteroutinen für die Datenbanken zu Niederschlagswassereinleitungen in NRW und Methoden zur Ermittlung punktueller Einleitungen aus Mischsystemen, Teilbericht 2: Methoden zur Ermittlung punktueller Einleitung aus Mischsystemen, Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e.V.
- Braun, M. u. Leuenberger, J. (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 4, H. 10, S. 555-560.
- Braun, M., Hurni, P. u. von Albertini, N. (1993): Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 6, H. 10, S. 615-620.
- Brombach, H. u. Fuchs, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalesationen.- KA Abwasser Abfall, 50(4), 441-450.
- Brombach, H. u. Michelbach, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees.- Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49.
- Butz, J. (2005): Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs.- Schr.-R. SWW Univ. Karlsruhe, Bd. 119, Karlsruhe, 193 S.
- Czeratzki, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.
- Demuth, S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa.- Freiburger Schriften zur Hydrologie, 1, Freiburg i . Breisgau, 205 S.
- Detle, H. H.; Macke, E.; de Vries, J. M.; Schulz, O. (1996): Mischwasserschmutzfrachten in flachen Kanalnetzen.- In: Beichert, J.; Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 162-183.
- DIN 1185-1 (1973): Dränung - Regelung des Bodenwasser-Haushaltes durch Rohrdränung und Unterbodenmelioration.
- Duttmann, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften - Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte.- H. 10, Hannover, 234 S.
- Erpenbeck, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.
- Finnern, H. (1975): Die Böden der Marsch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 22, S. 575-580.
- Fischer, W., Jessen, M., Schulz, F. u. Voss, K. (2000): Abschlussbericht zur Bewertung der Ergebnisse Untersuchungsprogramm 1999/2000 zum Bau und Betrieb Regenklärbecken Bordsesholm.- Flintbek
- Foerster, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, S. 159-174.
- Foerster, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, S. 169-184.

- Foerster, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, S. 12-16.
- Foerster, P. u. Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.- Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, S. 1-217.
- Foerster, P., Scheffer, B. u. Neuhaus, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 497-504.
- Frede, H.-G. u. Dabbert, S. (Hrsg., 1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- 2. Aufl., Landsberg, 451 S.
- Fried, J. S., Brown, D. G., Zweifler, M. O. u. Gold, M. A. (2000): Mapping Contributing Areas for Stormwater Discharge to Streams Using Terrain Analysis.- In: Wilson, J. P. u. Gallant, J. C. (Hrsg., 2000): Terrain Analysis - Principles and Applications.- New York u.a., S. 183-203.
- Friedrich, K., Schmanke, M., Tetzlaff, B. u. Vorderbrügge, T. (2019): Erosionsatlas Hessen.- Tagungsband d. Jahrestagung der DBG/BGS, Kommission VI, „Erd-Reich und Boden-Landschaften“, 24. – 29. August 2019, Bern, 8 S.
- Früchtenicht, K. (1998): Problematik hochaufgedüngter Böden.- Arb.-H. Boden, H. 1998/1, S. 35-45.
- Früchtenicht, K., Steffens, G., Mählich, R. u. Feyen, A. (1996): Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser.- Oldenburg, 25 S.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R. u. Opitz, D. (2005): Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany.- J. Hydrol. 304, 151-165.
- Godlinski, F. (2005): Abschätzung der Phosphoraussträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen.- Diss. Univ. Rostock, UFZ-Dissertation 16/2005, Rostock.
- Haider, J. (2000): Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-Eine Emissionsbetrachtung.- In: Landesumweltamt NRW (Hrsg., 2000): Jahresbericht 1999.- Essen, S. 155-161.
- Hasenpusch, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete.- Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh., H. 158, S. 1-217.
- Heathwaite, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.
- Huber, P. u. Behrendt, H. (1997): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 83, S. 439-442.
- Jung, L. u. Brechtel, R. (1980): Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland.- DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139 S.
- Kahle, P., Tiemeyer, B., Eichler-Löbermann, B. u. Lennartz, B. (2008): Phosphorausstrag aus einem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet des nordostdeutschen Tieflandes.- Wasserwirtsch., 5, 2-7.

- Kiemle, L. u. Fuchs, S. (2015): Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL.- Schrift d. LUBW, 108 S.
- Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasser-schutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010 – 31.03.2014, 218 S.
- Kunkel, R. u. Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.
- Kuntze, H. (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung.- Telma, Bd. 13, S. 137-152.
- Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.
- Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen 148 S.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2004): Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion und Stoffabtrag von Ackerflächen - Abschlussbericht des NRW-Verbundvorhabens "Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen - Ausmaß und Minderungsstrategien", Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, 19, Essen, 192 S.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg., 2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren.- Berlin, 62 S.
- Lennartz, B. u. Hartwigen, H. (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer.- Wasserkalender, S. 28-51.
- Marks, R., Müller, M. J., Leser, H. u. Klink, H.-J. (Hrsg., 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL).- Forsch. Dtsch. Landeskunde, Bd. 229, 2. Aufl., Trier, 222 S.
- Mertens, M. (2004): Bilanzierung der Phosphor-Eintragspfade für den Weißenstädter See.- Wasser und Abfall 12/2004, 48-52.
- Mokry, M. (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen.- 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13.-14.4.1999, Proceedings, 173-176.
- Mollenhauer, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 28, S. 166-175.
- Mosimann, T., Maillard, A., Musy, A., Neyroud, J., Rüttimann, M. u. Weisskopf, P. (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung.- Themen-Ber. Nationales Forschungsprogr. „Nutzung des Bodens in der Schweiz“, Liebefeld Bern, 186 S.
- MULNV (2020): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW, 18. Auflage, Langfassung, Datenstand 31.12.2018, herausgegeben vom Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, online verfügbar auf: <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/abwasser/lagebericht>, letzter Aufruf: 25.09.2020.

- Munk, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., Bd. 27, H. 1, S. 192-199.
- Nickel, J.P.; Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S. (2017): Schadstoffemissionen aus Mischwasserentlastungen in Bayern. In: Aqua Urbanica 2017. Urbanes Niederschlagswassermanagement im Spannungsfeld zwischen zentralen und dezentralen Maßnahmen. D-A-CH Gemeinschaftstagung Graz, 03. – 04. Juli 2017. (Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft, 75), O1-O13. doi: 10.3217/978-3-85125-534-8.
- OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).- Reference 1998-05, o.O., 16 S.
- Pihl, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.
- Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.
- Prasuhn, V. u. Braun, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld-Bern, Nr. 17, Bern 1994, 113 S. + Anhang 101 S.
- Prasuhn, V., Spiess, E. u. Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, Bd. 45, o.O., 113 S.
- Preuße, H.-U. u. Voss, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.
- Roeschmann, G. (1960): Die Grundwasserböden des Emstaales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emflusses.- Geol. Jahrb., Bd. 77, S. 741-820.
- Rosche, O., Steininger, M. (2009): Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht, S. 25, LHW Sachsen-Anhalt, unveröffentlicht)
- Schäfer, W. u. Röder, C. (2013): Diffuse Phosphoreinträge im Einzugsgebiet der Oberen Hunte - Mögliche Quellen und Transportpfade in die Vorfluter.- Hochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur (Hrsg.): Der Dümmer und sein Einzugsgebiet in Nordwestdeutschland – eine ökologische Problemregion. Forum Boden – Gewässer – Altlasten, 13, 9-18.
- Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- Arb.-H. Boden, H. 2002/3, S. 76-94.
- Scheffer, B. u. Blankenburg, J. (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer.- Wasserwirtsch., Bd. 94, H. 3, S. 30-34.
- Scheffer, B. u. Foerster, P. (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: VDLUFA (Hrsg., 1991): Umweltaspekte der Tierproduktion.- VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, S. 158-163.
- Schoumans, O. F. (2004): Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland.- Alterra rapport, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.
- Schreiber, W. u. Krauss-Kalweit, I. (1999): Frachten von Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern - Einfluß der Probenahmestrategie auf die Ermittlung.- Wasserwirtsch., Bd. 89, H. 10, S. 520-529.

- Schreiner, H. u. Brahmer, G. (2007): Mischwasserabfluss in den Bearbeitungsgebieten der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, Jahresbericht des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie für das Jahr 2007.
- Schubert, Ch. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern - Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF).- UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.
- Schwertmann, U., Vogl, W. u. Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.- 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, 2. Aufl. – 64 S., 8 Abb., 18 Tab.; Stuttgart
- Sieker, H. (1999): Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Dissertation, Technische Universität Darmstadt, online verfügbar auf: https://www.sieker.de/fileadmin/sieker/Buero/veroeffentlichungen/diss_HSieker.pdf (letzter Aufruf: 01.02.2020).
- Sommer, M. u. Murschel B. (1999): Erosion und Nährstoffabtrag.- In: Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G. u. Sommer, M. (Hrsg., 1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung.- Berlin u.a., S. 68-79.
- Stadtentwässerungsbetriebe Köln et al. (2011): Dezentrale Niederschlagswasserbehandlung in Trennsystemen - Umsetzung des Trennerlasses.- Abschlussbericht des Forschungsprojektes, 279 S.
- Steininger, M., Wurbs, D. u. Deumelandt, P. (2013): Bedeutung landwirtschaftlicher Dränsysteme für den Wasser- und Stoffhaushalt.- Schriftenreihe LULG, 28/2013, 137 S.
- Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen.- Forschungszentrum Jülich, Reihe Umwelt/Environment, 65, Jülich, 287 S.
- Tetzlaff, B. u. Ta, P. (2019): Entwicklung von Verfahren zur Optimierung der Simulation von P-Einträgen in die Oberflächengewässer und zur Unterstützung der Maßnahmenplanung in Schleswig-Holstein.- Endbericht zum Projekt, Laufzeit 07/2017 – 06/2019, Jülich.
- Tetzlaff, B., Elbers, J., Elhaus, D., Gömann, H. u. Ta, P. (2020): Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer.- Teilbericht VI d. Projekts GROWA+ NRW 2021 im Auftrag des LANUV. Jülich, 74 S.
- Tetzlaff, B., Schreiner, H., Vereecken, H. u. Wendland, F. (2009): Modellgestützte Analyse signifikanter Phosphorbelastungen in hessischen Oberflächengewässern aus diffusen und punktuellen Quellen.- Abschlussbericht zum Kooperationsvertrag FZJ u. HLUG, Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, 29, 149 S.
- Tiemeyer, B., Kahle, P. u. Lennartz, B. (2009): Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany.- *Agricult. Water Managem.* 96, 677-690.
- Werner, W., Olf, H. W., Auerswald, K. u. Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin, S. 665-764.
- Wichtmann, W. (1994): Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer.- Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, H. 21, 201 S.
- Wilke, B. u. Schaub, D. (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion.- *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, Bd. 79, S. 435-438.

7 Anhang

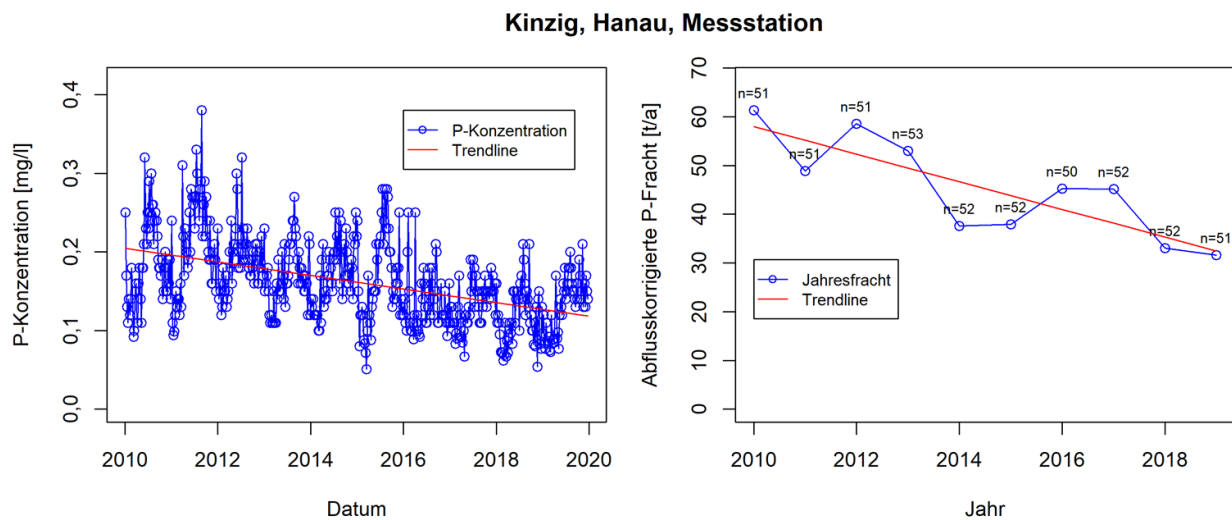


Abbildung 7-1: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Kinzig, Hanau (n ist die Anzahl der Mischproben)

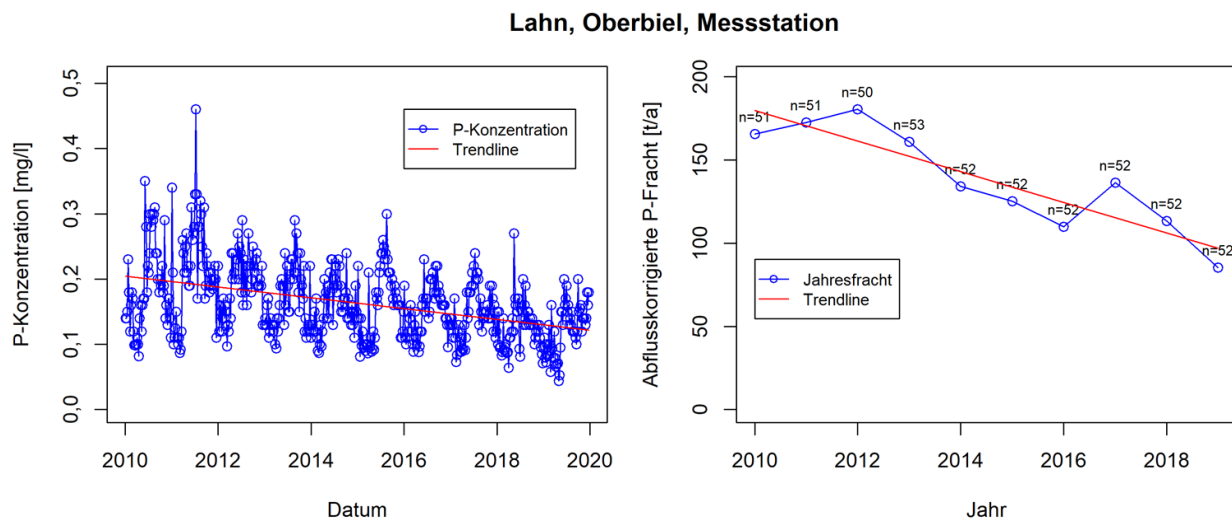


Abbildung 7-2: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Lahn, Oberbiel (n ist die Anzahl der Mischproben)

Nidda, Nied, Messstation

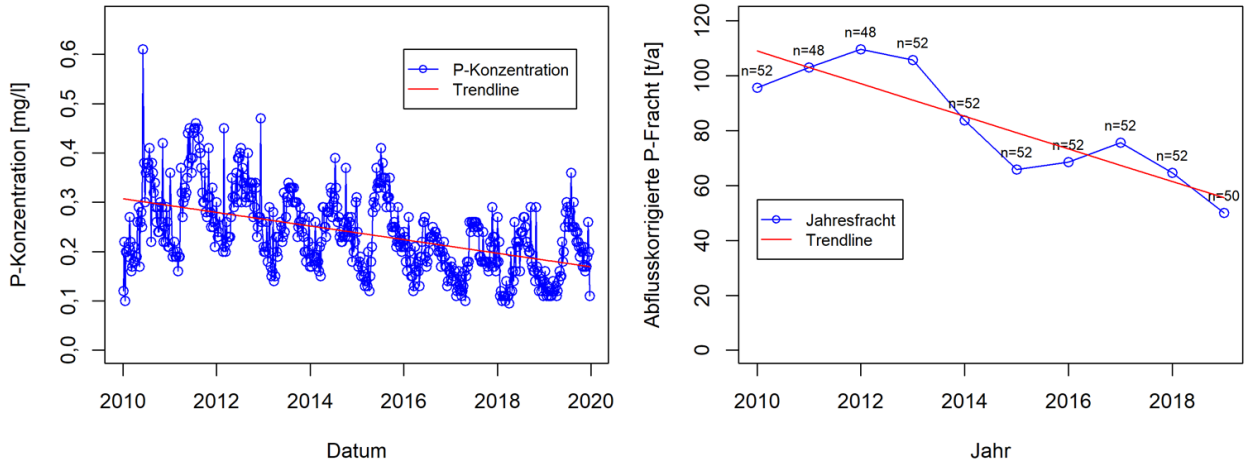


Abbildung 7-3: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Nidda, Nied (n ist die Anzahl der Mischproben)

Fulda, Wahnhausen, Messstation

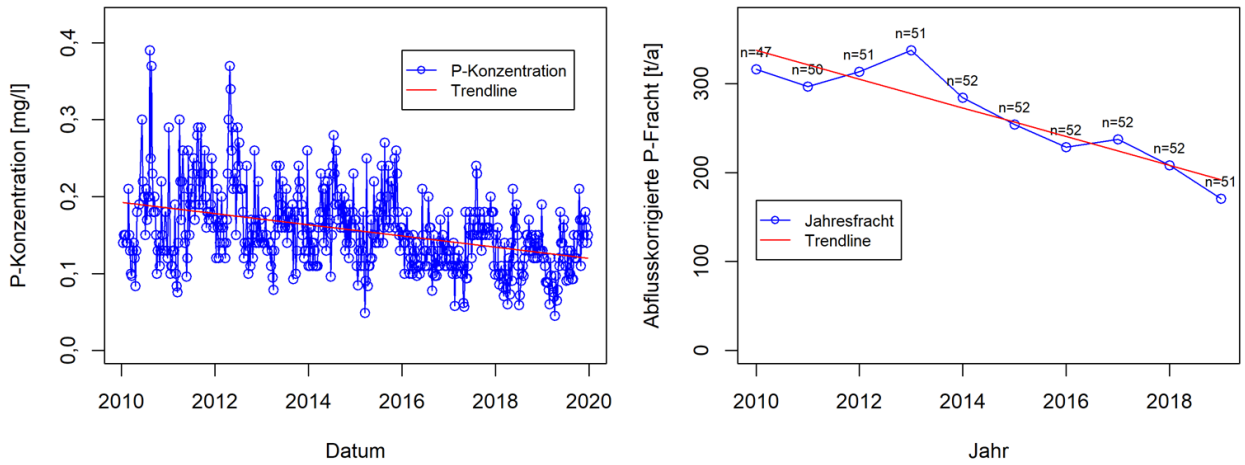


Abbildung 7-4: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Fulda, Wahnhausen (n ist die Anzahl der Mischproben)

Main, Nied, Messstation

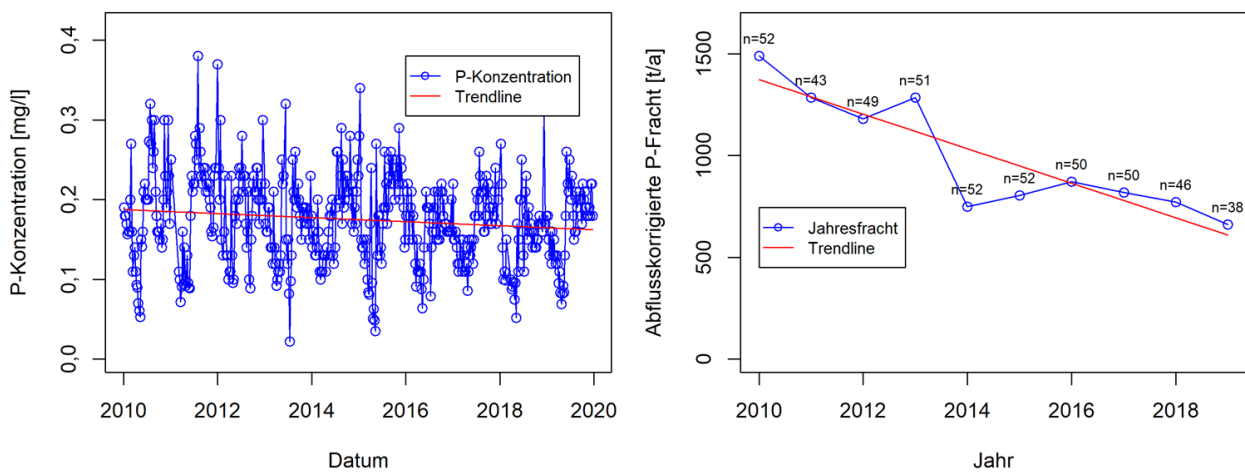


Abbildung 7-5: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Main, Nied (n ist die Anzahl der Mischproben)

Messstation: Main, Bischofsh., MS rechtes Ufer

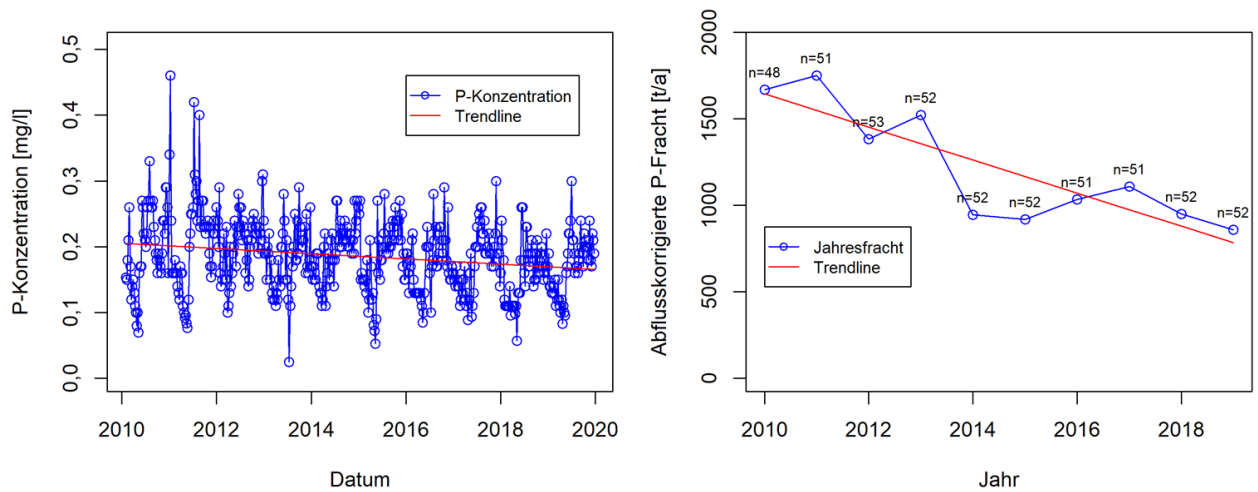


Abbildung 7-6: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Main, Bischofsh. rechtes Ufer (n ist die Anzahl der Mischproben)

Messstation: Main, Bischofsh., MS linkes Ufer

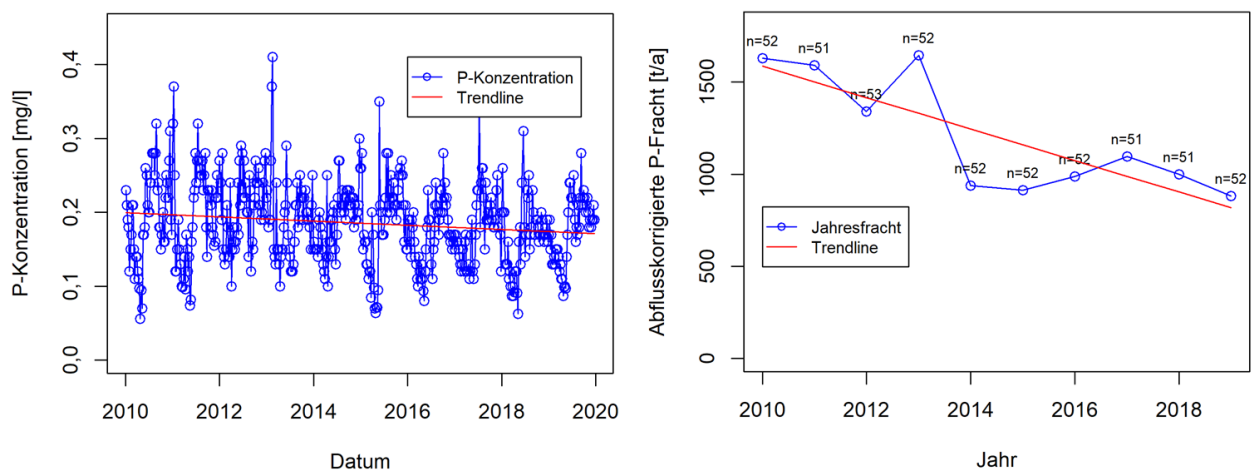


Abbildung 7-7: P-Konzentrationen und -Frachten an der Messstation Main, Bischofsh. linkes Ufer (n ist die Anzahl der Mischproben)